

**Qualitativer Vergleich von Modellen  
zur Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen in Europa  
unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft.**

Anna Maria Vabitsch

Die vorliegende Arbeit wurde am 14.06.2006 von der Fakultät  
Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung  
des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften“ angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung	5.Juli 2006
Prodekan:	Prof. Dr. Karl Stahr
Berichterstatter, 1. Prüfer:	Prof. Dr. Drs. h.c. Jürgen Zeddies
Mitberichterstatter, 2. Prüfer:	Univ.-Doz. Dr. Wilfried Winwarter
Weiterer Prüfer:	Prof. Dr. Rudolf Doluschitz

Aus dem Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre  
Universität Hohenheim

Fachgebiet: Analyse, Planung und Organisation der  
landwirtschaftlichen Produktion

Prof. Dr. Drs. h.c. J. Zeddies

Qualitativer Vergleich von Modellen zur Bewertung von  
Klimaschutzmaßnahmen in Europa unter besonderer  
Berücksichtigung der Landwirtschaft

Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der  
Agrarwissenschaften  
vorgelegt  
der Fakultät Agrarwissenschaften

von  
Anna Maria Vabitsch  
aus Graz, Österreich  
2006



## **Danksagung**

Mein ganz besonderer Dank gilt meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Drs. h.c. Jürgen Zeddies für die sehr gute und motivierende Betreuung dieser Arbeit und die freundliche Aufnahme am Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim. Herrn Univ.-Doz. Dr. Wilfried Winiwarter möchte ich an dieser Stelle ganz herzlich für die Übernahme des Koreferates und für seine engagierte Durchsicht der Arbeit danken.

Für die stets freundschaftliche Unterstützung und die konstruktiven Diskussionen danke ich Frau Dr. Elisabeth Angenendt, die mir vor allem in der Endphase der Arbeit eine große Hilfe war.

Bedanken möchte ich mich auch bei meinen Kollegen am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart für die sehr gute Arbeitsatmosphäre.

Ein ganz großes Dankeschön gilt Frau Urte Stobbe, Frau Dr. Heike Schluckwerder, Frau Dr. Silke Rogge, Frau Dipl.Ing. Gunilla Lissek-Wolf und Frau Dipl.-Volksw. Ulrike Dowie, die durch ihren freundschaftlichen Zuspruch und ihr Interesse wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Meinen Eltern und Geschwistern danke ich sehr herzlich für ihre liebe Rückendeckung.

Mein ganz spezieller Dank gebührt Herrn Dr.-Ing. Bernhard Frey.

München, 2006

Anna Vabitsch



## Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>I</b>
<b>Verzeichnis der Abbildungen.....</b>	<b>IV</b>
<b>Verzeichnis der Tabellen .....</b>	<b>V</b>
<b>Anhangverzeichnis .....</b>	<b>VI</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>1</b>
1.1 Hintergrund.....	1
1.2 Zielsetzung .....	2
1.3 Vorgehensweise.....	3
<b>2 Kenntnisstand.....</b>	<b>4</b>
2.1 Der anthropogene Treibhauseffekt.....	4
2.2 Charakterisierung der direkten Treibhausgase .....	6
2.3 Reduktionsverpflichtungen und gesetzliche Rahmenbedingungen.....	10
2.4 Methoden der Emissionsberechnung.....	15
2.4.1 IPCC Guidelines.....	16
2.4.2 EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook.....	17
2.4.3 Inventar-Nomenklatur.....	18
2.5 Treibhausgasemissionen 1990 - 2002 .....	19
2.6 Beitrag der Landwirtschaft zum anthropogenen Treibhauseffekt.....	25
<b>3 Minderungsmöglichkeiten klimarelevanter Spurengase .....</b>	<b>27</b>
3.1 Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft .....	28
3.1.1 Methanemissionen der Wiederkäuer.....	28
3.1.2 Minderungsmaßnahmen in der Düngewirtschaft .....	31
3.1.3 Minderung der Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden.....	33
3.1.4 Biomasseproduktion zur Substitution fossiler Energieträger.....	33
3.2 Minderungsmöglichkeiten in den anderen Sektoren .....	39
3.2.1 Energiesektor .....	39
3.2.2 Industrielle Prozesse .....	47
3.2.3 Verwendung von Lösungsmitteln und anderen Produkten.....	48
3.2.4 Änderungen in der Landnutzung und Forstwirtschaft.....	48
3.2.5 Abfallwirtschaft .....	49

<b>4</b>	<b>Quantifizierung der Emissionsminderung .....</b>	<b>51</b>
4.1	Minderungspotenzial .....	51
4.2	Vermeidungskosten und Minderungseffizienz.....	51
4.3	Grundlagen ökonomischer Betrachtungen .....	51
4.4	Modelle zur Abschätzung der Klimagasvermeidungskosten .....	54
<b>5</b>	<b>Modellvergleich .....</b>	<b>58</b>
5.1	Vorgehensweise der Modellbeschreibung und -bewertung.....	58
5.2	Ausgewählte Modelle .....	62
5.2.1	POLES.....	65
5.2.2	MERGE .....	68
5.2.3	PRIMES / GENESIS.....	69
5.2.4	EPPA-EU.....	73
5.2.5	RAINS / GAINS .....	75
5.2.6	CAPRI.....	81
5.2.7	AROPA GHG.....	85
5.2.8	RAUMIS.....	87
5.3	Vergleich ausgewählter Modellergebnisse .....	89
5.3.1	Vergleich der Kosten zur Erreichung des Kyoto-Zieles .....	89
5.3.2	Vergleich der Minderungskosten im Agrarsektor.....	94
<b>6</b>	<b>Modellbewertung.....</b>	<b>98</b>
6.1	Bewertung POLES .....	98
6.2	Bewertung MERGE .....	99
6.3	Bewertung PRIMES / GENESIS.....	101
6.4	Bewertung EPPA.....	102
6.5	Bewertung RAINS / GAINS .....	103
6.6	Bewertung CAPRI .....	105
6.7	Bewertung AROPA GHG.....	106
6.8	Bewertung RAUMIS .....	108
6.9	Zusammenfassende Darstellung der Modellbewertung .....	110
<b>7</b>	<b>Diskussion und Schlussfolgerungen .....</b>	<b>114</b>
7.1	Diskussion der Modellergebnisse .....	114
7.2	Diskussion der Modellcharakteristika .....	117
7.3	Diskussion der Methode und des Bewertungsansatzes .....	124
7.4	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	125

<b>8</b>	<b>Zusammenfassung / Summary .....</b>	<b>128</b>
<b>9</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>135</b>
<b>10</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>152</b>

## Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Abweichung von einem linearen Verlauf der Umsetzung der Kyoto-Verpflichtungen im Jahr 2001. ....	13
Abbildung 2: CO <sub>2</sub> -äq Emissionen der EU(15) im Jahr 2002 nach Sektoren (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> und N <sub>2</sub> O dargestellt als CO <sub>2</sub> -äqu. GWP100). ....	21
Abbildung 3: Ergebnisse der Modellbewertung von POLES .....	99
Abbildung 4: Ergebnisse der Modellbewertung von MERGE .....	100
Abbildung 5: Ergebnisse der Modellbewertung von PRIMES und GENESIS .....	101
Abbildung 6: Ergebnisse der Modellbewertung von EPPA .....	103
Abbildung 7: Ergebnisse der Modellbewertung von RAINS / GAINS .....	104
Abbildung 8: Ergebnisse der Modellbewertung von CAPRI .....	106
Abbildung 9: Ergebnisse der Modellbewertung von AROPA GHG .....	107
Abbildung 10: Ergebnisse der Modellbewertung von RAUMIS .....	108

## Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Anteil der Treibhausgase am anthropogenen Treibhauseffekt .....	5
Tabelle 2: Verpflichtungen zur Emissionsreduktion der EU(15) im Kyoto-Protokoll. ....	12
Tabelle 3: Treibhausgasemissionen der EU(15)- Mitgliedstaaten in Tg CO <sub>2</sub> -äqu.* .....	19
Tabelle 4: Treibhausgasemissionen nach Sektoren in der EU15 in Tg CO <sub>2</sub> -äqu.* .....	22
Tabelle 5: Haupt-Quellgruppen der EU(15) und deren Änderungen (in Gg CO <sub>2</sub> -äqu.).	24
Tabelle 6: Systematik von Modellen .....	55
Tabelle 7: Übersicht über die Bewertungskriterien. ....	61
Tabelle 8: Übersicht der analysierten Modelle. ....	64
Tabelle 9: Landwirtschaftliche Minderungsmaßnahmen und spezifische Vermeidungskosten in der GENESIS- Datenbank. ....	72
Tabelle 10: CH <sub>4</sub> - Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft und ihre Kosten	79
Tabelle 11: N <sub>2</sub> O-Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft und ihre Kosten ..	79
Tabelle 12: Kosten zur Erreichung des Kyoto-Zieles mit und ohne Emissionshandel ..	90
Tabelle 13: Geschätzte CH <sub>4</sub> - Minderungspotenziale und –kosten in der EU(15).....	94
Tabelle 14: Geschätzte N <sub>2</sub> O- Minderungspotenziale und –kosten in der EU(15). ....	95

**Anhangverzeichnis**

Anhang 1: Bewertung POLES.....	152
Anhang 2: Bewertung MERGE.....	153
Anhang 3: Bewertung von PRIMES/GENESIS .....	154
Anhang 4: Bewertung von EPPA-EU .....	155
Anhang 5: Bewertung von RAINS/GAINS.....	156
Anhang 6: Bewertung von CAPRI .....	157
Anhang 7: Bewertung von RAUMIS .....	158
Anhang 8: Bewertung von AROPA GHG .....	159

# 1 Einleitung

## 1.1 Hintergrund

Mehr als hundert Jahre nachdem der schwedische Wissenschaftler Svante Arrhenius<sup>1</sup> den anthropogenen Treibhauseffekt erstmals beschrieben hat, ist er heute fester Bestandteil der politischen Agenda. Es besteht mittlerweile wissenschaftlicher Konsens darüber, dass eine Verdoppelung der vorindustriellen Kohlendioxid-Konzentration zu einer Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur um 1,4 bis 5,8°C führen wird, begleitet von einer Zunahme der Niederschläge um 10 bis 15% und einem Anstieg der Meeresspiegel um ca. 50cm bis zum Jahr 2100 (IPCC 2001, WIGLEY und RAPER, 1992). Die größten Schäden werden für die Landwirtschaft (z.B. KANE et al., 1992; PARRY 1990) und durch die Kosten des Meeresspiegelanstiegs (z.B. IPCC 1990b, TITUS et al. 1991, TURNER et al. 1993) erwartet.

Seit ihrer Präsentation am Welt-Klima-Gipfel in Rio de Janeiro 1992 wurde die Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und das daraus abgeleitete Kyoto-Protokoll von mehr als 160 Nationen unterzeichnet. Auch wenn diese Übereinkommen weniger stringent sind, als von mancher Seite gewünscht, so sind sie doch ein klares Indiz für die allgemeine Akzeptanz der Problematik.

Durch die Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls sind die Vertragspartner Verpflichtungen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen eingegangen. Nach der Ratifizierung durch Russland trat es im Februar 2005 in Kraft und erlangt dadurch Rechtsverbindlichkeit für alle Staaten, die den Ratifizierungsprozess ebenso abgeschlossen haben. Die EU(15) Mitgliedstaaten haben sich verpflichtet, die Emissionen der sechs im Protokoll genannten Gase bis zum Zeitraum 2008-2012 um 8% unter das Niveau von 1990 zu senken.

Zur Erreichung dieser Ziele liegt es im gesellschaftspolitischen Interesse, diese mit möglichst geringen wirtschaftlichen Belastungen durchzusetzen. Denn

---

<sup>1</sup> \* 1859, Uppsala; † 1927, Stockholm. Chemiker, Physiker. Nobelpreis für Chemie 1903. Erkannte als erster die Bedeutung des Kohlendioxids für die Temperatur der Atmosphäre.

Klimaschutz, der erst langfristigen Nutzen bringt, ist der heutigen Gesellschaft am ehesten zu vermitteln, wenn die potenziellen kurz- bis mittelfristigen Anpassungskosten möglichst gering gehalten werden.

Für die Entstehung der Treibhausgasemissionen sind die einzelnen Wirtschaftssektoren zu unterschiedlichen Anteilen verantwortlich. Es stellt sich die Frage, wo Minderungsmaßnahmen anzusetzen sind, um die geforderte Emissionsreduktion mit möglichst geringen Kosten zu erreichen.

## 1.2 Zielsetzung

Die verschiedenen Aspekte der Problemstellung werden in folgender Forschungsfrage zusammengefasst und durch die Definition einzelner Ziele konkretisiert.

„Inwieweit ist es sinnvoll und effizient, Emissionen klimarelevanter Gase im Sektor Landwirtschaft zu mindern?“

Die **Ziele** der vorliegenden Arbeit sind:

- I. Analyse der relevanten Emissionsquellen klimarelevanter Gase und Ansatzpunkte zur Emissionsminderung in der Landwirtschaft und in anderen Wirtschaftssektoren.
- II. Beurteilung ökologisch-ökonomischer Modelle zur Analyse von Minderungskosten und möglicher Nebeneffekte.
- III. Vergleichende Bewertung der Ergebnisse solcher Modelle in Hinblick auf die Erfordernisse von Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft.

### 1.3 Vorgehensweise

Zur Erreichung der oben genannten Ziele und zur Beantwortung der Fragestellung waren die folgenden Arbeitsschritte notwendig. Die Ergebnisse sind in den folgenden Kapiteln 2 - 7 dokumentiert:

- Allgemeine Einführung in die Thematik, Darstellung des aktuellen Kenntnisstandes zum Beitrag der Landwirtschaft am anthropogenen Treibhauseffekt.
- Analyse von Treibhausgas-Minderungsmaßnahmen für die Landwirtschaft und für die anderen Wirtschaftssektoren.
- Entwicklung eines Bewertungsansatzes zur Beurteilung von existierenden ökonomisch-ökologischen Modellen und ihren Ergebnissen.
- Quantifizierung der Emissionsminderung.
- Bewertung und Vergleich verschiedener Modellansätze zur Beurteilung von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft und in den anderen Sektoren.
- Diskussion der Ergebnisse.

## 2 Kenntnisstand

### 2.1 Der anthropogene Treibhauseffekt

Im Gegensatz zum natürlichen Treibhauseffekt, der die notwendige Voraussetzung für Leben auf dem Planeten Erde ist, führen menschliche Aktivitäten zu einer massiven Verstärkung dieses natürlichen Effekts. Für diesen so genannten anthropogenen Treibhauseffekt werden die folgenden sechs Spurengase verantwortlich gemacht (KYOTOPROTOKOLL 1997):

- Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>),
- Methan (CH<sub>4</sub>),
- Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O),
- Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/ HFC),
- Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW/ PFC),
- Schwefelhexafluorid (SF<sub>6</sub>).

Durch die Emission dieser Gase wird der Strahlungshaushalt der Erde gestört. Dabei reichern sich Ozon in der Troposphäre, die übrigen Treibhausgase in der Stratosphäre an. Dies führt nach heutigen Erkenntnissen und Modellberechnungen zu einem Anstieg der durchschnittlichen, globalen Oberflächentemperatur von 1,4 bis 5,8°C in dem Zeitraum von 1990 bis 2100, entsprechend einem Anstieg zwischen 0,4 und 1,1°C von 1990 bis 2025 und 0,8°C und 2,6°C bis 2050 (IPCC, 2001).

Die einzelnen Treibhausgase tragen in ungleichem Maß zum Treibhauseffekt bei, da sie einerseits in unterschiedlichen Mengen in der Atmosphäre auftreten und andererseits verschiedene Fähigkeiten zur Strahlungsabsorption haben. Aus der unterschiedlichen Emissionsmenge und der variierenden Effizienz der Wärmeabsorption ergeben sich je nach Autor abweichende Anteile der einzelnen Gase am Treibhauseffekt (Tabelle 1).

**Tabelle 1: Anteil der Treibhausgase am anthropogenen Treibhauseffekt**

Treibhausgas	Anteil (%)				Ø Anteil (%)
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	50	49	60	50	52,3
Methan (CH <sub>4</sub> )	19	18	15	13	16,3
Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)	17	14	12	17	15,0
Distickstoffmonoxid (N <sub>2</sub> O)	6	6	5	5	5,5
Ozon (O <sub>3</sub> )*	8	13	8	7	9,0
Autor (Quelle)	KLÜTING (1989)	PEARCE (1989)	ROHDE (1990)	GLOBUS (1994)	PELCHEN (1996)

Quelle: siehe Autorenzeile

\* Das für den Treibhauseffekt entscheidende Ozon befindet sich in der Troposphäre.

Unter diesen Gasen ist Ozon insofern eine Ausnahme (und daher nicht im Kyoto-Protokoll berücksichtigt), da es erst in der Atmosphäre gebildet und nicht direkt emittiert wird. Nicht berücksichtigt ist auch das mengenmäßig wichtigste klimawirksame Spurengas, Wasserdampf, da die anthropogen bedingten Wasserdampfemissionen gegenüber dem natürlichen Wasserkreislauf vernachlässigt werden können. Da die Emission von Wasserdampf durch die Temperatur der Atmosphäre angetrieben wird, verstärkt sich über diese positive Rückkopplung die Wirkung der emittierten Treibhausgase.

Fluorchlorkohlenwasserstoffe sind ebenfalls wesentlich an der Zerstörung des stratosphärischen Ozons beteiligt und weisen hohe Klimawirksamkeit auf. Diese Substanzen wurden bereits im Montreal-Protokoll verboten und werden seither durch teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/ HFC) und perfluorierte Kohlenwasserstoffe ersetzt (PFC). Für die Zukunft wird erwartet, dass der Anteil von HFC und PFC in der Atmosphäre weiter ansteigen wird.

Insgesamt wurde für alle Treibhausgase in den letzten Jahrzehnten eine starke Zunahme der stratosphärischen Konzentration beobachtet (RAMANATHAN et al. 1985; BRASSEUR und DE RUDDER, 1987; HOUGHTON et al. 1990; KHALIL und RASMUSSEN, 1990).

## 2.2 Charakterisierung der direkten Treibhausgase

Kohlendioxid, Methan und Distickstoffoxid (Lachgas) sind mit rund 98% der Gesamtemission die mengenmäßig wichtigsten anthropogenen Treibhausgase und stehen im Mittelpunkt des Interesses der vorliegenden Arbeit. Zusätzlich wird das Spurengas Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) betrachtet, da die Landwirtschaft in Europa für über 90% der  $\text{NH}_3$ - Emission verantwortlich ist, und da eine integrative Behandlung aller Umweltprobleme gewährleistet werden soll. Die drei anderen im Kyoto-Protokoll genannten Gase (HFC, PFC und  $\text{SF}_6$ ) werden in dieser Arbeit nur am Rande berücksichtigt. Ihre Emissionen sind derzeit noch gering, und die Landwirtschaft stellt nach heutigem Kenntnisstand keine relevante Quelle dieser Gase dar.

### Kohlendioxid – $\text{CO}_2$

$\text{CO}_2$  ist das mengenmäßig wichtigste klimawirksame Spurengas. Die atmosphärische  $\text{CO}_2$ -Konzentration ist seit Beginn der Industrialisierung um etwa 30% von 280 auf 367 ppmv gestiegen (UBA, 2001). Würden sich die globalen  $\text{CO}_2$ -Emissionen auf dem Niveau von 1994 stabilisieren, würde das bei einem annähernd konstanten Anstieg zu einer atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration von etwa 500 ppmv am Ende des 21. Jahrhundert führen. Anthropogenes  $\text{CO}_2$  entsteht vor allem bei der Verbrennung fossiler Energieträger (z.B. Kohle, Erdöl und -produkte, Erdgas).

Die Landwirtschaft emittiert  $\text{CO}_2$  direkt bei der Nutzung von Treibstoffen und indirekt durch den Verbrauch fossiler Energieträger bei der Dünger-, Futtermittel- und Maschinenherstellung. Durch die Intensivierung der pflanzlichen Erzeugung der letzten 20 Jahre in Mitteleuropa ist der Energieaufwand überproportional zu den landwirtschaftlichen Erträgen gestiegen (ENQUETE-KOMMISSION 1994).

Neben der Emission klimarelevanter Spurengase kommt der Landwirtschaft eine wichtige Rolle bei der Suche nach möglichen Kohlenstoffsinken zu: In der Biosphäre werden durch Photosynthese beträchtliche Kohlenstoffmengen aus der Atmosphäre aufgenommen, durch mikrobielle Zersetzung aber auch wieder an diese abgegeben. Zu diesem Kohlenstoffzyklus zählen auch die

landwirtschaftliche Tierhaltung und die Pflanzenproduktion. Solange die Gesamtmenge an Kohlenstoff in der Biomasse aber konstant bleibt, brauchen diese Bereiche in Emissionsinventaren nicht berücksichtigt werden (FREIBAUER und KALTSCHMITT, 2001). Dagegen werden Landnutzungsänderungen und ein veränderter Einsatz organischer Dünger als mögliche Kohlenstoffsinken diskutiert, da dabei zusätzlicher Kohlenstoff in Böden gespeichert wird (OENEMA et al., 2001; FLESSA, 2002; BEESE et al., 2002).

### **Methan - CH<sub>4</sub>**

Nach Kohlendioxid ist Methan mit etwa 18% an der Gesamtabsorption der Wärmestrahlung das zweitwichtigste, klimarelevante Spurengas. Es hat im Vergleich zu Kohlendioxid eine wesentlich höhere relative Absorptionskapazität (58:1) und daher ein höheres Erwärmungspotential (*engl.: global warming potential, GWP*) von 23<sup>2</sup> bei einem berücksichtigten Zeithorizont von 100 Jahren (IPCC, 2001). Die mittlere Verweildauer von CH<sub>4</sub> in der Atmosphäre beträgt 10 Jahre. Neben der direkten Absorptionswirkung ist CH<sub>4</sub> indirekt durch die chemische Umsetzung in der Atmosphäre klimawirksam, welche zur Bildung von troposphärischem Ozon, stratosphärischem Wasserdampf und Kohlendioxid führt (DUXBURY et al., 1993). Während der letzten 250 Jahre kam es zu einem Konzentrationsanstieg von 0,7 auf 1,75 ppmv (KHALIL und RASMUSSEN, 1990).

Methan entsteht beim Abbau organischer Substanz unter anoxischen (sauerstofffreien) Bedingungen. Dabei ist die Methanbildung (Methanogenese) einer der wichtigsten terminalen Schritte der anaeroben Abbaukette. Natürliche Ökosysteme mit großer Bedeutung für die globalen Methanemissionen sind Moore, Sümpfe und Sedimente von limnischen und marinen Gewässern (so genannte biogene Emissionen). Vom Menschen beeinflusste Methanquellen sind der Nassreisanbau, das Verdauungssystem der Wiederkäuer, sowie

---

<sup>2</sup> Das Erwärmungspotenzial entspricht neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen (IPCC, 2001) und weicht leicht von den in den Nationalen Inventaren (entsprechend dem Stand von 1996) verwendeten ab.

Mülldeponien und Biogasanlagen. Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Bildung von Methan sind:

- Menge und Art der organischen Substanz (Abbaubarkeit),
- Umgebungstemperatur,
- pH-Wert,
- Redoxpotential,
- Konzentration der alternativen Elektronen - Akzeptoren (Sulfat, Nitrat).

Etwa 70% der globalen CH<sub>4</sub>-Emissionen beruhen auf menschlichen Aktivitäten. Der Anteil der Landwirtschaft an diesen anthropogenen CH<sub>4</sub>-Emissionen beträgt rund 60% und ist damit die wichtigste Einzelquelle. Hauptgrund für den Anstieg der CH<sub>4</sub>-Emissionen der letzten Jahrzehnte ist die Ausdehnung und Intensivierung der Tierhaltung (Vervierfachung der Tierproduktion seit 1950; Übergang auf Intensivierung mit ganzjähriger Stallhaltung und energiereichem Zukaufkraftfutter). Weitere wichtige Quellen sind - wenn auch nicht in Europa - die Biomasseverbrennung (Brandrodung und natürliche Wald- und Steppenbrände) und der Nassreisanbau (HEYER, 1994).

### **Distickstoffoxid (Lachgas) – N<sub>2</sub>O**

Lachgas zeichnet sich durch eine noch höhere Absorptionsfähigkeit und ein dementsprechend hohes Erwärmungspotential von 296<sup>3</sup> im Vergleich zu Kohlendioxid aus (GWP<sub>100</sub>, IPCC, 2001). Die mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre beträgt 150 Jahre und die Konzentration stieg seit Beginn der Industrialisierung von 280ppbv (vorindustriell) auf 310ppbv (heute). Für die Entstehung von Lachgas sind überwiegend biotische Bildungsprozesse verantwortlich. Die Freisetzung aus terrestrischen Ökosystemen unterliegt einer hohen Dynamik und Diversität, wodurch eine genaue Quantifizierung dieser Emissionen erschwert ist. Die Hauptquelle von N<sub>2</sub>O ist der Abbau von Nitrat im

---

<sup>3</sup> Das Erwärmungspotenzial entspricht neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen (IPCC, 2001) und weicht leicht von den in den Nationalen Inventaren (entsprechend dem Stand von 1996) verwendeten ab.

Boden. Die Emissionen haben ihren Ursprung hauptsächlich in zwei Prozessen, die durch Bodenbakterien vollzogen werden: Nitrifikation und Denitrifikation. Die Höhe der  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung wird sowohl von den Prozessraten, als auch vom relativen Stickstoffanteil, der während dieser Prozesse als  $\text{N}_2\text{O}$  freigesetzt wird, bestimmt. Obwohl die Steuerungsgrößen der  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung gut dokumentiert sind, ist die Abschätzung der Emissionen aus unterschiedlich bewirtschafteten Böden mit großen Unsicherheiten behaftet. Dies liegt in erster Linie an der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der Emissionsraten (FLESSA et al. 2001a).

Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Lachgasbildung sind:

- Wasserhaushalt bzw. Luftgehalt des Bodens,
- Bodentemperatur,
- pH-Wert,
- Nährstoffverfügbarkeit (Konzentration von Ammonium und Nitrat im Boden),
- Verfügbarer Kohlenstoff.

Weitere Quellen von Lachgasemissionen sind Verbrennungs- und industrielle Prozesse.

**Ammoniak** ( $\text{NH}_3$ ) und **Stickoxide** ( $\text{NO}_x$ ) sind die wichtigsten, mit der Landwirtschaft verbundenen, indirekt wirksamen Spurengase. Beide Gase führen zur Versauerung von Böden, zur Belastung von Ökosystemen durch Eutrophierung und sind – über die Denitrifizierung als Distickstoffoxid (s. o.) – auch klimawirksam. Im Zusammenwirken von erhöhten N-Einträgen, Bodenversauerung und einer zunehmenden Konzentration von Luftschadstoffen wird inzwischen auch eine Hauptursache für das Waldsterben gesehen.

Ammoniak-Emissionen stammen zu über 90% aus der Landwirtschaft (DÖHLER et al., 2002), wobei innerhalb der Landwirtschaft 80% der Tierhaltung (Stallhaltung, Weidewirtschaft, Wirtschaftsdüngermanagement) und 20% der hohen Mineraldüngeranwendung zuzuschreiben sind. Stickstoffoxid wird vor allem in Verbindung mit der N-Düngung freigesetzt.

Wenn  $\text{NH}_3$  freigesetzt wird, kommt es zum Teil in unmittelbarer Nähe der Quelle zur trockenen Deposition, ein Teil des  $\text{NH}_3$  bildet jedoch in der Atmosphäre mit Schwefeldioxid und Stickoxiden Ammoniumsulfat ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) oder Ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ). Diese Salze bilden nach LOIBL und ORTHOFER (1999) vor allem im ländlichen Hintergrund einen Anteil von ca. 50% an der atmosphärischen Aerosolmasse (PM10, engl.: *particulate matter*, mit einem aerodynamischen Durchmesser von  $< 10 \mu\text{m}$ ). Die Salze haben durch ihre Eigenschaft, bis in die Alveolen der Lungen vorzudringen, ein erhebliches Gesundheitsgefährdungspotenzial.

### 2.3 Reduktionsverpflichtungen und gesetzliche Rahmenbedingungen

Die Notwendigkeit des Schutzes der Erdatmosphäre hat zu einer Reihe internationaler Abkommen geführt. Allen gemeinsam ist die Einsicht, dass grenzüberschreitende Luftverschmutzung eingedämmt werden soll. Hierzu gehören u. a. die Konventionen zu Vermeidung und Verminderung weit reichender grenzüberschreitender Luftverunreinigungen der Vereinten Nationen (UNECE CLRTAP<sup>4</sup> mit seinen inzwischen acht Protokollen) und die Klimarahmenkonvention (KRK bzw. UNFCCC<sup>5</sup>) sowie im europäischen Kontext die Richtlinien zur Einhaltung nationaler Emissionsziele und der europäische CO<sub>2</sub>-Beobachtungsmechanismus.

Das Ziel der Klimarahmenkonvention ist es,

„die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche Störung des Klimasystems verhindert wird. Ein solches Niveau sollte innerhalb eines Zeitrahmens erreicht werden, der ausreicht, damit sich Ökosysteme auf natürliche Weise den Klimaänderungen anpassen können, die Nahrungsmittelerzeugung nicht bedroht wird und die wirtschaftliche Entwicklung auf einem nachhaltigen Entwicklungspfad fortgeführt werden kann.“ (Art. 2 KRK)

---

<sup>4</sup> UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP) aus dem Jahr 1979

<sup>5</sup> UN Framework Convention for the Climate Change aus dem Jahr 1992 – daraus abgeleitet das Kyoto-Protokoll.

---

Auf der völkerrechtlichen Grundlage der KRK wurde im Dezember 1997 das Kyoto-Protokoll vereinbart, das für Industriestaaten verbindliche Ziele zur Reduktion der Treibhausgasemissionen festlegt. Die Europäische Union hat sich darin verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen im Zeitraum 2008-2012 um 8% gegenüber dem Niveau von 1990 zu senken. Das Kyoto-Protokoll, das nach der Ratifizierung durch Russland am 16. Februar 2005 in Kraft getreten ist, hat wegen des Rückzuges der USA eine geringere Bedeutung für den Klimaschutz als ursprünglich vorgesehen. Die Treibhausgas-Reduktionsziele der EU und der Mitgliedstaaten wurden vom Rat der EU-Umweltminister am 4. März 2002 rechtsverbindlich gebilligt. Im Einzelnen handelt es sich dabei um die Reduktionsziele, über die 1998 im Rahmen der so genannten Lastenteilungsvereinbarung („*burden sharing*“) eine politische Einigung zustande kam. Die Verpflichtungen zur Emissionsreduktion der einzelnen Mitgliedstaaten gemäß Kyoto-Protokoll sind in Tabelle 2 dargestellt.

Das Kyoto-Protokoll sieht vor, dass alle Vertragsparteien nationale Aktionspläne vorlegen, in denen die Schritte, welche die Vertragsparteien zur Begrenzung ihrer anthropogenen Treibhausgasemissionen eingeleitet haben, beschrieben werden. Die Vorlage dieser Aktionspläne seitens der Vertragsparteien ist eine Voraussetzung für die Teilnahme an dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Um den Vertragsparteien ein gewisses Maß an Flexibilität bezüglich des Zeitrahmens (und insbesondere in Hinblick auf Vermeidung besonderer Wetterbedingungen) zu gewähren, in dem sie ihre im Kyoto-Protokoll geregelten Verpflichtungen zur Verringerung der Treibhausgasemissionen erfüllen müssen, gilt für das Reduktionsziel ein Zeitraum von 5 Jahren. Dieser Zeitraum wird als Verpflichtungsperiode bezeichnet.

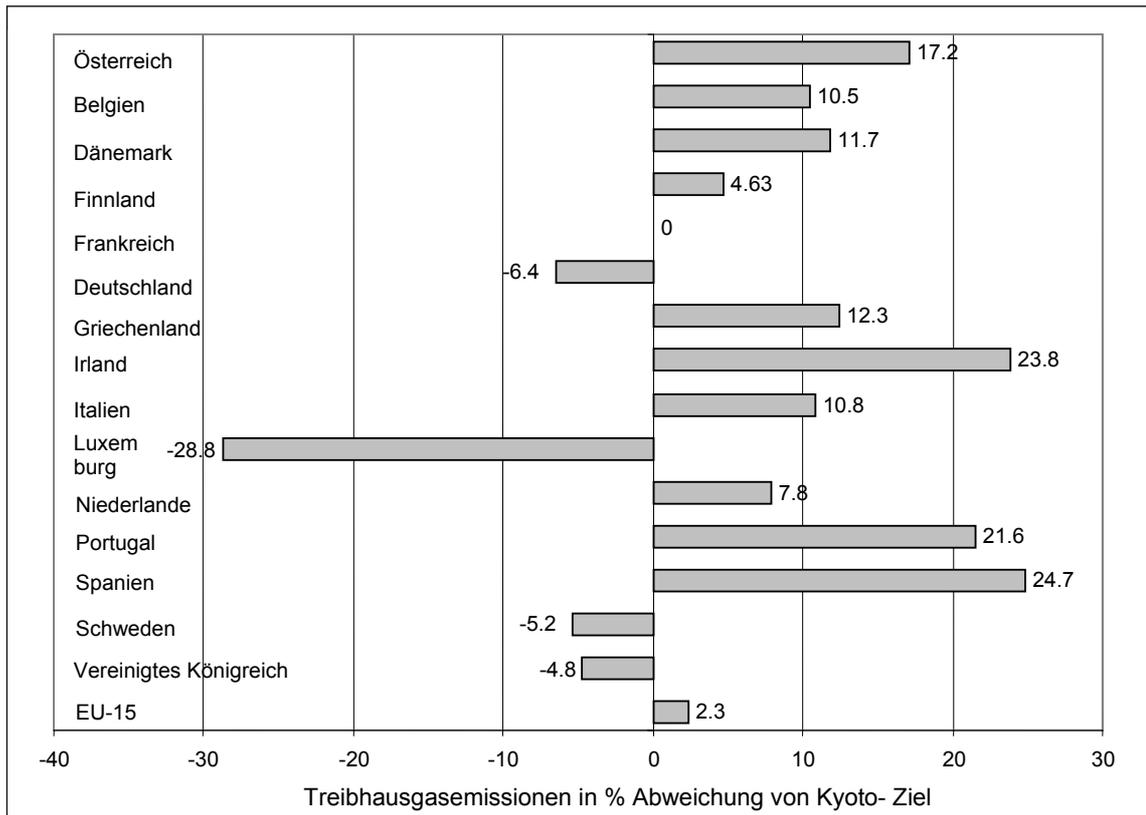
**Tabelle 2: Verpflichtungen zur Emissionsreduktion der EU(15) im Kyoto-Protokoll.**

Belgien	- 7,5%
Dänemark	- 21,0%
Deutschland	- 21,0%
Finnland	0%
Frankreich	0%
Griechenland	25,0%
Großbritannien	- 12,5%
Irland	13,0%
Italien	- 6,5%
Luxemburg	- 28,0%
Niederlande	-6,0%
Österreich	- 13,0%
Portugal	27,0%
Schweden	4,0%
Spanien	15,0%
<b>EU Gesamt</b>	<b>- 8,0%</b>

Quelle: Kyoto-Protokoll, 1997

Nimmt man für die Erreichung der im Kyoto-Protokoll eingegangenen Reduktionsziele einen (hypothetischen) linearen Verlauf der Emissionen an, ergeben sich unterschiedliche Zielerreichungsgrade für die einzelnen EU-Mitgliedstaaten. Abbildung 1 zeigt die Abweichungen ausgedrückt in Prozent (den Balken) zwischen einem hypothetischen Ziel (im Jahre 2001) und dem im selben Jahr tatsächlich erreichten Stand.

Demnach müsste Deutschland zur Umsetzung des Minderungsziels von 21% bis 2008/2012 im Jahr 2001 (sozusagen etwa Halbzeit seit 1990) eine Minderung von 11,55% erreicht haben. Tatsächlich hat Deutschland 18% Minderung erreicht, womit die Emissionen 6,45% unterhalb und damit besser als der lineare Verlauf liegen. Bei der Interpretation der Abweichungen wird auf die oben dargestellten, unterschiedlichen Reduktionsverpflichtungen der Mitgliedstaaten hingewiesen (vgl. Tabelle 2).



Quelle: Eigene Darstellung nach UBA, 2004

**Abbildung 1: Abweichung von einem linearen Verlauf der Umsetzung der Kyoto-Verpflichtungen im Jahr 2001.**

Aus Hochrechnungen der Europäischen Umweltagentur (EEA, 2004a) geht hervor, dass durch die vorhandenen Programme und Maßnahmen die Emissionen der EU(15) bis zum Jahr 2010 lediglich um 1,0% unter das Niveau von 1990 gesenkt werden, selbst wenn Schweden und das Vereinigte Königreich ihre Ziele übererfüllen. Zusätzliche Programme und Maßnahmen, die sich gegenwärtig in einem fortgeschrittenen Planungsstadium befinden, würden eine Emissionsreduzierung von 5,4% bewirken, wenn Übererfüllungen durch einige Länder unberücksichtigt bleiben.

Die Nutzung der flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls, nämlich die „Gemeinsame Projektdurchführung“ und der „Mechanismus für eine umweltverträgliche Entwicklung“ könnten Schätzungen zufolge weitere 1,1% Emissionssenkung bringen. Nur wenn man die erwarteten Auswirkungen sowohl der aktuellen als auch der zusätzlichen Maßnahmen und Programme zusammen nimmt und eine Übererfüllung durch einige Mitgliedstaaten voraus-

setzt, ist eine gesamte Emissionssenkung der EU(15)-Mitgliedstaaten um 8,8% möglich.

### **Sanktionen im Kyoto-Protokoll**

Bei Nicht-Erfüllung der eingegangenen Verpflichtungen bzw. bei Überschreitung des Emissionsbudget durch eine Partei (ein Land), werden die nicht durch Zertifikate gedeckten Emissionen, erhöht um den Faktor 1,3 („Wiedergutmachungsrate“) von der zugeteilten Menge der nächsten Verpflichtungsperiode abgezogen. Außerdem muss die Partei innerhalb von drei Monaten einen Erfüllungsplan vorlegen, der ausreichende Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionsbeschränkung für die nächste Verpflichtungsperiode darlegt (Art. 18, Kyoto-Protokoll). Dieses Konzept der Erfüllungskontrolle im Kyoto-Protokoll wird als sehr positiv bewertet. Im Vergleich zu anderen völkerrechtlichen Verträgen gelten die detaillierten Verfahrensvorschriften und weitreichenden Sanktionsmöglichkeiten als umfassend und streng. Negativ am Kyoto-Protokoll ist allerdings zu beurteilen, dass

- die Emissionssenkung von durchschnittlich 5,2% für die Industriestaaten gemessen an den Erfordernissen deutlich zu niedrig ist,
- Emissionen aus der Schifffahrt und des wachsenden Luftverkehrs aus den Inventaren und damit den Verpflichtungen ausgeklammert sind,
- für die Entwicklungsländer keine Verpflichtungen für die Zukunft vorgezeichnet sind und
- die umfangreichen Gutschriften aus Anrechnung der Kohlenstoffsenken die Notwendigkeit zur Emissionsreduktion verringern.

Die detaillierten Verfahrensregeln des Kyoto-Protokolls und der Ausstieg der Vereinigten Staaten von Amerika führen insgesamt dazu, dass sich statt der ursprünglich vorgesehenen Reduktion der Emissionen der Industriestaaten von 5,2% nur noch etwa eine Stabilisierung auf dem Niveau von 1990 ergeben wird. Bei den letzten Klimarahmenkonferenzen 2004 in Buenos Aires und 2005 in Montreal war eine Kernfrage der Diskussion, wie es nach 2012 und dem Ende des ersten im Kyoto-Protokoll festgelegten Verpflichtungszeitraums weitergehen wird. Die Entwicklung der Treibhausgasemissionen seit 1990 zeigt,

dass in einzelnen Bereichen deutliche Emissionsreduktionen erreicht wurden. Dennoch sind diese Reduktionen nicht ausreichend, um die erwartete globale Erwärmung zu verhindern. Weitere Anstrengungen sind notwendig, welche über die bisher beschlossenen Emissionsreduktionsverpflichtungen hinausgehen.

## 2.4 Methoden der Emissionsberechnung

Zur Erfüllungskontrolle der eingegangenen Verpflichtungen ist eine zeitnahe Erfassung, Berechnung und Berichterstattung der jeweiligen Emissionsfrachten notwendig. Das Kyoto-Protokoll verknüpft umweltstrategische Ziele mit flexiblen ökonomischen Instrumenten (Emissionshandel, gemeinsame Projekte mit Entwicklungsländern bzw. entwickelten Industrienationen).

Zur Kontrolle der Zielerreichung werden sehr hohe Anforderungen an die Emissionsermittlung gestellt. Diese umfassen eine transparente Ermittlung und Berichterstattung, Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit denen anderer Länder, Konsistenz der berichteten Zeitreihen, Vollständigkeit der Einbeziehung aller Quellen und Senken in das Inventar sowie die Genauigkeit der Emissionsergebnisse.

Im Allgemeinen folgt die Berechnung von Emissionen dem Schema:

$$\text{Emission} = \text{Aktivität} * \text{Emissionsfaktor}$$

Als **Aktivität** werden Größen bezeichnet, welche quantitative Informationen der emissionsverursachenden Prozesse bzw. der Emissionsquellen (z.B. Tierzahlen) enthalten. Diese werden größtenteils in statistischen Datensammlungen mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad räumlicher und zeitlicher Auflösung erhoben. **Emissionsfaktoren** hingegen sind das Ergebnis empirischer Untersuchungen (z.B. Emissionsfracht je Tier und Jahr), deren Repräsentativität und Unsicherheiten bei der Interpretation der Ergebnisse eine entscheidende Rolle spielen.

In den internationalen Vereinbarungen sind die Methoden festgelegt, nach welchen die Emissionsinventare erstellt werden sollen. Die wichtigsten sind die so genannten „*IPCC Guidelines*“ und das „*EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook*“ (IPCC 1997; EEA 1996, 2000).

#### **2.4.1 IPCC Guidelines**

Der *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) ist eine Sachverständigengruppe, die 1988 von den Regierungen unter der Schirmherrschaft der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) und dem Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) gegründet wurde. Sie erstellt Bewertungen, Berichte und Leitlinien zu folgenden Themen:

- Wissenschaftliche Aspekte des Klimawandels und dessen mögliche Auswirkungen auf die Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft,
- Technische Entwicklungen,
- Nationale und internationale Strategien zur Reaktion auf den Klimawandel.

Während der zweiten Welt-Klima-Konferenz in Genua (Oktober 1990) fiel die Entscheidung, einheitliche Richtlinien für die Erstellung von nationalen Treibhausgasinventaren mit dem Ziel der verbesserten Vergleichbarkeit zu erarbeiten. Unter der Führung der IEA (International Energy Agency) und der OECD (Organization of Economic Cooperation and Development), in Zusammenarbeit mit den USA, Großbritannien und Norwegen wurde eine erste Zusammenstellung von Methoden zur Erfassung von CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CO, NO<sub>x</sub> und NMVOC verfasst. Diese, im Folgenden *IPCC Richtlinien* genannt, wurden und werden regelmäßig überarbeitet und weiterentwickelt.

In erster Linie stehen diese Richtlinien den Mitgliedern der Vertragsstaatenkonferenz (CoP, Conference of Parties) zur Verfügung, welche in Rio de Janeiro 1992 die Klima-Rahmenkonvention (UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change) unterschrieben und sich dadurch verpflichtet haben, nationale Treibhausgasinventare der anthropogenen

Emissionen (nach Quellen und Senken differenziert) für alle nicht im Montrealer Protokoll berücksichtigten Gase (also z.B. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, SF<sub>6</sub>, HFCs, PFCs) zu erstellen. Die beschriebenen IPCC Richtlinien wurden der Vertragsstaatenkonferenz erstmals 1994 in Berlin präsentiert (CoP1); Eine überarbeitete Version, die so genannten *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*<sup>6</sup>, wurden 1997 in Kyoto (CoP3) zur Erstellung international vergleichbarer Emissionsinventare empfohlen. Diese überarbeitete Version sieht für den Sektor Landwirtschaft neue Methoden in den Bereichen „Reisanbau“, „Landwirtschaftliche Böden“ und „Wirtschaftsdüngermanagement“ vor.

Die nach der IPCC Methode erstellten Inventare weisen beträchtliche Unsicherheiten auf. WINIWARTER und RYPDAL (2001) schätzen die Unsicherheiten der Emissionsquantifizierung auf insgesamt 10%. Bei Betrachtung der einzelnen Gase geben sie für CO<sub>2</sub> eine Unsicherheit von 5%, für CH<sub>4</sub> von 50% und für N<sub>2</sub>O von 70% an, wenn jeweils alle Quellen des entsprechenden Gases berücksichtigt werden.

#### **2.4.2 EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook**

Parallel zu den „globalen“ Richtlinien zur Erstellung von Emissionsinventaren des IPCC wurden in Europa schon Mitte der 1980er Jahre erste Schritte in dieser Richtung unternommen.

Gemäß der Entscheidung des Rates 85/338/EEC wurde 1985 das Arbeitsprogramm CORINE (CO-ordination d'INformation Environnementale) ins Leben gerufen, welches in einem Subprojekt (CORINAIR) die Sammlung und Verwaltung von Informationen über die „klassischen“ Luftschadstoffemissionen (SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC) und deren Beitrag zu sauren Niederschlägen untersucht. CORINAIR startete 1986 mit dem Ziel, Emissionsinventare aller damals 12 EU-Mitgliedsstaaten für das Jahr 1985 zu erstellen und zu koordinieren. Für das zweite Inventar im Jahr 1990 wurde die Liste der betrachteten Substanzen um NH<sub>3</sub>, CO, CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O erweitert und CH<sub>4</sub> wurde getrennt von den NMVOC

---

<sup>6</sup> Verfügbar auf: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm>

erfasst. Dieses Inventar wurde von 29 Ländern erstellt. Als Referenz zur Erstellung der Inventare durch die Mitgliedsstaaten wurde eine Anleitung, das so genannte *Guidebook* erarbeitet. Die erste Auflage dieses Handbuchs wurde von einer Arbeitsgruppe des UNECE/EMEP (*Task Force on Emission Inventories and Projections*) erarbeitet und 1996 vervollständigt. Herausgeber und Vertreiber ist die Europäische Umweltagentur (EEA, European Environment Agency). Die zweite Auflage erschien 1999, alle weiteren überarbeiteten Auflagen sind nur mehr als elektronisches Format auf der Internetseite der EEA abrufbar, um eine bessere Handhabung und Aktualisierbarkeit zu ermöglichen (<http://www.eea.eu.int/>).

### 2.4.3 Inventar-Nomenklatur

Inventare differenzieren die berechneten Emissionen nach ihren Quellbereichen und folgen damit dem Standortprinzip. Aufgrund verschiedener Klimaschutzbestimmungen sind die teilnehmenden Länder verpflichtet, jährliche, nationale Inventare der klimarelevanten Emissionen zu erstellen, anhand derer die Verteilung der Emissionen nach Sektoren, aber auch die zeitliche Entwicklung dargestellt werden kann. Zur sektoralen Differenzierung der Emissionsinventare gibt es unterschiedliche Klassifizierungen:

- **SNAP97:** *Selected Nomenclature for Air Pollutants* (Europäische Umweltbehörde, EEA, European Topic Centre on Air Emissions)
- **NFR:** *Nomenclature for Reporting* (2001/2002 UNECE- Übereinkommen/ Übereinkommen der UN-Wirtschaftskommission für Europa über weit-räumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP)
- **IPCC/CRF:** *Common Reporting Framework* (Klima-Rahmenkonvention, UN Framework Climate Change Convention)

Die dritte Auflage des CORINAIR-Handbuchs verwendet weiterhin die SNAP97-Nomenklatur. Die Unterschiede in der Klassifizierung der Quellgruppen ergeben sich aus dem unterschiedlichen Entwicklungshintergrund. Die Harmonisierungsbemühungen sind jedoch noch nicht abgeschlossen.

## 2.5 Treibhausgasemissionen 1990 - 2002

Im Jahr 2002 wurden in der EU(15) rund 4100 Tg CO<sub>2</sub>-Äquivalente klimarelevante Gase emittiert (Tabelle 3), wobei die einzelnen Mitgliedstaaten sehr unterschiedlichen Anteil an der Höhe der Emissionen hatten. Deutschland war im Jahr 2002 Hauptemittent und für rund 25% der europäischen Treibhausgasemissionen verantwortlich (1016 Tg CO<sub>2</sub>-äqu.). Dahinter folgt das Vereinigte Königreich mit 635 Tg CO<sub>2</sub>-äqu. und Frankreich mit 554 Tg CO<sub>2</sub>-äqu. klimarelevanter Emissionen. Hierbei sind alle sechs im Kyoto-Protokoll genannten Treibhausgase berücksichtigt und als CO<sub>2</sub>-Äquivalente ausgedrückt.

**Tabelle 3: Treibhausgasemissionen der EU(15)- Mitgliedstaaten in Tg CO<sub>2</sub>-äqu.\***

	1990	1995	2000	2001	2002
Österreich	78	79	81	84	85
Belgien	146	155	150	149	150
Dänemark	69	77	68	69	68
Finnland	77	76	75	81	82
Frankreich	565	560	558	562	554
Deutschland	1 249	1 101	1 016	1 027	1 016
Griechenland	105	110	130	135	135
Irland	53	58	68	70	69
Italien	509	525	544	554	554
Luxemburg	13	10	10	10	11
Niederlande	211	225	213	216	214
Portugal	58	67	78	78	82
Spanien	285	316	385	383	400
Schweden	72	74	68	68	70
Vereinigtes Königreich	743	686	648	656	635
<b>EU-15</b>	<b>4 231</b>	<b>4 119</b>	<b>4 090</b>	<b>4 144</b>	<b>4 123</b>

Quelle: Europäische Umweltagentur, 2004

\* ohne Berücksichtigung der Festlegung von Kohlenstoff in Wäldern u. a.

Gemäß den oben vorgestellten Methoden zur Quantifizierung der Emissionen werden die Verursachersektoren in einzelne Quellgruppen und emittierende Prozesse unterteilt. Dabei werden in dem Inventar nach CRF die folgenden Wirtschaftssektoren und Subsektoren unterschieden:

**Energiesektor<sup>7</sup>:** Verbrennung von Brennstoffen in der Energiewirtschaft, im verarbeitenden Gewerbe und im Baugewerbe, im Verkehr und in den anderen Sektoren, Flüchtige Emissionen aus Brennstoffen (feste Brennstoffe, Öl und Erdgas).

**Industrielle Produktionsprozesse:**

Mineralerzeugnisse,  
Chemische Industrie,  
Metallerzeugung und sonstige Erzeugung,  
Erzeugung und Verbrauch von Halogenkohlenwasserstoffen und Schwefelhexafluorid.

**Anwendung von Lösemitteln und anderen Produkten:**

Anwendung von Farben und Lacken,  
Entfettung und chemische Reinigung,  
Herstellung und Verarbeitung von chemischen Produkten,  
andere Lösemittelanwendungen.

**Landwirtschaft:** Wiederkäuerverdauung,  
Düngewirtschaft,  
Reisanbau,  
Landwirtschaftliche Böden,  
kontrolliertes Abbrennen von Grasland,  
Verbrennung von landwirtschaftlichen Rückständen.

**Landnutzungs- Änderung und Forstwirtschaft:**

Änderungen der Waldfläche und anderer Holzbiomasse,  
Wald- und Grünlandumbruch,  
Stilllegungen bewirtschafteter Flächen,  
CO<sub>2</sub>-Emissionen aus und CO<sub>2</sub>-Aufnahme in Böden.

**Abfallwirtschaft:** Entsorgung fester Abfälle an Land,  
Abwasserbehandlung, Abfallverbrennung.

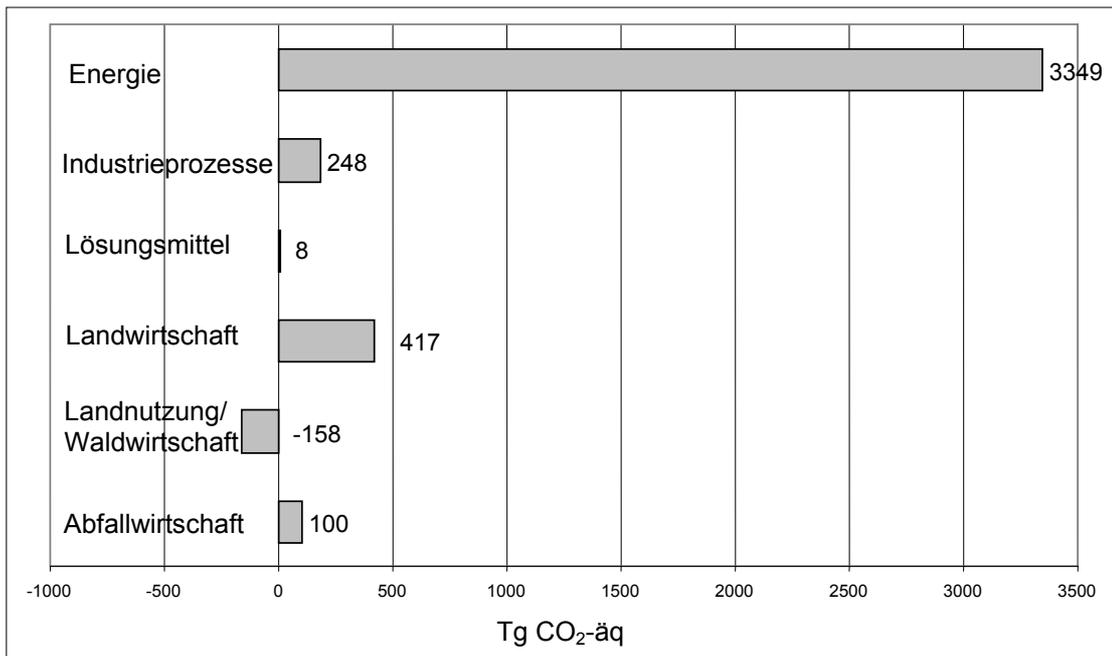
Die Klassifizierung der Herkunft klimarelevanter Treibhausgase folgt dem Standortprinzip, d.h. die Emissionen werden dem Quellbereich angelastet, der auch der Ort der Entstehung ist. So erscheinen z.B. die Emissionen der letztlich

---

<sup>7</sup> Die Übersetzung der englischen Bezeichnungen der Sektoren folgt weitgehend den Vorschlägen des deutschen Umweltbundesamtes.

den Haushaltsbereich versorgenden Heizwerke bei den Kraft- und Fernheizwerken. Diesem Grundsatz folgend werden die Vorkettenemissionen nur bei dem Bereich berücksichtigt, bei dem sie entstehen. Dementsprechend bleiben im Bereich Verkehr die Emissionen aus Förderung, Transport und Verarbeitung des Rohöls sowie der Verteilung des Kraftstoffes unberücksichtigt. Außerdem folgt die Emissionserfassung dem Territorialprinzip, wodurch z.B. die durch den internationalen Verkehr außerhalb der Hoheitsgrenzen verursachten Emissionen nicht berücksichtigt werden.

Betrachtet man die Emissionen der drei mengenmäßig wichtigsten Treibhausgase  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$ , so zeigt sich, dass der Energiesektor durch die Verbrennung fossiler Energieträger den weitaus größten Anteil an diesen Emissionen hat (Abbildung 2).



Quelle: nach UNFCCC, 2004

**Abbildung 2: CO<sub>2</sub>-äq Emissionen der EU(15) im Jahr 2002 nach Sektoren (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O dargestellt als CO<sub>2</sub>-äqu. GWP100).**

Die Senkenfunktion des Sektors Landnutzung/Waldwirtschaft ist in Europa vor allem auf den Waldzuwachs zurückzuführen. Im Jahr 2002 wurden europaweit nur etwa zwei Drittel des Holzzuwachses eingeschlagen und genutzt, wobei länderspezifische Unterschiede berücksichtigt werden müssen (EEA, 2004a).

Es sei darauf hingewiesen, dass es bei der Einteilung der Quellgruppen und ihrer Zuordnung zu den Sektoren je nach Inventarisierungsmethode trotz der laufenden Harmonisierungs-Bestrebungen zu Abweichungen kommt (vgl. hierzu Kapitel 2.4). Die hier vorgenommene Einteilung entspricht der Systematik des IPCC und der für die Emissionsberichterstattung gemäß dem Kyoto-Protokoll geforderten Methoden.

Die dominierende Rolle des Energiesektors bei der Entstehung von Treibhausgasemissionen hat sich in den Jahren seit 1990 nicht geändert (Tabelle 4). Dabei unberücksichtigt bleibt aber die sich ändernde Verteilung der Emissionen innerhalb dieses Sektors (Abnahme der Emissionen aus Verbrennungsprozessen, Zunahme der Verkehrsemissionen).

**Tabelle 4: Treibhausgasemissionen nach Sektoren in der EU15 in Tg CO<sub>2</sub>-äqu.\***

Quellen und Senken	1990	1995	2000	2001	2002
Energie	3322	3250	3293	3358	3349
Industrieprozesse	303	300	256	252	248
Verbrauch an Lösungsmitteln und anderen Produkten	9	8	9	8	8
Landwirtschaft	456	428	424	421	416
Änderungen der Flächennutzung und Waldwirtschaft	-100	-112	-117	-141	-158
Abfall	138	131	106	103	100
Sonstige	2	2	2	2	2

Quelle: nach EEA, 2004a

\* unter Berücksichtigung der Festlegung von Kohlenstoff

Die Trends bei der Emission einzelner Treibhausgase sind sehr unterschiedlich (EEA, 2002): Mit einem Anteil von 82% an der Gesamtmenge der Treibhausgasemissionen im Jahr 2000 ist CO<sub>2</sub> das bedeutendste Treibhausgas. Hauptverantwortlich für die CO<sub>2</sub>-Emissionen ist die Verbrennung fossiler Energieträger und macht 77% aller Treibhausgasemissionen in der EU(15) aus. Trotz der Zunahme der CO<sub>2</sub>-Emissionen um +23% im Verkehrssektor (EUA, 2004) waren die gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen durch geringere Emissionen beim Einsatz fossiler Brennstoffe (Ersatz von Kohle durch Gas in UK, Stilllegung von

Braunkohlefeuerungen in den neuen Bundesländern Deutschlands) und in der verarbeitenden Industrie zwischen 1990 und 2000 stabil bis leicht abnehmend (-0,5%).

Die CH<sub>4</sub>-Emissionen hatten einen Anteil von 8% an der Gesamtmenge der Treibhausgasemissionen in der EU(15) und gingen zwischen 1990 und 2000 um 20% zurück. Die Hauptgründe dafür sind der Rückgang der Entsorgung fester Abfälle in Deponien, der Rückbau der Steinkohleförderung und die Verringerung der Rinderbestände. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen gingen um 16% zurück und hatten im Jahr 2000 einen Anteil von 8%. Hauptverantwortlich dafür waren Reduktionsmaßnahmen in der chemischen Industrie, konkret in der Adipinsäureproduktion.

Betrachtet man die wichtigsten Einzelquellgruppen aller Sektoren, zeigt sich, dass die öffentliche Strom- und Wärmeproduktion die absolut gesehen wichtigste Quelle ist (Tabelle 5). Die Emissionen dieser Quellgruppe stiegen seit 1990 um 3%.

Die Emissionen aus dem Straßenverkehr sind die zweitwichtigsten Haupt-Quellgruppe, wobei diese Emissionen in den Jahren seit 1990 um 23% gestiegen sind. Die wichtigsten landwirtschaftlichen Emissionsquellen sind die Wiederkäuerverdauung (7. Position) und die landwirtschaftlichen Böden (8. Position).

Bei der Betrachtung der Einzelquellen und ihrer absoluten und relativen Änderungen im Vergleich zum Basisjahr 1990 fällt auf, dass es in manchen Bereichen trotz der Emissionsreduktionsverpflichtungen enorme Zunahmen zu verzeichnen gibt: Der Verbrauch von FKW, HFKW und Schwefelhexafluorid stieg seit 1990 um 635% an; dennoch war diese Quellgruppe im Jahr 2002 nur für einen Anteil von 1% an den Gesamtemissionen verantwortlich – hier wird deutlich, dass diese Substanzen auch als Ersatz für die nicht im Kyoto-Protokoll beinhalteten FCKW eingesetzt werden.

**Tabelle 5: Haupt-Quellgruppen der EU(15) und deren Änderungen (in Gg CO<sub>2</sub>-äqu.)**

Quellgruppe / Sektor	Basisjahr	2002	Änderung absolut / (%)		Anteil an Gesamt- Emission (%)	kumm. Anteil (%)
Öffentliche Strom und Wärme Produktion (CO <sub>2</sub> )	940 240	964 895	24 656	3	23.4	23.4
Straßenverkehr (CO <sub>2</sub> )	638 887	784 554	145 667	23	19.0	42.4
Industrie und Baugewerbe (CO <sub>2</sub> )	651 908	583 070	-68 838	-11	14.1	56.6
Haushalte (CO <sub>2</sub> )	411 274	416 849	4 575	1	10.1	66.7
Kommerzielle und institutionelle Anlagen (CO <sub>2</sub> )	158 803	153 560	5 243	-3	3.7	70.4
Mineralöl und Raffinerien (CO <sub>2</sub> )	102 356	119 515	17 159	17	2.9	73.3
Wiederkäuerverdauung: Rinder (CH <sub>4</sub> )	126 412	113 520	-12 892	-10	2.8	76.0
Direkte Bodenemissionen (N <sub>2</sub> O)	108 639	97 115	-11 524	-11	2.4	78.4
Zementproduktion (CO <sub>2</sub> )	80 657	79 359	-1 298	-2	1.9	80.3
Geordnete Abfallentsorgung an Land (CH <sub>4</sub> )	99 663	67 545	-32 118	-32	1.6	81.9
Indirekte Bodenemissionen (N <sub>2</sub> O)	68 663	64 814	-3 849	-6	1.6	83.5
Erzeugung fester Brennstoffe und andere Energieerzeugung (CO <sub>2</sub> )	96 985	61 773	-35 212	-36	1.5	85.0
Landwirtschaft/Forst/ Fischerei (CO <sub>2</sub> )	66 920	60 649	-6 271	-9	1.5	86.5
Verbrauch von Kohlenwasserstoffen und Schwefelhexafluorid (HFCs)	5 485	40 340	34 855	635	1.0	87.5
Düngerwirtschaft: Rinder (CH <sub>4</sub> )	42 539	36 062	-6 477	-15	0.9	88.3
Salpetersäureproduktion (N <sub>2</sub> O)	36 048	27 535	-8 513	-24	0.7	89.0
Düngerwirtschaft: Schweine (CH <sub>4</sub> )	26 191	27 250	1 059	4	0.7	89.7
Landwirtschaftliche Böden: Tierhaltung	28 194	26 868	-1 325	-5	0.7	90.3
Erdgas (CH <sub>4</sub> )	30 320	26 089	-4 231	-14	0.6	91.0
Straßenverkehr (N <sub>2</sub> O)	9 787	23 799	14 012	143	0.6	91.5

Quelle: nach EEA, 2004a

## 2.6 Beitrag der Landwirtschaft zum anthropogenen Treibhauseffekt

Um die Frage zu beantworten, welchen Beitrag die Landwirtschaft bei der Emissionsreduktion leisten kann und muss, wird ihr Beitrag zur Entstehung klimarelevanter Emissionen genauer betrachtet. Die landwirtschaftlichen Emissionen werden gemäß den Inventarisierungsmethoden des IPCC (vgl. Kap. 2.4) in folgende Quellgruppen eingeteilt:

- Emissionen aus der Wiederkäuerverdauung,
- Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement einschließlich Stallhaltung und Dunglagerung,
- Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden.

Emissionen aus dem Nassreisanbau und dem Abbrennen von Ernteresten und Savannen spielen in Europa eine untergeordnete Rolle und werden daher in der vorliegenden Arbeit vernachlässigt.

Nur die Emissionen aus den bewirtschafteten Nutzflächen und der Tierhaltung selbst und die unmittelbar auf sie zurückzuführenden indirekten Emissionen werden dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet. Emissionen aus dem Vorleistungsbereich, etwa aus der Düngemittelherstellung und dem -transport, aus dem Betrieb von Fahrzeugen (einschließlich Traktoren) oder stationären Einrichtungen werden in den Kategorien „Produktionsprozesse“, „andere mobile Quellen“ und „nicht-industrielle Verbrennungsprozesse“ erfasst.

In der EU(15) beträgt der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten Treibhausgasemissionen rund 10% (EUROSTAT 2003). Im Jahr 2000 produzierte die Landwirtschaft 390 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalent und war die wichtigste Quelle für CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen: 49% aller CH<sub>4</sub>-Emissionen und 65% aller N<sub>2</sub>O-Emissionen stammen aus diesem Sektor.

Methan-Emissionen entstehen vor allem bei der Wiederkäuerverdauung (78%) und bei der Düngewirtschaft (20%). Im Jahr 2000 hatten die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden einen Anteil von nahezu 5% (190 Mio. t CO<sub>2</sub>-

Äquivalent) an den gesamten Treibhausgasemissionen in der EU(15) und stellen damit auch die größte Einzelquelle für N<sub>2</sub>O-Emissionen (87%) dar.

An der Gesamtemission von Treibhausgasen in der Europäischen Union hat die Wiederkäuerverdauung einen Anteil von 2,8%, das Wirtschaftsdüngermanagement 1,6% und landwirtschaftlich genutzte Böden sind für 4,8% der Emissionen verantwortlich (EEA, 2003). Der Vergleich mit dem Basisjahr 1990 zeigt, dass die gesamten Treibhausgas-Emissionen aus dem Agrarsektor um 8,7% von 456 Tg auf 416 Tg im Jahr 2002 gesunken sind. Dieser Rückgang ist vor allem auf die gesunkenen Rinderbestände und den verringerten Einsatz von mineralischen und organischen Düngemitteln zurückzuführen.

Die Länder mit dem größten Anteil an den Methanemissionen durch die Wiederkäuerverdauung sind Frankreich und Deutschland. Bis auf Irland und Spanien haben alle europäischen Mitgliedstaaten die Emissionen dieser Quellgruppe seit 1990 reduziert. Die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind zwischen 1990 und 2002 um 7% gesunken. Die relativ stärkste Abnahme der Emissionen dieser Quellgruppe erreichten die Niederlande, die relativ größte Zunahme gab es in Spanien.

Die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden verringerten sich von 1990 bis 2002 um 8%. Die wichtigsten Einflussfaktoren für die Entstehung von N<sub>2</sub>O-Emissionen sind die Verwendung von mineralischen und organischen Stickstoff-Düngemitteln. Der Verbrauch dieser Düngemittel lag im Jahr 2002 15% und 6% unter dem Niveau von 1990. Dieser Rückgang wird teilweise auf die 1992 in Kraft getretene Reform der gemeinsamen Agrarpolitik der EU zurückgeführt, welche eine Änderung der landwirtschaftlichen Subventionen von dem bisher geltenden Produkt-, hin zu einem Flächenbezug als Berechnungsgrundlage vorsieht (EEA, 2004a).

### 3 Minderungsmöglichkeiten klimarelevanter Spurengase

Aufbauend auf die umfassende Sichtung der für die Fragestellung relevanten Literatur werden potenzielle Minderungsmaßnahmen analysiert und diskutiert. Folgende Punkte müssen bei der Selektion potenzieller Minderungsmaßnahmen beachtet werden:

- Die landwirtschaftliche Produktion in Europa ist aufgrund der räumlich-klimatischen Rahmenbedingungen sehr heterogen, und das nicht nur auf europäischer, sondern auch auf nationaler und regionaler Ebene. Dadurch ist die Definition allgemein gültiger Minderungsmaßnahmen schwierig.
- Zur Beurteilung der Emissionssituation der Landwirtschaft und für die Formulierung konkreter Minderungsstrategien ist ein Ansatz notwendig, der integrativ alle relevanten Gase und Quellbereiche des landwirtschaftlichen Betriebes sowie mögliche Wechselwirkungen zwischen einzelnen Gasen betrachtet.
- Neben den Treibhausgasen müssen andere in der Landwirtschaft relevante Schad- bzw. Nährstoffe wie Ammoniak und Nitrat bei der Beurteilung von Emissionsminderungsmaßnahmen beachtet werden, um eventuelle negative Rückkopplungen zu vermeiden.

Anhand der folgenden Kriterien werden Minderungsmaßnahmen und Vermeidungsoptionen der einzelnen Sektoren ausgewählt und analysiert:

- Wirksamkeit, Emissionen zu mindern (z.B. Höhe des CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzials gegenüber der Referenz),
- Wirtschaftlichkeit der Maßnahme ( z.B. CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten),
- Praktikabilität und Umsetzung (z.B. Rahmenbedingungen),
- Nebeneffekte der Maßnahme (z.B. Auswirkungen auf andere Umweltziele).

Potenzielle Maßnahmen sollen die Emission eines oder mehrerer Treibhausgase mindern, ohne dabei die Entstehung anderer Treibhausgase

oder Schademissionen zu fördern, d.h. negative Rückkopplungen müssen vermieden werden.

Die Analyse potenzieller Minderungsmaßnahmen für den Sektor Landwirtschaft zeigt, dass aufgrund der Komplexität und Variabilität der landwirtschaftlichen Produktion grundsätzlich viele Minderungsmaßnahmen zur Verfügung stehen. Die Hauptquellen landwirtschaftlicher Emissionen sind die CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der Wiederkäuerverdauung, die CH<sub>4</sub>-, N<sub>2</sub>O- und NH<sub>3</sub>-Emissionen aus der Düngewirtschaft und die N<sub>2</sub>O-Emissionen landwirtschaftlicher Böden. Für diese Bereiche werden im Folgenden Minderungsmaßnahmen diskutiert. Als zusätzliche Option wird die Substitution fossiler Energieträger durch den Anbau und die energetische Nutzung nachwachsender Rohstoffe analysiert.

### **3.1 Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft**

#### **3.1.1 Methanemissionen der Wiederkäuer**

Wiederkäuer sind keine direkten Nahrungskonkurrenten des Menschen. Sie sind aufgrund ihrer besonderen Verdauung in der Lage, zellulosereiche Biomasse, die weltweit in großen Mengen verfügbar ist, in für den Menschen genießbare (proteinreiche) Nahrungsmittel umzuwandeln. Wegen knapper, proteinreicher Nahrungsressourcen und einer nach wie vor steigenden Weltbevölkerung wird die biologische Leistung der Wiederkäuer in Zukunft eine wichtige Rolle spielen, auch wenn dieser Bereich der Landwirtschaft für einen beträchtlichen Teil der N- und CH<sub>4</sub>-Emissionen verantwortlich ist. Es stellt sich die Frage, wie die direkten, physiologisch bedingten Emissionen der Wiederkäuer gemindert werden können.

##### **3.1.1.1 Reduktion der Tierbestände**

Eine grundsätzlich einfache Möglichkeit zur Verringerung der direkten CH<sub>4</sub>-Emissionen stellt die Verringerung der Tierbestände dar. Der Hauptgrund für den Rückgang der CH<sub>4</sub>-Emissionen seit 1990 um 10% sind sinkende Tierzahlen (EEA, 2004a; DÄMMGEN, 2004). Gründe für die abnehmenden Rinderbestände sind die zunehmende Intensivierung und Spezialisierung der

---

Milch- und Rindfleischproduktion in Europa als Reaktion auf die agrarpolitischen Rahmenbedingungen (EC, 2000b).

In Hinblick auf die Emissionsreduktionsverpflichtungen zeigt sich auf einzelbetrieblicher Ebene, dass, je größer der Anteil der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der Tierhaltung an den gesamtbetrieblichen Treibhausgasemissionen ist, desto geringer sind die Anpassungsmöglichkeiten der Betriebe an eine Emissionsbegrenzung bzw. umso höher fallen die mit der Reduktion verbundenen Einkommensrückgänge aus (ANGENENDT, 2003). Diesen Zusammenhang bestätigt auch die Studie von DE CARA und JAYET (2000): Im Vergleich zu den untersuchten viehhaltenden Betrieben konnten die Marktfruchtbetriebe unter den gewählten Modellannahmen ihre betrieblichen Treibhausgasemissionen zu deutlich geringeren Grenzkosten reduzieren.

#### **3.1.1.2 Steigerung der tierischen Nutzleistung**

Eine weitere Möglichkeit zur Reduktion von CH<sub>4</sub>-Emissionen der Wiederkäuer bietet die Steigerung der tierischen Nutzleistung. MÜLLER (2002) konnte zeigen, dass bei einem intensiven Futterbaubetrieb eine Steigerung der Milchleistung zu einer beachtlichen Senkung der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der Tierhaltung und gleichzeitig zu einer Erhöhung des Deckungsbeitrags führt. Zwar steigen durch das höhere Leistungsniveau die spezifischen CH<sub>4</sub>-Emissionen je Milchkuh an, zur Erfüllung eines gegebenen Milchkontingents sind aber insgesamt weniger Tiere resp. Milchkühe notwendig.

Eine Einschränkung dieser Minderungsmaßnahme ergibt sich aus den natürlichen Produktionsbedingungen der Betriebe: Wenn die erzielbare Grundfutterqualität des Betriebes den Ansprüchen von Hochleistungstieren nicht genügt, kann das Emissionsminderungspotenzial durch die gesteigerte Milchleistung nicht erreicht werden. Außerdem sind der Leistungssteigerung natürliche Grenzen durch die Anforderungen der Tiergesundheit und Tiergerechtigkeit gesetzt.

Da die Fütterung in der europäischen Milchproduktion weitgehend optimiert ist, kommt dieser Maßnahme in den EU(15)-Mitgliedstaaten eingeschränkte Bedeutung zu. Erhebliches Emissionsminderungspotenzial durch verbesserte Fütterung und dadurch erzielte Leistungssteigerung besteht jedoch in der Viehwirtschaft der Schwellen- und Entwicklungsländer, die bisher wenig intensiv produzieren.

### **3.1.1.3 Fütterung**

Der Zusammenhang zwischen Fütterung und Höhe der CH<sub>4</sub>-Emissionen der Wiederkäuer wurde schon in den 1960er Jahren vor allem wegen des unerwünschten Energieverlustes ausführlich untersucht und in empirischen Formeln beschrieben (z.B. BLAXTER und CLAPPERTON, 1965; MOE und TYRRELL, 1979). Heute steht die Frage im Vordergrund, ob und wie weit die direkten CH<sub>4</sub>-Emissionen durch eine veränderte Fütterung gemindert werden können. Aktuelle Untersuchungen nennen drei generelle Ansätze zur Minderung der direkten CH<sub>4</sub>-Emissionen im Rahmen der Wiederkäuerfütterung: Der vermehrte Einsatz von Stärke in der Futtermittelration, ein höherer Anteil von Futterkonzentraten zur Produktivitätssteigerung der Kühe und mehr Maissilage statt Grassilage. Die Kombination dieser Maßnahmen kann gemäß den Autoren signifikante Emissionsminderungen bewirken; jedoch fehlen derzeit noch eine Prüfung der Praxiseignung und Angaben zur Tiergerechtigkeit dieser Fütterungsmaßnahmen.

Die Sichtung der entsprechenden Literatur (u. a. BATES, 2001) zeigt weitere Ansatzstellen zur Minderung der direkten CH<sub>4</sub>-Emissionen:

- verbesserte Ernährung durch mechanische und chemische Futterbehandlung und durch Futterzusätze,
- biotechnologische Veränderung der Pansenmikroflora,
- Zusatz von Wirkstoffen (z.B. Wachstumshormone),
- Verbesserung der genetischen Merkmale und der Reproduktion.

Vor allem bei den Minderungsmaßnahmen, welche die natürlichen physiologischen Eigenschaften der Tiere verändern, sind die möglichen Nebenwirkungen noch nicht hinreichend untersucht, sodass sie für eine breite Anwendung nicht empfohlen werden können.

### 3.1.2 Minderungsmaßnahmen in der Düngewirtschaft

Bei der Lagerung und Ausbringung von tierischen Exkrementen entstehen vor allem  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$ . Minderungsmaßnahmen in diesem Bereich umfassen beispielsweise:

- Reduzierung der emissionsaktiven Oberflächen im Stall,
- Erhöhung der Entmistungs-Frequenz,
- Temperaturabsenkung im Stall,
- die Abdeckung von Lagerbehältern für Wirtschaftsdünger,
- die Güllebehandlung in Biogasreaktoren mit anschließender energetischer Nutzung des Methans,
- eine emissionsarme Ausbringtechnik.

Ein Beispiel zur Reduzierung der emissionsaktiven Oberflächen im Stall ist das aus den Niederlanden stammende Rinnenbodensystem zur Haltung von Milchkühen. Nach SWIESTRA und BRAM (1999) konnten die Emissionen in einem solchen Stall um 48% gegenüber einem konventionellen Boxenlaufstall mit Spaltenboden verringert werden. Im Bereich der Schweinehaltung sind die wichtigsten emissionsreduzierenden Maßnahmen die Großgruppenhaltung und der Außenklimastall (EURICH-MENDEN et al., 2002). Bei diesem Haltungssystem für Mastschweine ist zu berücksichtigen, dass es nur als Neubauvariante in Frage kommt, da der Umbau bestehender Ställe in einen Außenklimastall bautechnisch in den seltensten Fällen realisierbar ist.

Die Abdeckung von Güllelagerstätten kann die  $\text{NH}_3$ -Emissionen um 70-90% reduzieren (DE BODE, 1991). Dazu wurden verschiedene Materialien untersucht, z.B. Strohhäcksel, Granulat, Schwimmfolie oder feste Abdeckungen aus Beton oder Kunststoff (vgl. z.B. KTBL, 2002). Es besteht eine klare Kostendegression

in Abhängigkeit der Güllebehältergröße. Die Wirksamkeit der Abdeckung ist von der Art der Gülle (Schweine- oder Rindergülle) und dem Vorhandensein einer Schwimmschicht abhängig. Rindergülle bildet eine natürliche Schwimmschicht, sodass im Vergleich zu Schweinegülle (keine Schwimmschicht) nur sehr geringe Emissionen entstehen. Eine zusätzliche Abdeckung bei Rindergülle hat daher eine geringere emissionsreduzierende Wirkung und die spezifischen Kosten sind um ein zehnfaches und mehr höher als bei Schweinegülle. (EURICH-MENDEN et al., 2002). Die Abdeckung von Güllelagerstätten wird in manchen Ländern empfohlen (Dänemark, Großbritannien), in anderen erzwungen (Niederlande), obwohl einige Untersuchungen darauf hinweisen, dass die Abdeckung (hauptsächlich mit organischem Material) zu einem Anstieg der CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O- Emissionen führt (JONGEBREUR et al., 2005).

Ein anderer emissionsrelevanter Aspekt der Gülle- und Mistlagerung ist die Lagerungszeit: Werden Maßnahmen getroffen, die Emissionen während der Lagerung gering zu halten, ist eine Ausdehnung der Lagerungszeit positiv zu bewerten. Die Ausdehnung der Güllelagerkapazitäten führt optimalerweise dazu, dass die Verwertung der Gülle im Frühjahr aufgrund der Möglichkeit der Wahl optimaler Applikationstermine geringere Emissionen verursacht.

Eine sehr effektive Möglichkeit der Emissionsvermeidung ist die Nutzung von Biogasreaktoren. Methan ist, wie eingangs beschrieben (vgl. 2.2), ein energetisch wertvolles Gas. Bei der Fermentation von Gülle und Mist in einem Biogasreaktor wird dieses Gas gebildet und steht zur anschließenden Wärme- und Stromnutzung zur Verfügung. Die dabei entstehende vergorene Gülle zeichnet sich durch einen hohen Düngerwert mit verändertem Emissionsverhalten aus. Je nach Beschaffenheit des Bodens, auf den appliziert wird und Anteil des leicht-mineralisierbaren Ammoniums in der Gülle können die N<sub>2</sub>O-Emissionen reduziert, oder aber gesteigert werden.

Die Biogaserzeugung hat durch die Gewinnung von Wärme und Strom den positiven Substitutionseffekt, dass dadurch fossile Energieträger eingespart werden. Bei der Beurteilung der landwirtschaftlichen Biogasnutzung sind

letztendlich die regionalen und betriebsspezifischen Rahmenbedingungen entscheidend (z.B. Außentemperaturen, Betriebsausrichtung etc.).

Eine weitere Minderungsmöglichkeit ist die Bindung der Tierhaltung an die Fläche des Betriebes zur Senkung der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus Tierexkrementen, zur Verringerung der NH<sub>3</sub>-Emissionen, zur Senkung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Güllelagern und Feldern. Mit der Flächenbindung der Tierhaltung könnte auch der weltweite Futtermitteltransport, der inzwischen die N-Bilanzen ganzer Regionen stört, verringert werden (ISERMANN, 2002).

### **3.1.3 Minderung der Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden**

Landwirtschaftliche Böden sind nach der Viehhaltung die zweitwichtigste Einzelquelle von Treibhausemissionen aus dem Agrarsektor. Die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emissionen steht in direkten Zusammenhang mit der Höhe der Stickstoff-Düngung. Eine viel versprechende Maßnahme in diesem Bereich ist die Reduktion der N-Düngung pro Flächeneinheit, um die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden zu mindern. Das leistet gleichzeitig einen Beitrag zur Verminderung der Ozonbelastung und Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen. Es trägt auch zur Reinhaltung des Grundwassers, zur geringeren Eutrophierung der Gewässer und zum Schutz gefährdeter Arten bei (VELTHOF et al., 1998).

### **3.1.4 Biomasseproduktion zur Substitution fossiler Energieträger**

#### **3.1.4.1 Grundlagen der Biomasseproduktion und -nutzung**

In Ihrem Weißbuch „Energie für die Zukunft: Erneuerbare Energieträger“ setzt die Europäische Kommission sich das Ziel, bis zum Jahr 2010 12% des Bruttoinlands-Energieverbrauches der Europäischen Union durch erneuerbare Energieträger zu decken (COM 1997). Das nationale Klimaschutzprogramm der Bundesregierung vom Oktober 2000 (BMU, 2000) sieht vor, bis zum Jahr 2010 den Anteil erneuerbarer Energien am Primärenergieverbrauch von 2,6% im Jahr 2000 auf 4,2% zu steigern. Dabei soll die Nutzung biogener Energieträger, insbesondere von Holz und Halmgütern, eine wichtige Rolle spielen.

Unter dem Begriff Biomasse versteht man sämtliche Stoffe organischer Herkunft (d.h. kohlenstoffhaltige Materie), welche sich einer der folgenden Gruppen zuordnen lassen (KALTSCHMITT und HARTMANN, 2001):

- die in der Natur lebende Phyto- und Zoomasse (Pflanzen und Tiere),
- die daraus resultierenden Rückstände (z.B. tierische Exkremente),
- abgestorbene (aber nicht fossile) Phyto- und Zoomasse (z.B. Stroh) und
- im weiteren Sinne alle Stoffe, die beispielsweise durch eine technische Umwandlung und/oder eine stoffliche Nutzung entstanden sind bzw. anfallen (z.B. Schlachtabfälle, organische Hausmüllfraktion, Pflanzenöl, Alkohol).

Die in Mitteleuropa verfügbaren Energiepflanzen werden hinsichtlich ihres Anbaus, ihrer Ansprüche, ihrer Produktion und ihres Ertragspotenzials unterschieden in

- lignocellulose-haltige Pflanzen, die v. a. als Festbrennstoff eingesetzt werden (z.B. Holz) ,
- ölhaltige Pflanzen zur Bereitstellung pflanzenölbasierter Flüssigenergieträger (z.B. Raps) und
- zucker- und stärkehaltige Pflanzen, die als Ausgangsmaterial für die Ethanolproduktion dienen (z.B. Kartoffel).

Bei der energetischen Nutzung von Biomasse wird zwar ebenfalls CO<sub>2</sub> freigesetzt, aber dieses wurde zuvor beim Pflanzenwachstum der Atmosphäre entzogen und in der organischen Masse gebunden. Wird Biomasse nachhaltig produziert und damit im Mittel nur die Menge an organischer Masse genutzt, die wieder nachwächst, kann von einer näherungsweise CO<sub>2</sub>-Neutralität der Energiegewinnung aus Biomasse gesprochen werden. Da aber für Anbau, Bereitstellung und Nutzung der organischen Masse fossile Energieträger benötigt werden (z.B. Produktion der Düngemittel, Transport der Biomasse, elektrischer Energiebedarf zur Regelung der Feuerungsanlage), kann nicht von einer vollständigen CO<sub>2</sub>-Neutralität gesprochen werden.

Die organischen Stoffe werden vor ihrer letztendlichen Umwandlung in End- bzw. Nutzenergie meist zu festen, flüssigen oder gasförmigen Sekundärenergieträger als Zwischenstufe veredelt. Hierfür stehen thermochemische, physikalisch-chemische und biochemische Veredelungsverfahren zur Verfügung, die anhand von drei Beispielen näher erläutert werden.

#### **3.1.4.2 Halmgutartige Biomasse mit thermochemischer Umwandlung („Strohverbrennung“)**

Der mengenmäßig häufigste biogene Energieträger neben Holz ist das Stroh. Es fällt als Nebenprodukt der Getreide- und Rapskornerzeugung an. Analog zum Holz, das bei einer nachhaltigen Forstwirtschaft nur in begrenztem Umfang aus dem Wald eingeschlagen werden darf, gelten ähnliche Anforderungen seitens einer nachhaltigen Landwirtschaft an die Entnahme von Stroh aus dem Stoffkreislauf. Stroh wurde in der Vergangenheit vorwiegend als Einstreu in der Landwirtschaft verwertet. Mit der Rückführung in den Boden durch die Ausbringung von Stallmist und abzüglich der Rotteverluste ist der Kreislauf weitestgehend geschlossen.

Mit der Zunahme der Güllewirtschaft in der Tierproduktion ist die Verwendung von Stroh als Einstreu in den letzten Jahren stark rückläufig. Das Stroh verbleibt größtenteils auf dem Feld und dient dort vorrangig der Humusreproduktion. Eine Strohverbrennung verringert daher die Menge an Stroh, die in den Boden eingearbeitet wird. Fehlt dieser Kohlenstoffeintrag in den Boden, sinkt die Rate der Kohlenstoff-Akkumulation sowie die Humusbildung und gefährdet damit die langfristige Bodenstabilität.

#### **3.1.4.3 Ölhaltige Bioenergieträger mit physikalisch-chemischer Umwandlung („Rapsmethylester“)**

Einige landwirtschaftliche Produkte (z.B. Raps- oder Sonnenblumensaat) enthalten in unterschiedlichen Konzentrationen Öle und Fette, die energetisch genutzt werden können. Sie werden mit Hilfe von physikalisch-chemischen Verfahren verfügbar gemacht. Zusätzlich kann noch eine Umesterung notwendig werden, damit der letztlich produzierte Treibstoff den Eigenschaften

konventionellen Dieselmotoren weitgehend entspricht und dadurch der Einsatz in vorhandenen Dieselmotoren möglich ist.

Biokraftstoffe und damit auch Biodiesel sind prinzipiell CO<sub>2</sub>-neutral, da sie das Kohlendioxid, das bei ihrer Verbrennung entsteht, in der Wachstumsphase der Atmosphäre entnommen haben. Bezogen auf die Fahrleistung führt der Einsatz biogener Kraftstoffe in PKW aber nur zu vergleichsweise geringen Minderemissionen klimawirksamer Gase (KALTSCHMITT, 2000). Das ist auf die während der Pflanzenproduktion (Dünge- und Pflanzenschutzmittel) und der Kraftstoffbereitstellung (Umesterung) freigesetzten Klimagase in den Lebenswegen der Bioenergieträger zurückzuführen.

In den letzten Jahren ist in Deutschland der Anbau von Non-Food-Raps erheblich gestiegen. Im Jahre 1999 belief sich die bebaute Fläche auf rund 361.000 ha (DAINET, 2000); ein Großteil hiervon wurde zur großtechnischen Herstellung zu Rapsmethylester (RME) für Treibstoffzwecke verwendet und Biodiesel spielt damit die Vorreiterrolle bei den Biokraftstoffen (GABRIEL, 2005). Im Jahr 2004 wurden über eine Million Tonnen Biodiesel produziert, womit rund zwei Prozent des Kraftstoffverbrauchs in Deutschland gedeckt werden konnten. Die derzeit in Deutschland zu beobachtende Erweiterung der Kapazitäten im Bereich Ölgewinnung und Umesterung lässt vermuten, dass die Bedeutung der energetischen Nutzung von speziell angebautem Raps in den nächsten Jahren weiter steigen wird (NAWAROS 1999).

Die EU-Biokraftstoffrichtlinie sieht vor, dass unionsweit die einzelnen Länder Maßnahmen ergreifen, damit im Jahr 2010 nahezu 6% aller fossilen Kraftstoffe (Benzin und Dieselmotoren) im Verkehr durch Biokraftstoffe ersetzt werden. JENSEN (2003) errechnet, dass Biokraftstoffpflanzen zwischen 5% und 15% der gesamten Agrarfläche der EU(15) einnehmen würden (je nach Wahl der Nutzpflanzen und dem Stand der technischen Entwicklung), wenn die Zielvorgabe der Richtlinie erfüllt werden soll.

#### **3.1.4.4 Alkoholerzeugung aus zucker- und stärkehaltiger Biomasse durch biochemische Umwandlung („Ethanol“)**

Für die Alkoholerzeugung sind unter mitteleuropäischen Anbaubedingungen v. a. Kartoffel, Zuckerrüben und die gängigen Getreidearten geeignet. Getreide ist mittlerweile der am häufigsten genutzte stärkehaltige Rohstoff für die Produktion von Gärungsalkohol. Bei der Alkoholproduktion fallen im Wesentlichen zwei Produkte an: das Zielprodukt Ethanol und – mit etwa der 10 bis 12-fachen Menge – die so genannte Schlempe (d.h. das alkoholfreie, vergorene Substrat).

Verglichen mit konventionellem Ottokraftstoff enthält Ethanol volumenbezogen etwa 65% des Energiegehaltes. Es kann als Reinkraftstoff, als Mischkraftstoff (d.h. unter Zumischung zu konventionellem Ottokraftstoff) und nach der chemischen Umwandlung zu ETBE (Ethyl-Tertiär-Butyl-Ether) in Motoren eingesetzt werden. Grundsätzlich kann Ethanol sowohl Otto- als auch Dieselmotoren zugemischt werden. Die direkte Beimischung von Ethanol zu Ottokraftstoff ist ein etabliertes Verfahren und wird aus praktischen und Umwelt- sowie Klimaschutzgründen als vielversprechendste Lösung angesehen. In den USA werden z.B. infolge eines US-Ethanolprogramms bereits rund 10% des Ottokraftstoffs mit etwa 10% Ethanolzusatz vertrieben.

Während in den USA mehr als 85% der anfallenden Getreideschlempen getrocknet und dann als Futtermittel eingesetzt werden, wird sie in Europa meist direkt verfüttert oder als Dünger genutzt. Eine weitere Möglichkeit der Schlempeverwertung besteht in der Produktion von Biogas. Dadurch ist es theoretisch möglich, aus der anfallenden Schlempe etwa 120% der für die Alkoholerzeugung erforderlichen Energiemenge bereitzustellen. Zudem bleibt in der ausgefaulten Schlempe praktisch die vollständige Düngewirkung erhalten.

#### **3.1.4.5 Vergleich der verschiedenen Biomasse-Nutzungen**

Bei einem Vergleich von Bioenergieträgern und fossilen Energieträgern fanden FLAIG et al. (1998) stets eine positive Energiebilanz der Bioenergieträger, d.h. bei allen untersuchten Lebenswegen von Bioenergieträgern wird weniger

Energie aus erschöpflichen Ressourcen eingesetzt, als bei der Erfüllung des gleichen Nutzens durch fossile Energieträger. Mit der positiven Energiebilanz geht eine Reduktion der Freisetzung klimarelevanter Spurengase einher. Die deutliche Emissionsreduktion beim Ersatz fossiler durch Bioenergieträger resultiert im Wesentlichen aus der Vermeidung von CO<sub>2</sub>-Emissionen fossiler Herkunft.

Werden neben der Emission klimarelevanter Spurengase auch andere ökologische Parameter wie Ozonabbau, Versauerung und Partikelemission bilanziert, ergibt ein Quervergleich verschiedener Bioenergieträger folgende Bewertung (KALTSCHMITT und REINHARDT, 1997):

- Unter den Reststoffen weist Waldrestholz die günstigsten Ergebnisse bei den Emissionsbilanzen auf, gefolgt von Getreidestroh. Rapsstroh und Gras aus der Pflegenutzung sind ungünstiger einzustufen.
- Unter den Energiepflanzen ist Holz von schnell wachsenden Baumarten aus Kurzumtriebsplantagen (Pappel, Weide) bei allen bewerteten Parametern durch deutlich günstigere Bilanzergebnisse im Vergleich zu anderen Bioenergieträgern gekennzeichnet.
- Winterweizen und Miscanthus zeigen im Vergleich zu den anderen untersuchten Halmgütern günstigere Bilanzergebnisse; die anderen Getreidearten sind gegenüber Weizen bei vergleichbarem spezifischen Emissionsverhalten aufgrund ihrer geringeren Erträge als etwas ungünstiger einzustufen.
- Rapsöl und RME zeigen bei den Emissionen gute Bilanzergebnisse. Die Nettoenergieausbeute ist jedoch, besonders bei RME, gering. Lediglich bei einer aus gegenwärtiger Sicht nicht realistischen Verbrennung des Rapsstrohs und des Rapsextraktionsschrots lassen sich hohe Nettoenergieerträge erzielen. GÄRTNER & REINHARDT (2003) erhalten positive Effekte auf die Gesamtbilanz von RME, wenn der Rapsextraktionsschrot zu Biogas vergoren wird. Nach diesen Untersuchungen ist dennoch die Verbrennung von Rapsschrot aus ökologischer Sicht günstiger als die Vergärung zur Biogasgewinnung, und diese ist günstiger als die Nutzung als Futtermittel.

- Bei Ethanol kommt es hinsichtlich der Emissionen auf die Verfahrensvariante an; die Energiebilanzen erreichen in der Regel nicht die der festen Bioenergieträger.

Zur Erreichung der eingangs genannten Zielvorgaben bezüglich der erneuerbaren Energiequellen sind eine Produktionserhöhung und damit ein steigender Flächenbedarf für den Anbau von Energiepflanzen notwendig. Allerdings werden durch die Nutzung von jahrelang brachgelegenen Flächen CO<sub>2</sub>-Emissionen ausgestoßen, die möglicherweise die Vorteile der Umstellung auf Biokraftstoffe wieder zunichte machen. Abhängig von der Art der angebauten Energiepflanzen und der Produktionsintensität wird vermutet, dass die Nutzung extensiver Agrar- und Stilllegungsflächen zur Deckung des zusätzlichen Flächenbedarfs zu einem Verlust der biologischen Vielfalt führt (EEA, 2004b). Die Europäische Umweltagentur untersucht daher zurzeit mögliche Auswirkungen der Biokraftstoff-Richtlinie auf die Landwirtschaft und die biologische Vielfalt.

### **3.2 Minderungsmöglichkeiten in den anderen Sektoren**

Im Folgenden werden für die anderen Wirtschaftssektoren potenzielle Emissionsminderungsmaßnahmen vorgestellt und analysiert. Die Einteilung der Sektoren orientiert sich dabei an der CRF-Systematik; weicht aber davon ab, wenn einzelne Minderungsmaßnahmen mehrere Sektoren betreffen oder nicht eindeutig zugeordnet werden können. Im Rahmen dieser Arbeit wird kein Anspruch auf Vollständigkeit bei der Auflistung möglicher Minderungsoptionen erhoben, sondern aufbauend auf einzelsektorale Untersuchungen zu diesem Thema werden die vielversprechendsten Maßnahmen ausgewählt und ihre wichtigsten Charakteristika dargestellt.

#### **3.2.1 Energiesektor**

Der Energiesektor ist für 81% der gesamten Treibhausgasemissionen verantwortlich (EEA, 2004a). Die weltweite Energienutzung beruht heute zu 80% auf fossilen Energieträgern, mit steigender Tendenz (WGBU, 2003).

Bei den Emissionen dieses Sektors handelt es sich vorrangig um CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Verbrennungsprozessen der folgenden Einzelquellen:

- Strom- und Wärmeproduktion,
- Haushalte und Kleinverbraucher,
- Straßenverkehr,
- Verarbeitende Industrie.

### **3.2.1.1 Strom- und Wärmeproduktion**

Die Bereitstellung von Strom und Fernwärme verursacht einen beträchtlichen Anteil der CO<sub>2</sub>-Emissionen: Im Jahr 2002 entfielen allein auf diesen Bereich 29% der energiebedingten Emissionen (EEA, 2004a) und machten ihn damit zur wichtigsten Einzelquelle der EU(15). Die Emissionen dieser Quellgruppe werden vor allem durch den Verbrauch bzw. die Nutzung fossiler Energieträger verursacht und stiegen seit 1990 um 13%.

Von der Art der Primärenergieträger und der Umwandlungstechnik ist abhängig, wie viele Emissionen bei der Erzeugung von Sekundärenergie entstehen. Der Ausgestaltung einer effizienten und dabei emissionsarmen Erzeugungsstruktur von Strom und Fernwärme kommt im Rahmen von Emissionsminderungs-Strategien eine große Bedeutung zu. Neben der Energiebereitstellung ist es der Bereich der Energienutzung, in dem Minderungsoptionen gegeben sind.

#### **3.2.1.1.1 Energiebereitstellung**

Zu den Minderungsmaßnahmen im Bereich der Energiebereitstellung zählen:

- Verbesserung des Wirkungsgrades in bestehenden, fossil befeuerten Dampfkraftwerken,
- Einsatz neuer Kraftwerkstechniken wie z.B. thermische Kraftwerke, Heizkraftwerke und Heizwerke, die über einen höheren Wirkungsgrad verfügen als existierende,
- Verstärkter Einsatz kohlenstoffarmer und kohlenstofffreier Brennstoffe und CO<sub>2</sub>-speicherung,

- Nutzung der Kernenergie,
- Ausbau der erneuerbaren Energiequellen.

Eine **Wirkungsgradverbesserung** bei bestehenden, fossil befeuerten Kraftwerken lässt sich durch eine Erhöhung des Dampferzeuger-Wirkungsgrades einschließlich Kohlevortrocknung bei Braunkohle, durch die Wirkungsgradverbesserungen an den Dampfturbinen (Erneuerung der Turbinen-Beschaufelung, Anhebung der Zwischenüberhitzer-Temperatur), durch die Reduktion der Turbinenaustrittstemperatur und durch Vorschaltung von Gasturbinen erzielen.

Der Ausbau der Fernwärmeversorgung ist eine Minderungsoption, denn dadurch kann es zu einem verstärkten Einsatz **neuer Kraftwerkstechnologien** wie z.B. Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen kommen. Diese haben gegenüber getrennter Erzeugung von Strom und Wärme in der Regel eine höhere Brennstoffausnutzung, was unter gewissen Bedingungen zu einer CO<sub>2</sub>-Emissionsreduktion führt (FAHL et al., 1997). Unter Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) versteht man die Verwendung der bei der Dampf- bzw. Stromproduktion anfallenden Abwärme, z.B. die Abluft aus Gasturbinen, für industrielle Zwecke oder als Fernwärme. Die genutzten Techniken der KWK werden unterschieden in:

- Heizkraftwerke (HKW), bei denen Dampfkesselanlagen in Kombination mit Dampfturbinen (Dampfturbinen-Heizkraftwerk) oder zusätzlich mit Gasturbinen (Gas- und Dampfturbinen-Heizkraftwerk) mechanische Arbeit bzw. Strom und Wärme erzeugen,
- Blockheizkraftwerke (BHKW), bei denen Verbrennungsmotoren oder Gasturbinen die Koppelprodukte Wärme und Strom erzeugen und
- die in der Entwicklung befindliche Technologie der Brennstoffzelle.

Die Umstellung von CO<sub>2</sub>-intensiven auf **Kohlenstoff-arme fossile Energieträger**, insbesondere von Kohle auf Erdgas, ist eine weitere Minderungsoption. Denn die Menge der CO<sub>2</sub>-Emissionen, die bezogen auf die erzeugte Energiemenge bei der Verbrennung der von Steinkohle, Braunkohle, Erdöl und Erdgas emittiert wird, verhält sich zueinander wie:

100 : 121 : 88 : 58

Der IPCC (1996) prognostiziert in seinen Modellrechnungen, dass beispielsweise der Umstieg von Kohle auf Gas zur Elektrizitätserzeugung in den Annex-I-Länder<sup>8</sup> ein technisches CO<sub>2</sub>-Minderungspotential von 0,01 bis 0,4 Gt Kohlenstoff (entsprechend 2,0 bis 6,0% der Annex-I Emissionen) aufweist. Der Ersatz von Kohle durch Biomasse hat laut dieser Berechnungen ein Minderungspotenzial von 0,25 bis 0,85 Gt Kohlenstoff; das sind 5,5 bis 9,5 % der Emissionen der Annex-I Länder. Dabei wird jedoch darauf hingewiesen, dass die tatsächlich realisierbare Emissionsminderung abhängig ist von der künftigen Kostenentwicklung, vom technischen Fortschritt und seiner Umsetzung, von Finanzierung und Technologietransfer, sowie auch von Maßnahmen, die Einführungshemmnisse überwinden helfen (IPCC, 1996).

Der Grundgedanke der **CO<sub>2</sub>-Rückhaltung und Entsorgung** ist, den CO<sub>2</sub>-Konzentrationsanstieg der Atmosphäre zeitlich so weit zu verzögern, bis nichtfossile Primärenergieträger einen Großteil der Energieversorgung übernehmen können. Als CO<sub>2</sub>-Speicher werden die Ozean-Versenkung, terrestrische CO<sub>2</sub>-Eisrepositorien oder leere Erdgas- und Ölfelder diskutiert (SCHAUMANN, 1997). Da die praktische Umsetzung nicht gelöst ist und Wirkungen und Folgen nicht abschätzbar sind, wird dieser Form der CO<sub>2</sub>-Speicherung kurzfristig (2008-2012) keine wesentliche Bedeutung zukommen. Andere Überlegungen zur CO<sub>2</sub>-Festsetzung zielen auf die Nutzung der Photosynthese zur Akkumulation von Kohlenstoff. Durch diesen natürlichen Prozess wird Kohlenstoff der Atmosphäre entzogen und in pflanzlicher Biomasse festgelegt. Entscheidend für diese Senkenfunktion ist der Zeithorizont der Nutzung dieser Pflanzen<sup>9</sup> (einjährig, mehrjährig, Wald).

---

<sup>8</sup> Der Annex-I der Klimarahmenkonvention listet jene Staaten auf, die Emissions-Reduktionsverpflichtungen eingegangen sind. Das sind 24 OECD-Länder sowie Staaten mit sich entwickelnder Marktwirtschaft.

<sup>9</sup> Diese Möglichkeit der Kohlenstoff-Festlegung wird im Rahmen des IPCC auch unter dem Begriff „woody biomass stocks“ diskutiert.

Die Nutzung der **Kernenergie** zur Energieversorgung verursacht per se keine CO<sub>2</sub>-Emissionen und wird daher von manchen Autoren als effiziente CO<sub>2</sub>-Minderungsmaßnahme propagiert (z.B. MICHAELIS, 1995). Diese Art der Energiegewinnung könnte in vielen Ländern der Erde zur Grundlast-Stromversorgung genutzt werden, wenn allgemein akzeptierte Antworten auf die Fragen der Reaktorsicherheit, des Atommülltransportes und der Endlagerung, sowie auf die Gefahr der möglichen Weitergabe von radioaktiven Substanzen zur Verwendung in Waffen (Atomwaffen) gegeben werden könnten.

Im Bereich der elektrischen Energie zählen zu den **erneuerbaren Energiequellen** die Photovoltaik, die Windenergie, die Wasserkraft und die Solarthermie. Bei der Wärmebereitstellung werden hierzu die Geothermie, solare Nahwärme, dezentrale Solarkollektoren und Wärmepumpen gezählt. Die erneuerbaren Brennstoffe wie Biogas, Biomasse und Biodiesel werden im Kapitel 3.1.4 ausführlich dargestellt.

Photovoltaik ist die unmittelbare Umwandlung von Sonnenstrahlung in elektrische Energie mit Hilfe von Solarzellen. Durch absorbiertes Licht werden in den Solarzellen, die zumeist aus dem Halbleitermaterial Silizium bestehen, freie Ladungen erzeugt; diese bewirken an der Zelle eine elektrische Spannung, so dass Gleichstrom durch ein angeschlossenes Gerät fließt. Die Photovoltaik erlebte während der letzten Jahre in Deutschland einen deutlichen Aufwärtstrend. Dieser wurde durch die Vergütung von eingespeistem Überschussstrom und durch finanzielle Förderung begünstigt. Wurden 1993 in Deutschland Solarzellen mit einer Gesamtleistung von lediglich 3,3 Megawatt ausgeliefert, waren es 2001 bereits ca. 75 Megawatt.

In solarthermischen Kraftwerken wird Sonnenwärme in elektrische Energie und/oder Prozesswärme umgewandelt. Dabei ist das Funktionsprinzip, dass durch die Konzentration der Sonnenstrahlung - z. B. mit Brennsiegeln - Wärme und damit Dampf erzeugt wird, der wiederum eine Turbine mit Generator zur Stromerzeugung antreibt. Nach der Anordnung der Komponenten unterscheidet man Farm- und Turmkraftwerke. Im US-Bundesstaat Kalifornien wurden 1984 neun Farmkraftwerke in Betrieb genommen, welche aber 1990 aufgrund einer

Steuergesetzesänderung nicht mehr wirtschaftlich betrieben werden konnten und geschlossen wurden. Seit 1990 wurden keine solarthermischen Neuanlagen mehr erstellt (STRAUß, 1998).

### **3.2.1.1.2 Energienutzung**

Neben der Energiebereitstellung ist es vor allem die Energienutzung, die über eine Senkung des Energiebedarfs Ansatzstellen zur Emissionsminderung bietet. Diese Senkung kann auf der Ebene der Endenergie erfolgen, z.B. durch eine effizientere Gerätetechnik, auf der Ebene der Nutzenergie, z.B. durch Wärmedämmmaßnahmen an der Gebäudehülle oder auf der Ebene der Energiedienstleistung, z.B. durch verändertes Verbraucherverhalten.

Mögliche Minderungsoptionen bei der Energienutzung sind zum Beispiel der Einsatz von Brennwertkesseln und Wärmepumpen, die Abwärmenutzung zur Warmwasserbereitung, der Einsatz effizienter Klimaanlage, Kühl- und Haushaltsgeräte, der Einsatz von Energiesparlampen und Energiekontrollsystemen. Die Effizienz dieser Maßnahmen ist wiederum abhängig von den Produkt- und Energiekosten; durchschnittliche Einsparungen von 30-40% sind realistisch, wenn existierende Techniken durch neue und effizienterer ersetzt werden. Die Bundesregierung Deutschland hat sich in ihrem nationalen Klimaschutzprogramm folgende technologie- und energieträgerbezogene Ziele gesetzt:

- Deutliche Steigerung der Energieproduktivität,
- Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung mit dem Ziel, die CO<sub>2</sub>-Emissionen zusätzlich um 10 Mio. t bis 2005 und um 23 Mio. t bis 2010 zu reduzieren sowie
- Verdopplung des Anteils erneuerbarer Energien an der Energieversorgung bis zum Jahr 2010 gegenüber 1998 und eine weitere deutliche Steigerung nach 2010.

### 3.2.1.2 Haushalte und Kleinverbrauch

Die größten Potenziale zur Energieeinsparung bestehen bei den Haushaltsstromanwendungen, d.h. vor allem

- beim Kühlen und Gefrieren,
- beim Kochen und Backen,
- beim Waschen, Trocknen und Spülen,
- bei der Beleuchtung und
- bei dem Betrieb von Kleingeräten.

Die Höhe des Gesamtverbrauches an Strom resultiert dabei aus der Ausstattung der Haushalte mit elektrischen Geräten, der Einschaltdauer sowie dem spezifischen Stromverbrauch der jeweiligen Geräte. Außerdem sind Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung und die Gebäudehülle Bereiche, in denen Energie und damit Emissionen eingespart werden können.

### 3.2.1.3 Verkehr

Ein wesentlicher und zudem steigender Anteil der Schadstoff- und klimarelevanten Emissionen geht vom Energieverbrauch des Straßenverkehrs aus. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Straßenverkehr haben zwischen 1990 und 2002 sowohl aufgrund der wachsenden Anzahl der Fahrzeuge, als auch wegen der zunehmenden Fahrleistung im Individualverkehr auf 23% der energiebedingten Emissionen zugenommen (EEA, 2004a). Beim Individualverkehr ist es vor allem der Freizeit- und Urlaubsverkehr, der - auch wegen häufiger auftretenden Staus - zu gestiegenen Emissionen führt.

Als emissionsreduzierende Maßnahmen im Straßenverkehr bieten sich folgende Möglichkeiten an (FAHL et al., 1997):

- Durchführung von fahrzeug- und motortechnischen Maßnahmen,
- Maßnahmen im Bereich der Kraftübertragung und
- Einsatz von alternativen Kraftstoffen.

In der Vergangenheit wurden bereits diverse Anstrengungen unternommen, den Durchschnittsverbrauch von Neufahrzeugen zu reduzieren. Beispielsweise verringerte sich der durchschnittliche Kraftstoffverbrauch von Neufahrzeugen (PKW) von etwa 9,8 l/100km im Jahr 1978 um rund 24% auf etwa 7,4 l/100km im Jahr 1995. Im Gegensatz dazu hat der durchschnittliche Kraftstoffverbrauch aller Bestandsfahrzeuge nur um knapp 13% bzw. von 10,2 l/100km auf 8,9 l/100 km abgenommen (BMW, 1996). Daraus wird ersichtlich, dass die Wirkung von verbrauchssenkenden Maßnahmen an Neufahrzeugen auf den gesamten Flottenverbrauch entscheidend davon abhängt, wie viele neue Fahrzeuge tatsächlich verkauft werden.

Einen zunehmend größeren Anteil am Gesamtverkehr hat der Flugverkehr: Von 1976 bis 1995 hat sich die Zahl der Flugpassagiere verdreifacht; die Zahl der Urlauber, die mit dem Flugzeug reisen, war 1995 fast fünfmal so hoch wie Mitte der 1970er Jahre. Aufgrund von Zuordnungsschwierigkeiten sind die klimarelevanten Emissionen des Flugverkehrs in den nationalen Emissionsinventaren bisher jedoch nicht berücksichtigt. Die Integration dieser Quellgruppe in die Treibhausgasinventare und Reduktionsverpflichtungen wird als wichtige Aufgabe für den zukünftigen Klimaschutz genannt, denn auf lange Sicht könnte die Klimabeeinträchtigung durch den Flugverkehr größer werden als durch den Autoverkehr.

#### **3.2.1.4 Verarbeitende Industrie und Baugewerbe**

Dieser Bereich war 2002 in der EU(15) für 17% der energiebedingten, klimarelevanten Emissionen verantwortlich. Dem ist eine Reduktion der Emissionen seit 1990 um 11% vorangegangen. Bemerkenswert ist diese Reduktion angesichts der Tatsache, dass der Sektor der verarbeitenden Industrie und des Baugewerbes im selben Zeitraum um 3% gewachsen ist. Der Emissionsrückgang in diesem Bereich bei gleichzeitigem Wachstum des Sektors ist durch den Umstieg von festen Brennstoffen auf Erdgas zu erklären.

Bei einem Ländervergleich der verarbeitenden Industrie EU(15)-Mitgliedstaaten zeigt sich, dass der absolut gesehen größte Emissionsrückgang zwischen 1990

und 2002 in Deutschland stattfand (minus 33%). Das ist vor allem auf die industrielle Umstrukturierung und auf Effizienzsteigerungen nach der deutschen Wiedervereinigung zurückzuführen (EEA, 2004a).

Die höchsten Emissionsminderungspotenziale liegen wiederum im Bereich der Energieeinsparung. Vor allem in der chemischen- und der Metallindustrie, aber auch in der Papier-, Aluminium und Stahlindustrie bestehen Minderungsmöglichkeiten. Dazu zählen beispielsweise der Umstieg auf und der vermehrte Einsatz von kohlenstoffarmen Energieträgern, von Kraft-Wärme-Kopplung, Prozessverbesserungen sowie Materialsubstitution und -recycling. In den Annex-I Staaten ist im Industriesektor eine CO<sub>2</sub>-Emissionsreduktion von 25% technisch möglich, wenn heutige Produktionsanlagen bei Neuanschaffung durch effizientere ersetzt werden (EEA, 2004a). Deutlich höhere Potenziale sind in den Ländern mit sich entwickelnder Marktwirtschaft und den Nicht-Annex-I Staaten zu erwarten.

### 3.2.2 Industrielle Prozesse

In dieser Quellgruppe werden jene Emissionen erfasst, welche bei nicht energiebedingten, industriellen Prozessen verursacht werden (z.B. Produktemissionen). Dabei handelt es sich vor allem um

- CO<sub>2</sub>-Emissionen, die bei der Produktion von Kalk, Zement, Stahl, Aluminium, Wasserstoff und Ammonium entstehen,
- Halogenierte und andere Fluorchlorkohlenwasserstoffe, die als Löse-, Aerosoltreib-, Kühl- und Schaumtriebmittel produziert werden,
- CH<sub>4</sub>-Emissionen entstehen bei diversen industriellen Prozessen (z.B. Eisen- und Stahlproduktion, Öl-Raffinierung u. a.),
- N<sub>2</sub>O entsteht bei der Salpeter- und Adipinsäureproduktion und
- SF<sub>6</sub>, das bei der Magnesiumproduktion entsteht.

Der Industriesektor in den OECD-Ländern ist durchschnittlich für 25-30% des gesamten Energieverbrauchs verantwortlich (IPCC, 1996) und im Jahr 2002 verursachte dieser Sektor in der EU(15) 248 Tg CO<sub>2</sub>-Äquivalente.

Möglichkeiten zur Minderung von prozessbedingten Emissionen bestehen in grundsätzlich in drei Bereichen: in Prozessverbesserungen, in der Materialsubstitution und in dem Material-Recycling.

### **3.2.3 Verwendung von Lösungsmitteln und anderen Produkten**

Emissionsquellen in diesem Sektor sind die Anwendung von Farben und Lacken, die Entfettung und chemische Reinigung, die Herstellung und Verarbeitung von chemischen Produkten und andere Lösemittelanwendungen. Einen beträchtlichen Anteil an dieser Quellgruppe haben N<sub>2</sub>O-Emissionen aus seiner Nutzung als Anästhetikum.

Insgesamt ist der Lösemittelsektor der EU(15) für nur 0,2% der gesamten Treibhausgasemissionen verantwortlich, weshalb keine spezifischen Minderungsoptionen identifiziert und analysiert wurden.

### **3.2.4 Änderungen in der Landnutzung und Forstwirtschaft**

Gemäß den Inventarisierungsmethoden des IPCC werden die Landnutzung und die Forstwirtschaft als separater Emissionssektor betrachtet. In der vorliegenden Arbeit sind Minderungsmaßnahmen, die sich aus der Änderung der Landnutzung und der Nutzung von Biomasse ergeben, teilweise schon in Kapitel 3.1.4 dargestellt. Zusätzlich dazu gibt es forstwirtschaftliche Maßnahmen, welche CO<sub>2</sub>-Emissionen vermeiden oder vermindern und in drei Kategorien unterteilt werden können:

- Maßnahmen zur Kohlenstoff-Konservierung, wie z.B. kontrollierte Abholzung und verbessertes Erntemanagement, Schutz der Wälder vor Feuer und Schädlingsbefall.
- Maßnahmen zur Kohlenstoff-Fixierung, wie z.B. Erhöhung der Waldfläche und des Kohlenstoffgehaltes der Böden in Waldökosystemen.
- Maßnahmen zur Kohlenstoff-Substitution, wie z.B. Nutzung von Holzbiomasse als Energieträger und Baumaterial (statt fossiler Energieträger).

Aufforstungen und Wieder-Bewaldungen durch aktives menschliches Handeln auf Flächen, die 1990 nicht als Waldflächen ausgewiesen waren, wurden neben den Bestimmungen zur eigentlichen Emissionsreduktion als Maßnahmen zur Minderung der CO<sub>2</sub>-Konzentration im Kyoto-Protokoll (Art.3.3) anerkannt.

Diese Regelungen gefährden zwar im Prinzip die Integrität des Kyoto-Protokolls, da die Senkenpotenziale weltweit so groß sind, dass das eigentliche Ziel der Emissionsreduktion (durch Umsteuerung der Wirtschaft und nachhaltige Entwicklung) verfehlt werden könnte. Die Anerkennung der Senkenaktivitäten war aber politische Voraussetzung, um die Zustimmung wichtiger Vertragsparteien zum Protokoll zu erreichen. Durch eine Reihe von einschränkenden Bestimmungen soll verhindert werden, dass das Kyoto-Protokoll unterlaufen wird.

### **3.2.5 Abfallwirtschaft**

In der Abfallwirtschaft sind wesentliche Quellgruppen klimarelevanter Emissionen

- die Entsorgung fester Abfälle an Land,
- die Abwasserbehandlung und
- die Abfallverbrennung.

Beim Abbau der organischen Substanz in festen Abfallstoffen und Abwasser entstehen beträchtliche Mengen CH<sub>4</sub>. Es bestehen allerdings große Unsicherheiten bezüglich der genauen Emissionsmengen in diesem Sektor aufgrund der schlechten Datenlage über die Verbreitung der gängigen Abfallbehandlungsverfahren in den einzelnen Ländern und zum Anteil der organischen Abfälle, die unter anaeroben Bedingungen abgebaut werden.

Minderungsmöglichkeiten in diesem Bereich sind die Verringerung der Emissionsquellen oder die Rückgewinnung bzw. Reduktion des CH<sub>4</sub> bei der Lagerung. Die Emissionsquelle wird reduziert, indem Stoffe und Materialien eingeschränkt werden, die potenziell CH<sub>4</sub> Emissionen bei der Abfalllagerung verursachen. Das geschieht u. a. über eine vermehrte Wiederverwendung von

organischen Stoffen wie Papier<sup>10</sup> und über Kompostierung oder Verbrennung organischen Materials<sup>11</sup>. Die Kosten der Emissionsreduktion hängen vor allem von der Art des Abfallsystems, von der Anlagengröße und von lokalen Rahmenbedingungen ab.

Die Rückgewinnung von Deponiegasen zur Strom- und Wärmeerzeugung ist eine Technik, die in vielen Ländern verbreitet ist. Durchschnittlich emittieren organische Substanzen aus Deponien zwischen 10 bis 30 Jahre lang; etwa 50% der CH<sub>4</sub>-Emissionen können zurück gewonnen werden. Die Kosten zur CH<sub>4</sub>-Rückgewinnung aus Deponien hängen in erster Linie von den technischen Gegebenheiten und lokalen Bedingungen ab. Die CH<sub>4</sub>-Emissionen aus dem Abwasser können durch Lagerung und Aufbereitung unter aeroben Bedingungen vermieden bzw. gemindert werden.

---

<sup>10</sup> Papier und Papierprodukte machen einen großen Anteil des organischen Mülls aus; beispielsweise in den USA etwa 40%.

<sup>11</sup> Eingeschränkte Landfläche und Energierückgewinnung führen zur vermehrten Müllverbrennung: Japan verbrennt 70% seiner festen Abfallstoffe.

## 4 Quantifizierung der Emissionsminderung

### 4.1 Minderungspotenzial

Ein *Potenzial* ist allgemein ein Maß für die Stärke einer Eigenschaft oder deren Leistungsfähigkeit. Im vorliegenden Kontext des Klimaschutzes bedeutet Minderungspotenzial die Fähigkeit einer Minderungsmaßnahme, Emissionen zu senken. Die Höhe des Minderungspotenzials ergibt sich dabei auch aus dem Vergleich mit einem Referenzniveau.

### 4.2 Vermeidungskosten und Minderungseffizienz

Um die relative Vorzüglichkeit der zuvor beschriebenen Minderungsmöglichkeiten in den einzelnen Sektoren beurteilen zu können, soll in einem nächsten Schritt deren Minderungseffizienz bestimmt werden. Unter Minderungseffizienz versteht man allgemein das Verhältnis von Aufwand (um einen neuen Zustand zu erreichen) zu Nutzen, den dieser neue Zustand bringt. Im Fall der Klimaschutzproblematik kann man die Minderungseffizienz definieren als Verhältnis von Klimagasvermeidungskosten zu Emissionsminderungspotenzial einer Maßnahme.

### 4.3 Grundlagen ökonomischer Betrachtungen

Klimaschutz stellt ein öffentliches Gut dar, das der Staat zum Wohle der Allgemeinheit über Eingriffe in das marktwirtschaftliche System sicherstellen soll. In der politischen und wissenschaftlichen Diskussion kursieren sehr unterschiedliche Auffassungen davon, was unter den volkswirtschaftlichen Kosten von Klimaschutzmaßnahmen zu verstehen ist (BÖHRINGER, 1999).

Eine konkrete Definition hat der Begriff *Kosten* in der Betriebswirtschaftslehre, wo er die „in Geld bewertete Menge an Produktionsfaktoren (Arbeitsleistungen, Betriebsmittel und Werkstoffe), sowie in Geld bewertete Dienstleistungen Dritter und öffentlicher Abgaben, die bei der Erstellung betrieblicher Leistungen verbraucht werden“ bezeichnet (WÖHE, 1987). Die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Klimaerwärmung werden im einzelwirtschaftlichen Kalkül der Haushalte und Unternehmen (hierzu werden die landwirtschaftlichen Betriebe

gezählt) nicht berücksichtigt. Dabei handelt es sich um die so genannten externen Kosten.

In der Volkswirtschaftslehre werden gesamtwirtschaftliche Kosten üblicherweise als Wohlfahrtsverluste gemessen. Vereinfachend lässt sich die Wohlfahrt als die Summe von Konsumentenrente und Produzentenrente definieren. Unter einem Wohlfahrtsverlust versteht man den durch eine Marktstörung im Vergleich zur Situation vollkommener Konkurrenz verursachten Verlust an Konsumenten- und Produzentenrente. Die Ursache für den Verlust an Wohlfahrt ist jeweils, dass die gehandelte (=produzierte) Menge von der pareto-optimalen Menge abweicht, die sich auf einem vollkommenen Konkurrenzmarkt im Gleichgewicht einstellt (BÖHRINGER, 1999).

CO<sub>2</sub>-Minderungskosten lassen sich also vor einem betriebs- oder volkswirtschaftlichen Hintergrund ermitteln: Der Unterschied beschränkt sich hierbei nicht nur auf veränderte Zinssätze und unterschiedliche Abschreibungsdauern, sondern ist weiter zu fassen: Die volkswirtschaftlichen Vermeidungskosten sind in der Regel so zu interpretieren, dass die bewerteten Maßnahmen einen Teil einer Gesamtminderungsstrategie darstellen. Die Angabe von einzelnen technikspezifischen Vermeidungskosten ist schwierig und auf Grund dieser Tatsache sind sie auch kaum mit exogen ermittelten Vermeidungskosten vergleichbar (MARKEWITZ und VÖGELE, 2004).

Die spezifischen (direkten) Vermeidungskosten entstehen in einem Unternehmen, wenn Minderungsmaßnahmen implementiert werden. Sie werden ermittelt, indem man die Kosten und Emissionen einer Minderungsmaßnahme mit den äquivalenten Werten der Referenzsituation vergleicht und diese zueinander ins Verhältnis setzt. Üblicherweise gehen in die Berechnung die variablen und fixen Betriebskosten sowie die spezifischen Emissionen der zu betrachtenden Techniken bzw. Systeme ein. Hierbei werden in der Regel - in Analogie zur üblichen Kostenrechnung - die Investitionskosten annuitätisch auf die ökonomische Lebensdauer umgelegt. Staatliche Lenkungsmaßnahmen (Steuern/Förderungen) fließen in eine betriebliche Kalkulation vollinhaltlich ein. Indirekte Kosten umfassen z.B. Effekte auf

Energiepreise, Handelsbilanzen und Beschäftigung und als Transaktionskosten werden jene bezeichnet, die zwischen den Unternehmen eines Sektors durch die Einführung von Minderungsmaßnahmen entstehen.

Stellt man den Zusammenhang zwischen Kosten und Nutzen einer Maßnahme dar, erhält man eine so genannte Minderungskostenkurven (englisch: *abatement cost curve*). Im Fall der Analyse von Emissionsminderungsstrategien haben diese Kostenkurven zwei Dimensionen: eine ökonomische und eine ökologische.

Die ökonomische Dimension der Minderungskostenkurve kann auf verschiedenen räumlichen Ebenen betrachtet werden: international, sektoral, national, regional oder auf Betriebsebene. Der Kosten-Nutzen-Ansatz ist eine einfache und häufig verwendete Methode zur Bestimmung der Kosten von Umweltschutzmaßnahmen und Kostenkurven sind in vielen ökonomischen Modellen integriert. Die ökologische Dimension betrifft die Wirksamkeit der Maßnahme, Emissionen eines Schadstoffes zu senken.

Die Analyse und der Vergleich von Klimaschutzstrategien erfordern einen Bezugspunkt, an dem die Kosteneffizienz gemessen werden kann. Die Kosten einer Strategie werden als Differenz zum Kostenniveau in der Referenzsituation ohne Klimaschutzmaßnahmen gemessen. Die **Definition der Referenzsituation** kann den Ausschlag dafür geben, ob Klimaschutz Mehrkosten verursacht oder Kosteneinsparungen bringt. Bezogen auf eine so genannte „first-best“ Referenzsituation, bei der ein Effizienzoptimum der eingesetzten Produktionsfaktoren angenommen wird, verursacht die Einführung zusätzlicher Restriktionen wie z.B. Emissionsstandards, -steuern und -zertifikate zwangsläufig Mehrkosten.

Ist die Ausgangssituation aber durch eine Marktunvollkommenheit charakterisiert, können Maßnahmen, welche diese Unvollkommenheit korrigieren, dazu führen, dass die Kosten klimaschutzpolitischer Eingriffe negativ sind. Diese negativen Kosten werden als *Vermeidungsgewinn*

bezeichnet. Der Modellentwickler bestimmt durch die Wahl der Referenz, ob es gegenüber dieser Ausgangssituation zu Verbesserungen kommen kann.

Die Bestimmung einer Referenzsituation bzw. eines Bezugspunktes ist nicht nur für die Beurteilung der Kosteneffizienz, sondern auch für die Definition der **Minderungspotenziale** notwendig. Dabei handelt es sich um jenes Emissionsniveau, auf das eine Emissionsreduktion bezogen wird. Die Emissionsreferenz kann z.B. entweder die Ist-Situation sein oder ein für die Zukunft angestrebtes Emissionsziel.

#### **4.4 Modelle zur Abschätzung der Klimagasvermeidungskosten**

Die Kosten von Klimaschutzmaßnahmen werden häufig mit Hilfe vereinfachter, modellhafter Abbildungen des realen energie- oder gesamtwirtschaftlichen Systems abgeschätzt. Zweck der Modellbildung ist es, die Wirklichkeit bzw. das gedachte Problem erfassbar und analysierbar zu machen, da Experimente mit dem realen System nicht möglich sind. Das Modell soll einerseits die Struktur des Systems und dessen Wechselwirkungen möglichst exakt wiedergeben, andererseits aber auf das Wesentliche beschränkt bleiben, um das Problem überhaupt für systematische Analysen handhabbar zu machen. Die wesentliche Aufgabe der Modellbildung besteht in einer problemgerechten Reduktion der Komplexität auf zentrale/relevante Systemelemente und deren Beziehungen zueinander.

Modelle, die zur Quantifizierung der Kosten von Klimaschutzmaßnahmen Anwendung finden, lassen sich anhand unterschiedlicher Merkmale systematisieren (Tabelle 6). Anhand der **Zielsetzung** unterscheidet man Analyse-, Entscheidungs- Prognose- und Planungsmodelle. Analysemodelle sollen die Wirklichkeit erklären, wohingegen Entscheidungsmodelle Hilfsmittel in einem Entscheidungsprozess sind und auf den Analysemodellen aufbauen. Prognosemodelle sollen Aussagen für die Zukunft oder bei Änderungen exogener Größen geben.

Ein anderes Unterscheidungskriterium stellt die **mathematische Basis** der Modelle dar, nach der sich ökonomische Modelle in ökonometrische- und Optimierungsmodelle einteilen lassen. Zu den ökonometrischen Modellen werden allgemeine und partielle Gleichgewichtsmodelle gezählt, die ihren Ursprung in dem neoklassischen Paradigma des „Gleichgewichtes der Märkte“ haben. Sie sind komplexer als die Optimierungsmodelle, da die Wirtschaft und die Struktur der Märkte detailliert dargestellt werden. Wird die Gesamtheit der Märkte betrachtet, spricht man von einem allgemeinen Gleichgewichtsmodell. Steht ein spezieller Marktausschnitt im Mittelpunkt des Modellinteresses, handelt es sich um ein partielles Gleichgewichtsmodell. Beispiel für ein allgemeines Gleichgewichtsmodell ist das Modell EPPA (siehe Tabelle 8).

**Tabelle 6: Systematik von Modellen**

<b>Merkmal</b>	<b>Modell</b>
Zielsetzung	Analysemodell Entscheidungsmodell Prognosemodell Planungsmodell
Mathematische Basis	Ökonometrisches Modell Optimierungsmodell
Zeitliche Abgrenzung	(komparativ) statisches Modell Rekursiv-dynamisches Modell Dynamisches Modell
Systemgrenze	Globales Modell Sektorales Modell Regionales Modell Einzelbetriebliches Modell

Quelle: verändert nach Löthe (1999)

Aufbauend auf die Arbeiten von RAMSEY (1928), entwickelten sich seit den 1960er Jahren Modelle, die in der neoklassischen Wachstumstheorie begründet sind. Ziel dieser Optimierungsmodelle ist eine „aggregierte Optimierung“, die sich aus der Summe gewichteter regionaler Nutzen ergibt. Die Frage nach einer kosteneffizienten Minderungsstrategie wird in Optimierungsmodellen

operationalisiert, indem die Emissionsminderungsziele in den Simulationen als Nebenbedingungen integriert werden. Das Modell bestimmt die unter Kosten-Nutzengesichtspunkten optimale Mischung von technischen Anpassungsmaßnahmen oder Verhaltensänderungen. Ein Beispiel für diesen Modelltyp ist das Modell MERGE.

Die **zeitliche Abgrenzung** der Betrachtungsebene führt zu einer Einteilung in statische und dynamische Modellansätze. Statische Modelle gehen davon aus, dass die Bedingungen der Ausgangssituation auch zukünftig gelten. Während für rekursiv-dynamische Modelle eine Pfadabhängigkeit der Einzelperioden charakteristisch ist, betrachten simultan-dynamische Modelle alle Zeitperioden simultan.

Modelle lassen sich aber auch anhand ihrer **Systemgrenze** unterscheiden: Anhand der räumlichen Auflösung werden globale, nationale oder regionale Modelle unterschieden. Anhand der im Modell betrachteten Prozesse unterteilt man sektorübergreifende, sektorale oder einzelbetriebliche Modelle. Außerdem gibt die Definition der Systemgrenze Auskunft darüber, welche Prozesse und Emissionsquellen (z.B. Vorleistungsbereiche) berücksichtigt sind. Damit ist die Wahl der Systemgrenzen ausschlaggebend für die Schlussfolgerungen, die aus den Ergebnissen gezogen werden können.

Grundsätzlich kann die Modellstruktur in **top-down-** von **bottom-up-**Ansätze gegliedert werden. Als top-down (engl., „von oben nach unten“) wird eine Vorgehensweisen bezeichnet, bei der zunächst die Gesamtheit betrachtet wird (z.B. der europäische Agrarmarkt), um daraus auf das Verhalten oder die Bedingungen im Einzelnen (z.B. ein landwirtschaftlicher Betrieb) zu schließen. Im Gegensatz dazu bedeutet bottom-up (engl., „von unten nach oben“), dass ausgehend von einem einzelnen Unternehmen oder Betrieb auf ein höheres Skalenniveau (z.B. Nation, Europa) geschlossen wird.

Eine spezielle Modellkategorie stellen die integrierenden Bewertungsmodelle (engl.: integrated assessment models) dar. Sie verfolgen das grundsätzliche Ziel, möglichst viele Aspekte einer Problematik in einem Modell abzubilden.

---

Dabei werden ökonomische, ökologische und soziale Fragestellungen integrativ betrachtet, indem Teilmodelle der verschiedenen Disziplinen miteinander verknüpft werden. Eine große Herausforderung bei der Entwicklung eines Integrated-Assessment-Modells besteht demnach darin, die richtige Balance zu finden zwischen der Berücksichtigung möglichst vieler Wechselwirkungen einerseits, und der Handhabbarkeit (für die Modellierer) und Transparenz (für die Nutzer) andererseits. SCHNEIDER (1997) stellt fest, dass Integrated-Assessment-Modelle zwar wertvolle Instrumente für die Umweltbewertung und Politikberatung sein können, dass aber derzeit kein Integrated-Assessment-Modell gibt, das sich zur vollständigen Abschätzung der Klimawandelproblematik eignet.

Durch die Abbildung der Wechselwirkungen und Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Modellkompartimenten sollen die Wirkungen und Prozesse analysiert und vorhersagbar werden. Die Aussagekraft der Modelle ist in erster Linie von den zugrunde liegenden Annahmen abhängig, die bei der Modellentwicklung getroffen werden. Dennoch ist zu beobachten, dass bei komplexen, nicht-linearen Modellsystemen intuitive oder theoretische Schlussfolgerungen eher aus den Modellen hervorgehen, als dass sie ihnen zugrunde liegen (SCHNEIDER, 1997).

## 5 Modellvergleich

Ausgehend von den identifizierten Minderungsmaßnahmen und den allgemeinen Überlegungen zu ökonomisch-ökologischer Modellierung sollen in diesem Kapitel konkrete Modelle analysiert und ihre Eignung zur Bestimmung der Minderungseffizienz geprüft werden. Dazu werden die Grundlagen des Bewertungsansatzes erläutert und ein Kriterienkatalog relevanter Modelleigenschaften definiert (Kapitel 5.1). Daran anschließend werden die ausgewählten Modelle anhand der Kriterien im Detail beschrieben (Kapitel 5.2) und einzelne Modellergebnisse vergleichend dargestellt (Kapitel 5.3).

### 5.1 Vorgehensweise der Modellbeschreibung und -bewertung

Im Folgenden wird unter dem Begriff *Bewertung* die Einordnung von Sachverhalten in Werteskalen, basierend auf unterschiedlichen Bewertungsmaßstäben verstanden. Solche Maßstäbe sind z.B. definierte Werte zur Beurteilung von Umweltauswirkungen, die in einem Leitbild festgelegt werden. Die Formulierung eines Leitbildes bzw. die Festlegung eines Umweltzieles oder Qualitätsstandards erfordert einen Prozess der gesellschaftlichen Auseinandersetzung und Konsensfindung. Als eine solche Auseinandersetzung wird die Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung verstanden.

Seit dem Brundtlandreport (WCED, 1987) und der Umweltkonferenz in Rio de Janeiro 1992 besteht diese Forderung einer nachhaltigen bzw. dauerhaft umweltgerechten Entwicklung (*sustainable development*). Der Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung wurde in die Präambel und in die Ziele des EU-Vertrags, in dem die Aufgaben der Europäischen Gemeinschaft festgelegt sind, aufgenommen. Der Bewertungsansatz der vorliegenden Arbeit orientiert sich an diesem allgemein anerkannten Leitbild.

Klimaschutz ist - auch und gerade im Kontext der Landwirtschaft - als Teil des Umweltschutzes zu verstehen. Auch an die Landwirtschaft wird die Forderung einer *nachhaltigen Landwirtschaft* gestellt, die vor dem Hintergrund der durch die Landwirtschaft verursachten Umweltprobleme und der Sorge um die Lebensgrundlagen nachfolgender Generationen entstanden ist.

Die Einbettung nachhaltiger Landwirtschaft in das Paradigma der nachhaltigen Entwicklung erfordert einen ganzheitlichen Ansatz, der ökologische, ökonomische und soziale Belange berücksichtigt. Ein solcher Ansatz zwingt zu einer Auseinandersetzung mit den unterschiedlichen Ansprüchen, die an die Landwirtschaft gestellt werden. Das Konzept „nachhaltige Landwirtschaft“ muss nach MEYER-AURICH (2000) als ein Weg verstanden werden, der aufzeigt, wie die unterschiedlichen Ansprüche an die Landwirtschaft befriedigt werden können.

Zur zielgerichteten Bewertung und Steuerung einer nachhaltigen Landwirtschaft werden Agrar-Umweltindikatoren verwendet. Diese stellen Informationen über das Agrarökosystem dar, die den Nutzern des Indikators zur Bewertung, Kontrolle oder Steuerung dienen. Die Funktion des Agrarumweltindikators ist hierbei, Information über das Agrarökosystem entsprechend den Anforderungen der Nutzer zu verdichten und zu vereinfachen. Zur Strukturierung von möglichen Indikatoren im Agrarumweltbereich ist von der OECD das „*driving force-state-response*“ (DSR) Rahmenwerk entwickelt worden (OECD, 1997). Gemäß dieser Klassifikation werden Indikatoren, die den Zustand der Umwelt charakterisieren, als *state*- Indikatoren bezeichnet. Indikatoren des Betriebes oder des Managements, die auf die Umwelt wirken, werden *driving force*-Indikatoren genannt. Und solche, die das Verhalten der Akteure als Reaktion auf die Umwelt abbilden, werden als *response*- Indikatoren bezeichnet. Um die Zusammenhänge zwischen Landwirtschaft und Umwelt und die Folgen der Reform der gemeinsamen Agrarpolitik der EU noch besser darstellen und bewerten zu können, wurde das DSR-Konzept zu dem DPSIR-Konzept erweitert (EEA, 1999). Darin bilden zwei zusätzliche Indikatorkategorien positive und negative Prozesse der landwirtschaftlichen Produktion (*Presures and benefits*) und Wirkungen auf den globalen Umweltzustand (*Impact*) ab.

Auch Ergebnisse ökonomisch-ökologischer Modelle können als Indikatoren des Klimaschutzes verwendet werden, selbst wenn sie sich hinsichtlich ihres Raum- und Objektbezuges sowie hinsichtlich ihres Anwendungsbereich unterscheiden und für unterschiedliche Verwendungszwecke entwickelt wurden: Sie stellen einen Zusammenhang zwischen dem Umweltzustand (*state*), den Produktions-

prozessen (*driving force*) und dem Verhalten der Akteure (*response*) her. Durch den gewählten Ausschnitt der betrachteten Wirklichkeit verdichten und vereinfachen sie und sind dadurch nicht nur Analyseinstrument, sondern dienen auch der Entscheidungshilfe.

Der Bewertungsansatz der vorliegenden Arbeit orientiert sich an der oben beschriebenen, ganzheitlichen Vorgehensweise und dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung. Er hat zum Ziel, bei der Bewertung der Modelle all jene Aspekte zu integrieren, die in der Klimaschutzpolitik eine Rolle spielen. Tabelle 7 gibt einen Überblick über die bewerteten Kriterien. Zusätzlich zu den drei Kategorien Ökonomie, Ökologie und Soziales wird in der Bewertung eine vierte Kategorie - Formalia - eingeführt, denn Aspekte wie Dokumentation, Verbreitung und Verfügbarkeit der Modelle sind für den Nutzer wichtige Informationen zur Interpretation der Modellergebnisse.

Die Übergänge zwischen den Bewertungskategorien sind fließend. Vor allem die ökonomischen und sozialen Aspekte lassen sich nicht eindeutig voneinander trennen, denn z.B. die Frage des mikro- oder makroökonomischen Ansatzes, der Höhe der Diskontierungsrate oder die Abbildung von Wohlfahrtseffekten betreffen beide Kategorien. In jeder Bewertungskategorie werden eine Reihe von Neben- und Detailaspekten subsumiert, durch welche sich die Modelle auszeichnen und unterscheiden. Aufgrund der unterschiedlichen Modellansätze und deren Vorgehensweisen ist die Relevanz der einzelnen Merkmale von Modell zu Modell unterschiedlich. Mit den gewählten Kriterien soll eine möglichst umfassende Modellanalyse ermöglicht werden. Die Einordnung der einzelnen Modelleigenschaften in den Bewertungsrahmen basiert auf der vorangegangenen, ausführlichen Modellbeschreibung und -analyse.

Tabelle 7: Übersicht über die Bewertungskriterien.

Bewertungskriterien		
Ökonomie	<b>Modelltheorie, Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts, u. a.
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produktionsprozesse
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	z.B. aggregiert oder anhand einzelner landwirtschaftlicher Produkte
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. global, national, regional
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität (Zielkonflikte?)
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten (Allokations- und Distributionseffekte).
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung
Formalia	<b>Modellreputation</b>	z.B. Erfahrungen mit Modellentwicklung und -anwendung, Verbreitung in der Praxis
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation

Die Bewertung wird durch die Vergabe von Punkten für jeden Teilaspekt zu einem leichter kommunizierbaren Ergebnis aggregiert. Null Punkte bedeutet, dass ein Aspekt in einem Modell gar nicht berücksichtigt wird. Es wurde eine Skala von „1“ bis „5“ Punkten gewählt, um darzustellen, wie weit bzw. wie gut ein Kriterium von dem bewerteten Modell erfüllt wird (wobei „5“ das Optimum bedeutet). Die graphische Darstellung der Bewertung soll die Verständlichkeit der Ergebnisse verbessern (Abbildung 3 bis Abbildung 9). Da sich die „sozialen“ Aspekte bei vielen Modellansätzen nicht klar trennen lassen, werden sie in der graphischen Darstellung unter dem Punkt „Politikanalyse“ zusammengefasst. Auch die Formalia sind zusammengefasst, da diesen Kategorien sonst ein zu

großes graphisches Gewicht zukommen würde. Einzelheiten und Detailergebnisse der Modellbewertung sind im Anhang A1 bis A8 dokumentiert.

Bei der Auswahl und der Bewertung der Modelle wurden zwei Schwerpunkte gesetzt: Einerseits steht die Frage nach der Minderungseffizienz von Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor im Mittelpunkt des Interesses. Als zweiter Schwerpunkt wurden Modelle betrachtet, die den Fokus auf die Modellierung des Energiesektors und dessen Emissionen legen. Dadurch wird ein Vergleich mit jenem Sektor möglich, der für den größten Teil der Treibhausgasemissionen in Europa verantwortlich ist. Auf eine Analyse von spezifischen Modellen für die anderen Sektoren wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung verzichtet.

## 5.2 Ausgewählte Modelle

Für die Analyse wurden Modelle ausgewählt, die zwar unterschiedliche Ansätze und Schwerpunkte verfolgen, aber grundsätzlich die Abbildung der vielfältigen Effekte der Klimaänderung und / oder die Bestimmung der Kosten von Emissionsreduktionsmaßnahmen als Modellziel behandeln.

In dem Vergleich nicht berücksichtigt werden Modelle, die den Agrarsektor auf einzelbetrieblicher Ebene hochaufgelöst modellieren (z.B. EFEM<sup>12</sup>). Solche komplexen, ökonomisch-ökologischen Betriebsmodelle erlauben, verschiedene Bewirtschaftungsintensitäten, Fütterungsstrategien sowie Stall- und Güllelagersysteme unter Berücksichtigung zahlreicher Einflussfaktoren zu modellieren und den jeweiligen Einfluss auf die Emissionen zu quantifizieren (ANGENENDT, 2003). Diese Modelle liefern wertvolle Informationen für bestimmte Betriebstypen; die Ergebnisse lassen sich aber nicht ohne weiteres auf sektorale oder nationale Ebene aggregieren, weswegen sich diese Modelle in den hier vorgenommenen Vergleich nicht einbeziehen lassen.

Ebenfalls unberücksichtigt bleiben Modelltypen, welche Emissionen standortspezifisch modellieren („site specific models“). Diese Modelle eigenen

---

<sup>12</sup> EFEM: Economic Farm Emission Model (z.B. SCHÄFER et al., 2003)

---

sich zur Abbildung relevanter, physikalischer Wechselwirkungen und zur Untersuchung der C- und N-Dynamik an einem Standort, indem sie Bodenparameter und mikroklimatische Variablen in das Modell integrieren (z.B. DNDC<sup>13</sup>, EPIC<sup>14</sup>). Diese Modellansätze spielen eine entscheidende Rolle bei der Quantifizierung der C-Senkenfunktion landwirtschaftlicher Böden. Jedoch erst die Kombination dieser Modelle mit Forstsektor- und Ökosystemmodellen könnten eine umfassende Darstellung der C-Speicherung und -Freisetzung ermöglichen (EUROCARE, 2002).

Im Detail haben die in der vorliegenden Arbeit analysierten Modelle jedoch unterschiedliche Anforderungen zu erfüllen. Dabei fällt auf, dass der Ausschnitt der Wirklichkeit, der im Modell abgebildet wird, mit zunehmender sektoraler und räumlicher Auflösung immer kleiner wird. Das liegt vorrangig an der Datenverfügbarkeit und an den technischen Restriktionen zur Bewältigung des Rechenaufwandes. Dennoch können sowohl die niedrig-, als auch die hochaufgelösten Modelle Antworten auf die Frage nach den Kosten von Klimaschutzmaßnahmen geben.

In Tabelle 8 ist diese Gegenläufigkeit in der Auflösung durch die Reihung der Modelle dargestellt: POLES ist ein globales Modell, das den Weltenergiebedarf in den Mittelpunkt stellt. Auch MERGE zählt zu den globalen Energiewirtschaftsmodellen, allerdings ist es um ein Klimamodul erweitert. Die hier untersuchte Version von PRIMES modelliert nur energiebedingte CO<sub>2</sub>-Emissionen für Europa; erst durch die Verknüpfung mit der GENESIS-Datenbank werden die anderen Treibhausgase und einzelne Emissionsminderungsmaßnahmen berücksichtigt. Ähnliches gilt für EPPA-EU: Neben der ursprünglichen globalen Version gibt es mittlerweile eine Europa-Version, die neben den Energie- auch die Nicht-Energiesektoren betrachtet.

---

<sup>13</sup> DNDC: Denitrification and Decomposition Model (z.B. BROWN et al., 2002)

<sup>14</sup> EPIC: Erosion Productivity Impact Calculator (z.B. BERNADOS et al., 2001)

Tabelle 8: Übersicht der analysierten Modelle.

Modell		Autor
<b>POLES</b>	Prospective Outlook on Long-term Energy Systems	Institut d' Economie et de Politique de l'Energie, Grenoble
<b>MERGE</b>	Model for Evaluating Regional and Global Effects of GHG Reduction Policies	Stanford University, Electric Power Research Institute
<b>PRIMES + GENESIS</b>		Institute of Communication and Computer Systems, Universität Athen
<b>EPPA-EU</b>	Emissions Prediction and Policy Analysis Model	Massachusetts Institute of Technology (MIT)
<b>GAINS</b>	Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies	International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA)
<b>AROPA GHG</b>		INRA, Nationales Französisches Forschungsinstitut für Agrarwirtschaft
<b>CAPRI</b>	Common Agricultural Policy Regional Impact Analysis	Netzwerk europäischer Forschungsinstitute <sup>15</sup>
<b>RAUMIS</b>	Regionalisiertes Agrar- & Umweltinformations-system	Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, Agrarpolitik und Landwirtschaftliches Informationswesen, Univ. Bonn

Einer anderen Modellkategorie gehört das Modell RAINS an: Dieses Modell gehört zur Gruppe der *Integrated Assessment*-Modelle, deren Ziel es ist, möglichst viele verschiedene Umweltproblembereiche integrierend zu untersuchen.

CAPRI ist ein Modell, bei dem die Landwirtschaft Europas und ihre Politik im Mittelpunkt stehen und die Abschätzung von Emissionen und Vermeidungskosten von untergeordneter Bedeutung ist. Räumlich weiter differenziert sind die Modelle AROPA-GHG und RAUMIS, die den französischen bzw. den deutschen Agrarsektor abbilden und sowohl Informationen zu Emissionen, als auch zu Minderungsoptionen und deren Kosten ermitteln.

<sup>15</sup> Das Netzwerk setzt sich aus agrarökonomischen Instituten der Universitäten Bonn, Valencia, Galway, Bologna und Montpellier zusammen. Außerdem gehören ihm die Forschungsstation Tänikon und NILF-Oslo an.

Die ausgewählten und in Tabelle 8 gelisteten Modelle werden im Folgenden anhand des Kriterienkatalogs (Tabelle 7) einzeln beschrieben und analysiert.

### 5.2.1 POLES

Das Modell POLES (*Prospective Outlook on Long-term Energy Systems*) ist ein partielles Gleichgewichtsmodell, das im Auftrag der Europäischen Kommission am *Institut d'Economie et de Politique de l'Energie, Grenoble* entwickelt wurde und seit 1997 voll einsatzfähig ist. Es ist ein Simulationsmodell zur Analyse des langfristigen, globalen Energiebedarfs und -verbrauchs und es wird intensiv zur Untersuchung von CO<sub>2</sub>-Emissionsstrategien und des Emissionshandels verwendet (CRIQUI et al., 2000; RUSS, 2001).

Üblicherweise wird in partiellen Gleichgewichtsmodellen die Abbildung sich ändernder Treibhausgasemissionen über Treibstoffsubstitution oder Änderungen in energiebedingten Technologien angenommen. Durch diese exogenen Annahmen für ein bestimmtes Referenzjahr und die daraus abgeleiteten marginalen Minderungskostenkurven werden die direkten Kosten von Emissionsreduktionen berechnet. Dabei handelt es sich um eine statische ex-post Analyse, die nur bedingt für langfristige Prognosen geeignet ist.

Daher wurde in POLES ein differenzierter Ansatz gewählt: Es handelt sich um ein rekursives Simulationsmodell, das für jeden Zeitschritt (jährlich) endogen die Emissionsziele definiert und danach den Kohlenstoff-Wert (*carbon value*) bzw. den Zertifikatspreis (*permit price*) sucht, welcher in der jeweiligen Region das geforderte Ziel erreicht (Russ et al., 2005). Dieser Vorgang wird für jedes Jahr wiederholt und das Ergebnis jedes Modelldurchlaufs sind die marginalen Minderungskosten (Zertifikatspreise) für die definierten Emissionshandelsmärkte. Eine Rückkopplung erfolgt anhand internationaler Energiepreise. Da die Berechnungen innerhalb des Modells durchgeführt werden, können alle Preiseffekte berücksichtigt werden. Außerdem werden nicht nur die direkten, sondern auch die Gesamtkosten berechnet, was die Voraussetzung für eine adäquate Diskontierung ist. Durch diese Vorgehensweise ist es möglich, die so genannte „*when-flexibility*“ in die Modellierung einzubeziehen,

die Aufschluss darüber gibt, wann eine Emissionsminderungsmaßnahme am sinnvollsten durchgeführt werden sollte.

Umgesetzt wird dieser Modellansatz in einem hierarchischen Gerüst von einzelnen, miteinander verknüpften Teilmodellen, welche die verschiedenen räumlichen Skalenniveaus wiedergeben (international, regional, national). In der aktuellen Version von POLES wird die Weltwirtschaft in 38 Regionen unterteilt. Für jede Region unterscheidet das Modell vier Module:

- Energienachfrage der Hauptsektoren,
- Neue und erneuerbare Energietechnologien,
- Herkömmliche Energie- und Elektrizitäts-Transformationssysteme und
- Angebot fossiler Energieträger.

In dem detaillierten Energie-Nachfrage-Modul der einzelnen Länder ist der Energieverbrauch disaggregiert für einzelne Sektoren aufgeführt, um die energieintensiven Schlüsselindustrien, die relevanten Verkehrsmodi und Haushaltsaktivitäten identifizieren zu können. POLES kombiniert „top-down“- mit „bottom-up“- Elementen, indem zwar die Preise eine Schlüsselrolle bei der Anpassung der meisten Modellvariablen spielen, aber dennoch die technologischen Charakteristika disaggregiert berücksichtigt werden (CRIQUI, 2001).

Input-Daten bezieht POLES aus der internationalen Energiedatenbank, welche makro-ökonomische Daten des Bruttoinlandsproduktes, ökonomische Strukturdaten, Preisniveaus und Wechselkurse enthält. Energiepreise und Kosten für Energietechnologien stammen aus nationalen und internationalen Statistiken. Eine Weiterentwicklung der aktuellen Version von POLES betrifft die integrierte Berechnung marginaler Vermeidungskosten. Die verwendete Software ASPEN (*Analyse des Systèmes de Permis d'Emission Négociable*) ermöglicht die Berechnung von marginalen Kostenkurven, Zertifikatspreisen, Gesamtkosten und gehandelte Mengen vor einem mikroökonomischen Hintergrund (CRIQUI, 2001).

Für jedes Jahr der Untersuchungsperiode werden separate Kostenkurven ermittelt, so dass sowohl die Minderungskosten als auch die Schattenpreise diskontiert werden können. Dadurch kann mit POLES zusätzlich zur räumlichen, auch eine zeitliche Flexibilität ermittelt werden (Russ, 2001).

Wie oben dargestellt bildet POLES Energieangebot und -nachfrage sektoral aufgelöst ab. Dabei werden nur die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen berücksichtigt. Das bedeutet, dass die Minderungskosten, die bei dem sektoralen Vergleich für die Landwirtschaft separat ausgewiesen werden, nur einen Teil des landwirtschaftlichen Minderungspotenzials wiedergeben, da die landwirtschaftlich relevanten Treibhausgase (CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) in POLES nicht berücksichtigt sind.

Mit POLES wurden bereits vielfältige Untersuchungen zu den ökonomischen Auswirkungen von Klimaschutz-Maßnahmen und der Einführung der flexiblen Mechanismen durchgeführt. Russ et al. (2005) konnten mit POLES zeigen, dass sowohl die marginalen, als auch die totalen Minderungskosten durch die Anwendung der markt-basierten Kyoto-Mechanismen signifikant gesenkt werden können. Allerdings schränken sie ein, dass Modelle wie POLES trotz der Integration der wesentlichsten Parameter immer noch eine grobe Vereinfachung der Realität darstellen und warnen vor einer wörtlichen Interpretation der numerischen Ergebnisse.

Da POLES ein partielles Gleichgewichtsmodell ist, können damit nur die direkten Kosten von Minderungsmaßnahmen ermittelt und keine Auskunft über Wohlfahrtseffekte oder Auswirkungen auf das Bruttosozialprodukt gegeben werden.

Informationen über das Modell POLES finden sich in diversen wissenschaftlichen Publikationen und auf den Internetseiten der Europäischen Kommission ([http://europa.eu.int/comm/environment/index\\_en.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/index_en.htm)) und des Joint Research Centers (<http://energy.jrc.es>). Eine technische Modellbeschreibung ist nur für eine ältere Version des Modells verfügbar (EC, 1996).

### 5.2.2 MERGE

MERGE ist ein globales Optimierungsmodell zur Abschätzung regionaler und globaler Effekte von Klimagasreduktionen (*Model for estimating the regional and global effects of greenhouse gas reduction policies*). Es wurde an der *Stanford University*, Kalifornien entwickelt und zählt zu den Modellen, die den Fokus auf die detaillierte Abbildung des Energiesektors legen. Es beschreibt die Wechselwirkungen zwischen der gesamtwirtschaftlichen Produktion, dem Energiesystem, den Schadgasemissionen und dem Klimawandel.

Der modulare Aufbau von MERGE unterscheidet drei Untereinheiten:

- das Wirtschaftsmodul,
- das Energiemodul und
- das Klimamodul.

Es kombiniert eine *top-down* Beschreibung der Wirtschaft und des Energiebedarfs mit einem *bottom-up* Ansatz des Energiesektors. Allgemein gilt bei diesem Modelltyp, dass es den Energiesektor sehr detailliert berücksichtigt, wohingegen die anderen Sektoren nur in aggregierter Form abgebildet werden. Deswegen können auch Interaktionen zwischen den einzelnen Wirtschaftssektoren in MERGE nicht modelliert werden. Das Bruttoinlandsprodukt wird in Form einer aggregierten Produktionsfunktion dargestellt und es wird Vollbeschäftigung angenommen.

MERGE unterscheidet fünf „reiche“ Regionen (USA, West-Europa, Japan, Kanada, Australien/Neuseeland) und fünf „arme“ Regionen (Osteuropa und ehemalige Sowjetunion, China, Indien, Mexiko und OPEC-Länder, ROW (Rest of World)). Das Modell setzt sich aus mehreren Teilmodellen zusammen:

- Nationale und internationale Wirtschaft,
- CO<sub>2</sub> Emissionen,
- Kohlenstoffzyklus,
- Globaler Klimawandel und
- Markt- und Nicht-Markt Einflüsse.

MERGE berücksichtigt neben den energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen auch die Kyoto-Gase CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O. Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW) und Schwefelhexafluorid (SF<sub>6</sub>) werden gemäß ihrer Verweildauer in der Atmosphäre in kurz- und langlebige „F“-Gase unterteilt. Auch wenn diese Gase in MERGE ansatzweise betrachtet werden, bleiben sie in den Minderungsstrategien unberücksichtigt.

MANNE und RICHELIS (2004a) kommen mit MERGE zu dem Ergebnis, dass die Minderungskosten durch einen Ansatz, der auch die Nicht-CO<sub>2</sub> Emissionen berücksichtigt, teilweise signifikant reduziert werden können. Außerdem stellen sie fest, dass Minderungsmaßnahmen, die auf Methan wirken, wegen dessen kürzeren Verweildauer in der Atmosphäre einen wesentlichen Beitrag zu einer kurzfristigen Emissionsreduktion leisten können.

Eine Beschreibung des Modells MERGE geben MANNE et al. (1995). Technische Informationen über MERGE und Auszüge aus dem Modell-Code finden sich auf der Internetseite der *Stanford University* (<http://www.stanford.edu/group/MERGE/>). Anwendung hat das Modell vor allem bei der Analyse des US-amerikanischen Energiesektors und zur Abschätzung möglicher Konsequenzen des Kyoto-Protokolls für die USA gefunden. In Zusammenarbeit mit dem *International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA), Laxenburg wurde MERGE erweitert, um die Kosten des Kyoto-Protokolls unter verschiedenen Bedingungen zu untersuchen (SCHRATTENHOLZER und TOTSCHNIG, 2004).

### 5.2.3 PRIMES / GENESIS

PRIMES ist ebenfalls ein partielles Gleichgewichtsmodell, das Energieangebot- und Energienachfrage in Europa analysiert. Es wurde im Rahmen mehrerer Forschungsprojekte am *Institute of Communication and Computer Systems* der Universität Athen entwickelt (CAPROS und MANTZOS, 1999). Die aktuelle Version umfasst 15 EU-Mitgliedstaaten und nutzt die Datenbank des europäischen Amtes für Statistik (EUROSTAT) als Datengrundlage.

Es modelliert in 5-Jahres Intervallen und definiert 1995 als Basisjahr. PRIMES bildet die verfügbaren Technologien von Energieangebot, -nachfrage und von Luftreinhaltemaßnahmen in detaillierter Form ab. Der modulare Aufbau erlaubt die Darstellung der individuellen Entscheidungen einzelner Marktteilnehmer und die Interaktionen zwischen ihnen. PRIMES wurde für Prognoserechnungen und für die Analyse von Politikmaßnahmen entwickelt.

Das Modell nimmt für die verschiedenen Szenarien zur Emissionsreduktion an, dass das gesamte Energiesystem auf allgemeingültige Emissionsbeschränkungen reagiert. Die Szenarien sind *top-down* orientiert, da das Modell eine kollektive, gleichmäßige Verteilung der Beschränkungen auf alle Sektoren simuliert. Berücksichtigt werden dabei nur energiebedingte CO<sub>2</sub>-Emissionen, wohingegen prozessbedingte und Nicht-CO<sub>2</sub>-Emissionen vernachlässigt werden.

Das Modell verwendet sektorspezifische Diskontierungsraten von 8% bis 17,5% und unterteilt die einzelnen Sektoren jeweils in mehrere Sub-Sektoren. Auch wenn für den Sektor Landwirtschaft Ergebnisse ausgewiesen werden, handelt es sich dabei nicht um die tatsächlich möglichen Minderungspotenziale und -kosten, da jene Treibhausgase, die in der Landwirtschaft eine relevanten Rolle spielen (CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) nicht berücksichtigt sind (BLOK et al., 2001). Die Ergebnisse von PRIMES eignen sich zur Formulierung und Evaluierung allgemeiner Politiken und Maßnahmen, wie z.B. einer CO<sub>2</sub>-Steuer oder des Emissionshandels sowie zur Definition technischer Standards.

Im Rahmen des EU-Projektes „Ökonomische Bewertung von sektoralen Emissions-Reduktionszielen im Bezug zum Klimawandel“ wurde das Modell PRIMES mit der GENESIS Datenbank verknüpft. Diese Datenbank folgt im Gegensatz zu PRIMES einem *bottom-up*-Ansatz. Hierfür wurden in jedem Sektor und Sub-Sektor jene Prozesse identifiziert, die Energie verbrauchen und/oder Treibhausgasemissionen verursachen. Für die relevanten Quellen wurden Minderungsmaßnahmen gesammelt und jene Optionen, die einen Beitrag zur Emissionsreduktion im Jahr 2010 liefern können, wurden nach folgenden Merkmalen charakterisiert:

- 
- Reduktionspotenzial,
  - Investitionskosten,
  - Betriebs- und Instandhaltungskosten,
  - Vermeidungsgewinn (z.B. Einsparungen) und
  - Lebensdauer.

Diese Informationen dienen dazu, das Gesamtreduktionspotenzial und die assoziierten Minderungskosten getrennt nach Sektor, Land und Treibhausgas zu berechnen. Für das Jahr 2010 wurde eine feststehende Technologiereferenz definiert, die sich vom Basisjahr 1990 nur in der Höhe des Aktivitätsniveaus unterscheidet.

GENESIS enthält Technologie- und Kosteninformationen zu über 250 Minderungsoptionen für sieben unterschiedliche Sektoren, sowohl für energiebedingtes CO<sub>2</sub>, als auch für prozessbedingte und Nicht-CO<sub>2</sub>-Emissionen. Vernachlässigt werden dabei nationale und regionale Unterschiede (z.B. unterschiedliche Gebäudeisolierungen) und strukturelle Veränderungen (z.B. bei der Wahl der Verkehrsmittel). In GENESIS wurde eine durchschnittliche Diskontierungsrate von 4% gewählt.

Für die Nicht-CO<sub>2</sub>-Emissionen wurden in einem dreistufigen Verfahren die Minderungspotenziale und -kosten untersucht und Kostenkurven formuliert. Dazu wurden in einem ersten Schritt die Basisemissionen für 1990 den offiziellen UNFCCC-Berichten entnommen, anschließend wurden anhand vorhandener Literatur Emissionsprojektionen für das Jahr 2010 formuliert und schließlich Minderungsmaßnahmen für CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O definiert. Zur Abschätzung der Minderungseffizienz der Maßnahmen mussten die direkten Kosten bestimmt werden. Hierfür wurde auf vorhandene Literatur zurückgegriffen (z.B. BATES et al., 1997; GERBENS, 1998).

Für die Abbildung der Landwirtschaft in der GENESIS-Datenbank haben BATES et al. (2001) die CH<sub>4</sub>-Emissionen der Wiederkäuerverdauung, bodenbürtige N<sub>2</sub>O-Emissionen und CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Dunglagerstätten als Ansatzstellen für Minderungsoptionen untersucht. Für diese drei Emissions-

quellbereiche wurden 18 Minderungsmaßnahmen analysiert und deren Minderungspotenziale und Vermeidungskosten dargestellt (Tabelle 9).

**Tabelle 9: Landwirtschaftliche Minderungsmaßnahmen und spezifische Vermeidungskosten in der GENESIS- Datenbank.**

Minderungsmaßnahme	Emissions- reduktion	Spezifische Vermeidungskosten
	M t CO <sub>2</sub> -äq	EURO / t CO <sub>2</sub> -äq
Wiederkäuerverdauung: mehr Konzentrat- statt Rauhfutter	0	-212
Wiederkäuerverdauung: Zusatz von Fett in der Futtermittelration	0	-70
Wiederkäuerverdauung: Erhöhte Futtermittelaufnahme	3	-49
Betriebliche Biogasnutzung in kühlen Ländern (Strom&Wärme)	1	-46
Wiederkäuerverdauung: Konzentrate mit strukturarmen Kohlenhydraten	0	-16
Zentralisierte Biogasnutzung in kühlen Ländern	1	-6
Gemeinsame Agrarpolitik der EU: Flächenstilllegung	6	0
Betriebliche Biogasnutzung in wärmeren Ländern (Strom&Wärme)	1	23
Wiederkäuerverdauung: Propionat Vorläufer (Rinder)	1	32
Betriebliche Biogasnutzung in wärmeren Ländern (nur Strom)	3	38
Wiederkäuerverdauung: Propionat Vorläufer (Nicht-Rinder)	0	67
Betriebliche Biogasnutzung in wärmeren Ländern (nur Strom)	2	143

Quelle: BATES (2001)

Hauptziel der methodischen Verknüpfung des *top-down* mit dem *bottom-up*-Ansatzes ist es, die marginalen Vermeidungskosten zu ermitteln, die mit dem Emissionsreduktionsziel der EU verbunden sind. Dafür wurden mit PRIMES die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen modelliert und mit GENESIS die anderen Kyoto-Gase und die prozessbedingten Emissionen ermittelt.

BLOK et al. (2001) kommen zu dem Ergebnis, dass sowohl PRIMES als auch GENESIS wertvolle Politikberatung leisten können: Mit PRIMES kann unter der

Berücksichtigung der system-immanenten Wechselwirkungen eine optimale Verteilung von CO<sub>2</sub>-Beschränkungen auf die einzelnen Sektoren ermittelt werden. Damit ist PRIMES ein Instrument, um die sektoralen und makroökonomischen Auswirkungen von Klimapolitik zu analysieren.

Im Gegensatz dazu ermittelt GENESIS kosteneffektive Minderungsoptionen und unterstützt die Definition von Sektor- oder Maßnahmen-spezifischen Politiken. Außerdem zeigt der *frozen-technology-reference*-Ansatz in GENESIS, wie und in welchem Ausmaß die Sektoren Anpassungen durchführen müssen, um die Emissionsreduktionsziele zu erreichen.

Im Rahmen des Europäischen Klimaprogramms haben sich sowohl der *top-down*-, als auch der *bottom-up* Ansatz als nützliche Instrumente erwiesen und breite Anwendung gefunden. Eine ausführliche Darstellung der länder- und sektorspezifischen Untersuchungen, die mit PRIMES und GENESIS durchgeführt wurden, findet sich sowohl auf der Homepage der Europäischen Kommission, als auch in zahlreichen wissenschaftlichen Publikationen ([http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate\\_change/sectoral\\_objectives.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/sectoral_objectives.htm)).

#### **5.2.4 EPPA-EU**

Das Emissionsvorhersage- und Politikanalyse-Modell (*Emissions Prediction and Policy Analysis Model*, EPPA) wurde vom Massachusetts Institute of Technology (MIT) entwickelt und zählt zu den multisektoralen, gesamtwirtschaftlichen Modellen. Es ist Teil des größeren Modellverbundes *Integrated Global System Model*, der die Interaktionen zwischen Mensch und Klima untersucht (PRINN et al., 1999). EPPA ist ein rekursiv-dynamisches, allgemeines Gleichgewichtsmodell, das die Weltwirtschaft in 12 Regionen unterteilt.

In der europäischen Version von EPPA wird das Gebiet der Europäischen Union regional differenzierter berücksichtigt: Es werden neun Länder (Dänemark, Finnland, Frankreich, Deutschland, Italien, Niederlande, Spanien,

Schweden, Großbritannien) und der „Rest der EU“ (Österreich, Belgien, Griechenland, Irland, Luxemburg und Portugal) unterschieden.

Der Fokus bei dieser Art von Modellen liegt auf der Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen den Unternehmen und Konsumenten, und zwischen und innerhalb der einzelnen Wirtschaftssektoren. Dabei wird auch der Handel von Nicht-Energie-Gütern abgebildet. Die Anpassung der Energienachfrage erfolgt über Preisänderungen der Energieträger. Makroökonomische Aspekte wie Arbeitslosigkeit und Effekte der Finanzmärkte werden in allgemeinen Gleichgewichtsmodellen berücksichtigt.

Die Datenbasis für die aktuelle EPPA-EU Version stellt die Energie- und Wirtschaftsdatenbank GTAP4-E<sup>16</sup> dar, welche sowohl den Energiemarkt, als auch regionale Produktion und bilaterale Handelsströme abbildet. Die sektorale Auflösung unterscheidet auf Produktionsseite vier Nicht-Energie-Sektoren (Landwirtschaft, energieintensive Industrie, andere Industrie und Dienstleistung, Verkehr) und fünf Energie-Sektoren (Roh-Öl, Erdgas, raffiniertes Öl, Kohle, Elektrizität). Der Konsum wird über den Haushaltssektor abgebildet. Das Bezugsjahr von EPPA-EU ist das Jahr 1995 und es wird rekursiv in 5-Jahres Intervallen modelliert.

Wurden in EPPA ursprünglich nur die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen betrachtet, so werden in aktuellen Untersuchungen auch die anderen Kyoto-Gase berücksichtigt (z.B. REILLY et al., 2002; HYMAN et al., 2002). Dafür wurden erstens jene Sektoren identifiziert, die Emissionen verursachen und danach ein Emissionsinventar gemäß der IPCC-Methoden angelegt und Emissions-szenarien formuliert (MAYER et al., 2000).

Allerdings werden die Emissionen von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O nicht anhand fixer Koeffizienten wie im Fall der CO<sub>2</sub>-Emissionen innerhalb von EPPA berechnet, sondern es werden marginale Kostenkurven aus externen Studien verwendet und mit EPPA verknüpft (HYMAN et al., 2002). Wechselwirkungen bzw.

---

<sup>16</sup> Eine umfassende Beschreibung der GTAP-Datenbank geben z.B. DIMARANAN and McDOUGALL (2005).

Rückkopplungen durch die Minderung eines Gases auf die Emission der anderen Gase werden berücksichtigt: Kommt es beispielsweise durch Kohlenstoffbeschränkungen zu Änderungen bei der Kohle- und Gasgewinnung und dadurch zu niedrigeren CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O Emissionen, so werden nur für diese verbleibenden Emissionen Vermeidungskostenkurven formuliert.

Eine ausführliche Dokumentation von EPPA geben BABIKER et al. (2000). Neben einer Reihe von wissenschaftlichen Publikationen (z.B. VIGUIER et al., 2003; McFARLAND et al., 2004) gibt das Massachusetts Institute of Technology eine eigene Berichts-Reihe heraus (*MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change*), die einen guten Überblick über die einzelnen Aspekte und Entwicklungsschritte des Modells gibt und im Internet verfügbar ist (<http://web.mit.edu/globalchange/www/reports.html>).

### 5.2.5 RAINS / GAINS

Das Modell RAINS (*Regional Air Pollution Information and Simulation*) wurde und wird am *International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA), Laxenburg/Österreich entwickelt. Es verbindet Informationen über zu erwartende Entwicklungen der anthropogenen Aktivitäten, welche für grenzüberschreitende Luftverschmutzung verantwortlich sind, mit Daten zu möglichen Emissionsminderungsoptionen und deren Kosten. RAINS bildete bisher die klassischen Luftschadstoffe (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, VOC und Feinstaub) und deren Reduktionsmöglichkeiten ab, da der ursprüngliche Fokus des Modells auf der Untersuchung von Versauerung, Eutrophierung und troposphärischem Ozon lag.

Durch die Erweiterung des Modells um die sechs Kyoto-Gase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HCF, PFC und SF<sub>6</sub>) sollen mögliche Interaktionen zwischen den klassischen Luftschadstoffen und den Treibhausgasemissionen berücksichtigt und ganzheitliche Minderungsstrategien definiert werden. Diese Weiterentwicklung von RAINS nennt sich GAINS (*Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies*).

Die europäische Version von RAINS unterteilt Europa in 40 Regionen und bildet 22 Energieträgerkategorien in sechs Wirtschaftssektoren ab. RAINS kann sowohl zur Analyse der ökonomischen und ökologischen Konsequenzen von Luftreinhaltemaßnahmen verwendet werden („*scenario analysis*“), als auch zur optimierten Verteilung von Minderungsmaßnahmen, um Umweltziele mit möglichst geringen Kosten zu erreichen („*optimisation mode*“). Die Ergebnisse im Optimierungsmodul hängen direkt von den formulierten Zielfunktionen (etwa den gesetzten Umweltzielen) und den Rahmenbedingungen ab. Bisher können politische Entscheidungen in die Optimierung nicht einbezogen werden. Auch wurde bis dato keine komplette Kosten-Nutzen-Analyse integriert, weil kein wissenschaftlicher Konsens über die Methoden der Nutzenabschätzung und deren monetären Bewertung besteht. Aus technischer Sicht könnte das Modell aber um diese Analyse erweitert werden.

Derzeit besteht das Modell RAINS aus folgenden Modulen:

- Tätigkeitsbezogene Datenbanken zu Energieverbrauch, Verkehr, Landwirtschaft und gewerblichen Aktivitäten,
- Emissionsprojektionsmodule für SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC, NH<sub>3</sub> und PM,
- Ein Modul zur Erfassung der Kosten für die Verringerung dieser Schadstoffe,
- Vereinfachte Ausbreitungsmodelle zur Darstellung der Schadstoffverteilung in der Atmosphäre,
- Indikatoren für die Auswirkungen auf die Gesundheit und das Ökosystem (*critical levels and loads*) und ein
- Optimierungsmodul.

Bislang liegt der Quantifizierung der Vermeidungskosten in RAINS die Annahme zugrunde, dass in Europa ein freier Markt für Minderungstechnologien besteht, zu dem alle Länder zu den gleichen Bedingungen Zugang haben. Gleichzeitig berücksichtigt das Modell aber regionale Unterschiede über länderspezifische Parameter, wie z.B. Fahrzeugkapazitäten und -nutzungen, übliche Heizkesselgrößen oder regional differenzierte Emissionsfaktoren. Bei

der Kostenquantifizierung werden die Vermeidungskosten grundsätzlich unterteilt in:

- Investitionskosten,
- Fixe Betriebskosten und
- Variable Betriebskosten.

Von diesen drei Kategorien bestimmt das Modell jährliche Kosten pro Aktivitätseinheit und drückt diese als Kosten je Tonne geminderter Schadstoff aus. Dadurch weist RAINS „nationale Kostenkurven“ für die Reduktion jedes Schadstoffes und jedes Landes aus, welche die möglichen Minderungsoptionen gemäß ihrer Kosteneffektivität reihen. Solche Kostenkurven lassen sich mit überschaubarem Aufwand berechnen und sind auch für Nicht-Fachleute relativ leicht verständlich. Allerdings haben sie den entscheidenden Nachteil, dass sie Interaktionen zwischen verschiedenen Minderungsoptionen und verschiedenen Schadstoffen nicht abbilden. Gerade diese Wechselwirkungen spielen aber bei einer ganzheitlichen Minderungsstrategie eine entscheidende Rolle.

Daher wurde in der Weiterentwicklung GAINS ein neuer, „technologie-basierter“ Ansatz verfolgt: statt nationaler Kostenkurven verwendet GAINS einzelne Minderungsoptionen als Entscheidungsgrundlage und alle ökonomischen und emissionsrelevanten Modellparameter sind direkt mit diesen Minderungsmaßnahmen verknüpft. Ein wesentlicher Nachteil dieser Vorgehensweise ist der dadurch stark erhöhte Rechenaufwand. An der Verbesserung des mathematischen Algorithmus zur Lösung dieses nicht-linearen Optimierungsproblems wird derzeit gearbeitet (KLAASSEN et al., 2004).

Die Emissionen von SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC und NH<sub>3</sub> werden nach der Methode von CORINAIR'90 berechnet und die Treibhausgase gemäß der IPCC Methoden. RAINS verwendet Aktivitätsdaten für die Jahre 1990, 1995, 2000 und Projektionen bis zum Jahr 2030, welche auf Statistiken der Vereinten Nationen (UN), vom Europäischen Amt für Statistik (EUROSTAT) und der Internationalen Energieagentur (IEA) basieren, oder Ergebnisse des PRIMES-Modelles sind.

Für die CO<sub>2</sub>-Reduktion aus dem Energie-, Verkehrs- und Haushaltssektor wurden 86 Minderungsoptionen identifiziert, z.B. Energieträgersubstitution, Steigerung der Energieeffizienz, Kohlenstofffixierung, Effizienzsteigerung und Kraftstoffsubstitution im Verkehr und Energiesparmaßnahmen im Haushaltssektor. Wechselwirkungen zwischen CO<sub>2</sub> und anderen Treibhausgasen und Luftschadstoffen werden berücksichtigt. Zukünftig sollen auch Minderungsmaßnahmen für den Industriesektor implementiert werden. Einen Überblick über Emissionsminderungstechnologien, die in RAINS implementiert sind, sowie eine Beschreibung der Kosten und Minderungseffizienzen geben COFALA und SYRI (1998a, b), KLIMONT et al. (1998), KLAASSEN (1991) und KLIMONT (1998).

Die Modellerweiterung GAINS zur Abbildung der Treibhausgase quantifiziert zurzeit die Minderungspotenziale und -kosten für Emissionsminderungsmaßnahmen in 43 Regionen Europas. Methoden, Datenquellen und erste Ergebnisse von GAINS geben KLAASSEN et al. (2005), HÖGLUND-ISAKSSON and MECHLER (2005), WINIWARTER (2005), TOHKA (2005) und KLAASSEN et al. (2004). Minderungsoptionen für CH<sub>4</sub> stammen z.B. aus Literaturstudien mit ähnlichem räumlichen und zeitlichen Fokus, z.B. HENDRIKS et al. (2001), AEAT (1998), BATES (2001) und BATES and HAWORTH (2001).

Grundsätzlich gilt, dass in RAINS Reduktionsmaßnahmen implementiert sind, die sehr unterschiedliche Kosteneffektivitäten aufweisen. Das sind einerseits technisch hochanspruchsvolle Maßnahmen mit sehr hohen Minderungskosten (mehrere 100 €/t CO<sub>2</sub>-äqu.), als auch Maßnahmen mittlerer Kosten (bis 40 €/t CO<sub>2</sub>-äqu.), wie z.B. die Substitution von kohlenstoffreichen Energieträgern durch kohlenstoffärmere. Und schließlich sind in RAINS Minderungsoptionen berücksichtigt, für welche keine bzw. negative Kosten ermittelt wurden (sog. Vermeidungsgewinne), wenn relevante Nebeneffekte (Kosteneinsparungen) einbezogen werden.

Mit GAINS wurden Abschätzungen der spezifischen Minderungskosten zur Reduktion von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O durchgeführt. Die Kosten für Methan-Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft reichen von -282€ €/t CO<sub>2</sub>-

äqu. (-560 bis -5€/t CO<sub>2</sub>-äqu.) bis +52€/t CO<sub>2</sub>-äqu. (Tabelle 10). Sowohl die Kosten, als auch die Umsetzbarkeit der Einzelmaßnahmen sind mit hohen Unsicherheiten behaftet, die von den Autoren aber nicht näher quantifiziert werden.

**Tabelle 10: CH<sub>4</sub> - Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft und ihre Kosten**

Sektor	Teilsektor	Minderungsmaßnahme	Kosten €/t CO <sub>2</sub> -äqu.
Landwirtschaft	Wiederkäuerverdauung	Verbesserte Futterumwandlung	-282
Landwirtschaft	Düngermanagement	Regelmäßige Entmistung	0
Landwirtschaft	Düngermanagement	Kontrollierte Fermentation (mesophil)	1
Landwirtschaft	Reisanbau	Alternative Reisstämme	2
Landwirtschaft	Düngermanagement	Kontrollierte Fermentation (psychrophil)	3
Landwirtschaft	Wiederkäuerverdauung	Propionate Vorläufer (Milchkühe)	25
Landwirtschaft	Wiederkäuerverdauung	Propionate Vorläufer (Nicht-Rinder)	52

Quelle: HOGLUND-ISAKSSON und MECHLER, 2005; KLAASSEN et al. 2004

Außerdem wurden mit GAINS Minderungsmaßnahmen zur Reduktion von N<sub>2</sub>O-Emissionen untersucht. Erste Ergebnisse nennen durchschnittliche Kosten von +5 bis +135 €/t CO<sub>2</sub>-äqu. für die Landwirtschaft (Tabelle 11).

**Tabelle 11: N<sub>2</sub>O-Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft und ihre Kosten**

Sektor	Teilsektor	Minderungsmaßnahme	Kosten €/t CO <sub>2</sub> -äqu.
Landwirtschaft	Böden	Verringerte Düngerausbringung	5
Landwirtschaft	Düngeranwendung	Verbesserte zeitliche Ausbringung	32
Landwirtschaft	Düngeranwendung	Anwendung von Stickstoff-Inhibitoren	64
Landwirtschaft	Böden	Diskontinuierliche Bewirtschaftung von organischen Böden	135

Quelle: WINIWARTER, 2005

Die Emissionen aus Böden werden als die wichtigste N<sub>2</sub>O-Emissionsquelle eingeschätzt, gefolgt von den Emissionen aus industriellen Prozessen.

Minderungsmaßnahmen für N<sub>2</sub>O wurden in der Vergangenheit eher vernachlässigt, oder waren Nebeneffekte anderer Ziele. Wenn explizit N<sub>2</sub>O-Emissionen betrachtet wurden (z.B. in der Adipinsäureproduktion), konnten auch ökonomisch vorteilhafte Minderungsmaßnahmen identifiziert werden. Weiteren Forschungsbedarf sehen die Autoren von GAINS in der verbesserten Kostenabschätzung für N<sub>2</sub>O-Minderungsmaßnahmen, wofür die existierenden gesetzlichen Rahmenbedingungen für andere Umweltproblembereiche integriert werden müssen.

Die Ergebnisse von RAINS dienen als Grundlage für die Ausarbeitung internationaler Vereinbarungen, wie das 1999 verabschiedete Göteborg-Protokoll der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UN/ECE) zum Übereinkommen über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP; GOUGH et al., 1998), sowie der 2001 verabschiedeten Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft über nationale Emissionshöchstgrenzen für bestimmte Luftschadstoffe (Richtlinie 2001/81/EG).

Die Europäische Kommission hat darüber hinaus IIASA beauftragt, mit RAINS die Auswirkungen auf die Emissionen zu bewerten, die im gemeinsamen Standpunkt für die neue „Richtlinie zur Begrenzung von Schadstoffemissionen aus Großfeuerungsanlagen“ genannt wurde (Richtlinie 2001/80/EG). Außerdem spielt das Modell RAINS eine wichtige Rolle bei der integrierten Politikberatung im CAFE-Prozess<sup>17</sup> der Europäischen Kommission. Aus diesem Grund wurde von der Europäischen Kommission und von der UN/ECE eine Begutachtung von RAINS in Auftrag gegeben, um zu beurteilen, inwieweit bei der RAINS-Modellierung wissenschaftliche und wirtschaftliche Erkenntnisse für die Entwicklung von Strategien zur Verbesserung der Luftqualität genutzt werden. Das Modell RAINS / GAINS ist ein Instrument, um ganzheitliche Strategien zur Reduktion von Umweltschäden durch Luftverschmutzung zu identifizieren. Das Teilmodell zur Kostenabschätzung berücksichtigt jedoch nur die direkten

---

<sup>17</sup> CAFE (*Clean Air for Europe*) ist ein Programm der Europäischen Kommission (COM(2001)31), das im Rahmen des 6. Umweltaktionsplans mit dem Ziel ins Leben gerufen wurde, eine einheitliche Strategie der EU für die zukünftige Luftreinhaltepolitik und den Schutz der menschlichen Gesundheit und Umwelt zu formulieren.

Vermeidungskosten. Alle indirekten Kosten, wie z.B. Effekte auf Energiepreise, Handelsbilanzen und Beschäftigung werden von dem Modell nicht abgebildet. Nicht enthalten sind außerdem die Abschätzung der Zusatznutzen, die monetäre Bewertung der Nutzen und die Einbeziehung von Minderungsoptionen, die umfassende strukturelle Änderung der Wirtschaft nach sich ziehen.

Auch können mit RAINS bisher keine Szenarien modelliert werden, mit denen die Auswirkungen der europäischen Landwirtschaftspolitik abgeschätzt werden könnten. Da aber beispielsweise Änderungen in der Agrarpolitik vor allem bezüglich der  $\text{NH}_3$ -Emissionen die Ausgangssituation für Berechnung kosteneffizienter Minderungsstrategien maßgeblich beeinflusst, wird an einer Verknüpfung von RAINS mit dem Modell CAPRI gearbeitet (AMANN, 2004). Eine andere Erweiterung betrifft die Verknüpfung von RAINS mit den Modellen PRIMES und TREMOVE, um eine verbesserte und quantitative Abschätzung der Wechselwirkungen zwischen Luftverschmutzung und Klimaschutzpolitik im Energiesektor zu erreichen.

Die Ergebnisse dieser Analysen, sowie Hintergrundinformationen zu RAINS und GAINS finden sich in der umfassenden Internetpräsenz des *International Institute for Applied Systems Analysis* (<http://www.iiasa.ac.at/rains/index.html>) und in vielen anderen Publikationen, wie z.B. Artikel in Fachzeitschriften, Buchbeiträge, Teilnahme an Konferenzen und Workshops. Außerdem ist die aktuelle Version von RAINS als online-Version (RAINSweb) allgemein zugänglich.

### **5.2.6 CAPRI**

Ziel des Europäischen Forschungsprojektes CAPRI (*Common Agricultural Policy Regional Impact Analysis*) war die Entwicklung eines Modells, mit dem die Auswirkungen der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (*Common Agricultural Policy*, CAP) untersucht werden können. Es kombiniert tiefe regionale Auflösung mit einer vollständigen Abdeckung des europäischen Agrarsektors. Das ist die Voraussetzung dafür, sowohl Einflüsse von Markt- und Politik-

entwicklungen auf die Landwirtschaft einzelner Regionen, als auch die Wirkungen der Regionen auf den europäischen und globalen Markt abschätzen zu können.

CAPRI ist ein partielles Gleichgewichtsmodell zur Modellierung des Agrarmarktes. Im Kern kommen aber auch die Methoden der linearen Programmierung zum Einsatz: Die 200 landwirtschaftlichen Modellbetriebe streben in CAPRI nach Gewinnmaximierung, indem sie bei festen Input- und Outputpreisen nach der idealen Produktkombination suchen. Zur Aggregation der Einzelbetriebe auf nationale Ebene werden in CAPRI innovative Elemente der *Positiven Mathematischen Programmierung* und der *Maximalen- Entropie-Methode* verwendet (TONGEREN, 2004).

Grundlage des Modells ist eine Datenbank, die Informationen zu den folgenden Bereichen enthält:

- Aufteilung der Produktion nach landwirtschaftlichen Produktionseinheiten,
- Konsistenz zwischen regionalen und sektoralen statistischen Aktivitätsdaten,
- Regionale Differenzierung (NUTS2),
- Vollständige Abdeckung der Produktionskette gemäß der landwirtschaftlichen Buchführungsdaten (Economic Accounts for Agriculture, EAA).

Auf nationaler Ebene bezieht sich das Modell hauptsächlich auf die EUROSTAT-Datenbank des Europäischen Amtes für Statistik. Die CAPRI Datenbank enthält neben den oben genannten Datenbereichen Informationen zum technischen Fortschritt und Expertenwissen und deckt längere Zeitreihen für die EU-Mitgliedstaaten ab. Das Modell differenziert 35 Inputs und 60 Outputs und beinhaltet rund 50 pflanzliche und tierische Produktionsprozesse. Nicht enthalten sind Informationen zu Maßnahmen der gemeinsamen Agrarpolitik der EU auf regionaler Ebene. Der Fokus der räumlichen Abbildung liegt auf den EU(27)-Ländern einschließlich Norwegen und Schweiz, und ist nicht nur auf nationaler Ebene, sondern auch auf jener der Regierungsbezirke (250

NUTS2 Regionen) möglich. Exogene Modellannahmen betreffen z.B. die Inflationsrate (1,9% p. a.) und die Höhe des durchschnittlichen Wirtschaftswachstums der Europäischen Gemeinschaft (2,7% p. a.). Informationen zu den Nicht-EU Weltregionen, die im Markt-Modul von CAPRI benötigt werden, werden aus dem WATSIM Modellsystem<sup>18</sup> entnommen (PEREZ and BRITZ 2003).

Die wichtigsten in CAPRI berücksichtigten Umweltindikatoren sind Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanzen, der Ammoniakausstoß und die Treibhausgasemissionen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O). Diese werden in CAPRI anhand eines *Global Warming Potential*<sup>19</sup>- Indikators beschrieben. Dieser Indikator setzt das GWP in Verhältnis zur landwirtschaftlichen Nutzfläche (GWP/ha) und berücksichtigt zwei Quellbereiche:

- CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O aus Mineraldünger und
- CH<sub>4</sub> aus der tierischen Produktion.

Zur Berechnung des globalen Erwärmungspotentials werden für die einzelnen Produktionsaktivitäten Koeffizienten definiert, welche sich aus den Emissionen je Tonne Mineraldünger und dem Methanausstoß je Stallplatz und Jahr ergeben. Dabei verfolgt CAPRI nicht das Ziel, die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen der EU möglichst genau abzubilden.

PEREZ und BRITZ (2003) untersuchten mit CAPRI eine potenzielle Teilnahme der Landwirtschaft am Handel mit Emissionsrechten, wie er seit 1.1.2005 in der EU stattfindet. Sie kommen u. a. zu dem Ergebnis, dass ein Emissionshandel im Agrarsektor zwar möglich wäre, dass es aber auf Betriebsebene effizientere Minderungsoptionen gibt, welche aber derzeit in CAPRI nicht implementiert sind. Angestrebte Emissionsreduktionsziele werden in diesem Modellansatz über die Anpassung der Produktionsfunktion vorgenommen. Das bedeutet,

---

<sup>18</sup> WATSIM: World Agricultural Trade Simulation Model; Informationen verfügbar unter: [http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/watsim/wats\\_ov\\_e.htm](http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/watsim/wats_ov_e.htm)

<sup>19</sup> Global Warming Potential (GWP) steht für globales Erwärmungspotential und beschreibt den relativen Beitrag eines Gases zur Erwärmung der Erdatmosphäre.

dass keine speziellen Minderungsmaßnahmen für einzelne Produktionsbereiche untersucht werden können, sondern nur die Intensität der Produktion stufenweise angepasst wird.

Eine Weiterentwicklung des Treibhausgasmoduls ist im Rahmen des CAPRI-Dynspat Projektes<sup>20</sup> vorgesehen. Dabei soll eine Verknüpfung von CAPRI mit einem DNDC-Modell (DeNitrification-DeComposition) eine genauere Abschätzung von Emissionen und Nährstoffflüssen erlauben und durch die Zusammenführung in einem geographischen Informationssystem (GIS) sollen die Ergebnisse räumlich hoch aufgelöst abgebildet werden.

Der CAPRI-Modellverbund hat durch eine beachtliche Anzahl von Anwendungen in unterschiedlichen Politikbereichen große Reputation erlangt, z.B. bei der

- Agenda 2000 ex ante Abschätzung (1999),
- Milchmarktreform (2002),
- Abschätzung der Handelsvereinbarungen bei der WTO-Doha-Runde (2003),
- Abschätzung der Umweltwirkungen der Reform der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (2003) oder einer
- Studie zur Zuckermarktordnung (2003).

Es stehen sowohl technische Modelldokumentationen (z.B. HECKELEI und BRITZ, 1999; BRITZ et al., 2003; LEI, 2003), als auch Veröffentlichungen zu Anwendungen von CAPRI zur Verfügung (z.B. BRITZ et al., 2002; WIECK et al., 2003; PEREZ und BRITZ, 2003). Eine wichtige Informationsquelle zu CAPRI ist die gut gepflegte Internetseite: [www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/](http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/). Abgesehen von der Vielzahl von Einzelveröffentlichungen zu Aspekten und Anwendungen von CAPRI wäre eine umfassende Modellmonographie wünschenswert.

---

<sup>20</sup> Common Agricultural Policy Regionalised Impact - The Dynamic and Spatial Dimension, Specific Targeted Research Project (STREP) under the Sixth EU Framework Programme.  
[http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/dynaspat/dynaspat\\_e.htm](http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/dynaspat/dynaspat_e.htm)

### 5.2.7 AROPA GHG

AROPA-GHG ist ein lineares Optimierungsmodell, welches das ökonomische Verhalten der Basis-Modelleinheiten (hier: landwirtschaftliche Betriebe) unter der Annahme beschreibt, dass jeder Betrieb unter den gegebenen technischen und politischen Bedingungen nach Gewinnmaximierung strebt. Entwickelt wurde AROPA-GHG unter der Leitung des *Nationalen Französischen Forschungsinstitut für Agrarwirtschaft* (INRA) mit dem Ziel, die Kosten von Treibhausgasminderungsmaßnahmen der französischen Landwirtschaft zu berechnen. Es liegt aber auch eine Version von AROPA GHG vor, mit deren Hilfe der landwirtschaftliche Sektor der gesamten Europäischen Gemeinschaft untersucht werden kann (DE CARA et al., 2004).

Das Modell berechnet die kurz- bis mittelfristige Reaktionen auf einen exogenen Einfluss (z.B. die Einführung einer CO<sub>2</sub>-Steuer). Wichtig für die Interpretation der Ergebnisse von AROPA-GHG ist die Tatsache, dass die marginalen Vermeidungskosten eine gegebene Wirtschaftlichkeit der tatsächlich existierenden landwirtschaftlichen Aktivitäten unter den gegebenen Markt- und politischen Rahmenbedingungen widerspiegeln. Die Ergebnisse dieses Modellansatzes unterscheiden sich damit klar von denen allgemeiner Gleichgewichtsmodelle (DE CARA et al., 2004).

Das Modell AROPA-GHG unterscheidet für das Gebiet der Europäischen Union 734 Betriebstypen, die mit Hilfe der landwirtschaftlichen Buchführungsdatenbank (FADN, *farm accountancy data network*) definiert werden. Jeder Betriebstyp wird als ein Unternehmen verstanden, das alle Betriebe dieses Typs repräsentiert. Die FADN Datenbank enthält konsistente Informationen über Kosten, Preise, Flächen, Einkommen und Betriebstypen in Europa. AROPA-GHG unterscheidet die wichtigsten landwirtschaftlichen Produkte (Milch, Fleisch, Getreide etc.), lässt aber keine Änderungen in der Produktionsintensität der einzelnen Produktionsprozesse zu. Für einen bestimmten Betriebstyp ist die Input- und Produktionsintensität über die angenommenen Preise, Kosten und Erträge fixiert. Das bedeutet für die Analyse von Minderungsmaßnahmen, dass z.B. zur Reduzierung des N-Düngereinsatzes ein Kulturartenwechsel notwendig ist, da in AROPA-GHG die Düngeintensität

einzelner Kulturen nicht verändert werden kann. Außerdem handelt es sich um einen statischen Ansatz, da keine Verknüpfungen zwischen verschiedenen Zeitperioden vorgenommen werden können. Im Fall von mehrjährigen Produktionsaktivitäten wie Stilllegungen oder Aufforstungen wird als Preis der Kapitalwert zukünftiger Erträge angenommen.

Die räumliche Auflösung von AROPA-GHG entspricht den 101 FADN Regionen. Die Modellergebnisse werden von der Betriebsebene anhand von Gewichtungs- bzw. Extrapolationsfaktoren, die ebenfalls der FADN-Datenbank entnommen werden, auf regionale Ebene hochgerechnet.

AROPA-GHG berechnet die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) gemäß den IPCC-Richtlinien. Im Fall von  $\text{CH}_4$  werden die Wiederkäuerverdauung und das Wirtschaftsdüngermanagement als Emissionsquelle berücksichtigt. Den Erkenntnissen von BOUWMAN (1996) folgend wird für die Berechnung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen angenommen, dass diese direkt mit der auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebrachten N-Düngermenge korreliert sind. Energiebedingte  $\text{CO}_2$ -Emissionen der Landwirtschaft und Emissionen aus dem Vorleistungsbereich (z.B. Düngemittelproduktion) werden in AROPA GHG nicht betrachtet.

DE CARA et al. (2004) kommen zu dem Ergebnis, dass in AROPA-GHG die Durchführung von  $\text{CH}_4$ -Minderungsmaßnahmen kostengünstiger ist als Maßnahmen zur  $\text{N}_2\text{O}$ -Minderung. Allerdings hängt dieses Ergebnis direkt mit den zur Wahl stehenden Minderungsmaßnahmen zusammen. Zukünftige Erweiterungen von AROPA-GHG werden deshalb genau in diesem Bereich genannt. Dazu zählt z.B. die Änderung der Landnutzung (Aufforstung) als Maßnahme der Modellsimulation.

Obwohl AROPA GHG auch in Europäischen Forschungsprojekten zum Einsatz kommt (z.B. INSEA, 2004), gibt es relativ wenig verfügbare Dokumentation zu diesem Modell und seiner Anwendung. Eine Beschreibung des Modells geben DE CARA und JAYET (2000) und DE CARA et al. (2004).

### 5.2.8 RAUMIS

RAUMIS ist ein regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland, das zur nationalen Politikberatung entwickelt wurde. Das Modell basiert auf einem Kooperationsprojekt, an dem die agrarökonomischen Institute der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) sowie die Forschungsgesellschaft für Agrarsoziologie und Agrarpolitik e.V. (FAA) beteiligt waren. Ziel von RAUMIS ist die Abbildung und Analyse des deutschen Agrarsektors in tiefer regionaler Untergliederung.

RAUMIS liefert Folgenabschätzungen für alternative agrar- und umweltpolitische Rahmenbedingungen, wobei zukünftige Entwicklungen von Produktion, Faktoreinsatz und Wertschöpfung sowie Umweltwirkungen abgeschätzt werden können. Eine Einführung in das Agrarsektormodell RAUMIS gibt WEINGARTEN (1995), eine ausführliche Beschreibung findet sich in HEINRICHSMEYER et al. (1992, 1996).

RAUMIS ist ein komparativ-statisches, mittelfristiges Modell mit einem aktivitätsanalytischen Ansatz. Es bildet den deutschen Agrarsektor nach der Definition der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung ab. Die Summe aller im Modell regional abgebildeten landwirtschaftlichen Produktionsverfahren, der Produktionsmitteleinsatz und die Menge der Verkaufsprodukte entsprechen den Daten der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung für Deutschland. Je nach Modellversion und betrachtetem Basisjahr werden im Modell 340 Modellkreise unterschieden, wobei Stadtkreise zu benachbarten Landkreisen aggregiert werden (GEIER et al., 1999; DÖHLER et al., 2002; MEUDT, 1999). Jeder Modellkreis wird als ein landwirtschaftlicher Betrieb (Regionshof) betrachtet.

Die landwirtschaftliche Produktion wird prozessanalytisch nach einzelnen Verfahren differenziert, indem 77 pflanzliche und 16 tierische Produktionsverfahren abgebildet werden. Wechselbeziehungen zwischen den Verfahren, wie z.B. die Verwendung der pflanzlichen Produktion zu Futterzwecken und die Verwertung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierproduktion im Pflanzenbau werden dabei berücksichtigt. In dem Modell wird das Einkommen der landwirtschaftlichen Betriebe maximiert, wobei der Allokationsmechanismus ein

Optimierungsansatz mit einer nichtlinearen Zielfunktion und linearen Restriktionen ist (Positive Mathematische Programmierung).

Als Datengrundlage nutzt RAUMIS landwirtschaftliche Fachstatistiken auf sektoraler und Kreisebene, Daten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) und andere Normdaten zur Beschreibung der Produktionsverfahren. Für Projektionen und im Falle fehlender statistischer Datengrundlagen wird Expertenwissen in die Modellformulierung einbezogen.

Mit RAUMIS können Flächennutzung, Tierhaltung und eine Vielzahl weiterer statistischer Quellen zu einer konsistenten Abbildung der deutschen Landwirtschaft zusammengeführt werden. Neben den ex-post Berechnungen der Ammoniak-Emissionen wurde RAUMIS insbesondere für die Emissionsprognose sowie für Kostenberechnungen und für Sensitivitätsanalysen verwendet. Als Zielgröße wird die Nettowertschöpfung unter Berücksichtigung der Kosten für Arbeit maximiert. Das Ergebnis kann zum Agrarsektor aggregiert und nach Modellkreisen differenziert dargestellt werden.

Die Abschätzung der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen erfolgt nach einem vergleichsweise einfachen Verfahren: Methanemissionen aus der Tierhaltung werden durch Multiplikation mit einem tierartenspezifischen Emissionsfaktor ermittelt. Die Auswirkungen von Fütterung, Haltung und Wirtschaftsdüngerlagerung werden nicht differenziert. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen werden nach der Formel von BOUWMAN (1996) berechnet.

Weitaus genauer als die Treibhausgasemissionen können mit RAUMIS die NH<sub>3</sub>-Emissionen und Nährstoffbilanzen abgeschätzt werden. Eine vom deutschen Umweltbundesamt in Auftrag gegebene Studie ermittelt mit RAUMIS ein detailliertes Ammoniak-Inventar der deutschen Landwirtschaft und formuliert Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010 (DÖHLER et al., 2002).

Emissionsminderung wird in RAUMIS über die Integration einzelner Minderungsmaßnahmen und deren Kosten analysiert, wodurch verschiedene Reduktionsziele untersucht werden können.

Anwendung findet RAUMIS in Forschungsvorhaben mit unterschiedlicher Ausrichtung (JULIUS et al., 2003): An der Universität Bonn wurde z. B. durch die Implementierung eines Umwelt-Bewertungsverfahrens in RAUMIS die flächendeckende Analyse der Auswirkungen agrarpolitischer Maßnahmen auf die Umweltverträglichkeit landwirtschaftlicher Produktion ermöglicht. In einem anderen Vorhaben wurde das Spektrum der Anwendungsmöglichkeiten von RAUMIS um eine flächendeckende Indikation der Bodenerosion durch Wasser erweitert.

Zukünftiger Forschungsbedarf besteht in der verbesserten Abbildung von Minderungsstrategien durch die Einbeziehung von Minderungsmaßnahmen in den Optimierungsteil des Modells, verbesserte Abbildung von Einkommenswirkungen von Minderungsmaßnahmen, Analyse regionaler Emissionsminderungsziele und -politiken und die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen der Emission unterschiedlicher Spurengase und Abbildung dieser Zusammenhänge in dem Modell (DÖHLER et al., 2002).

### **5.3 Vergleich ausgewählter Modellergebnisse**

Nach der ausführlichen Beschreibung der ausgewählten Modelle in Kapitel 5.2 wird in diesem Kapitel eine Auswahl an Modellergebnissen dargestellt, die mit den beschriebenen Modellen in unterschiedlichen Studien ermittelt wurden. Dadurch soll ein Einblick in die praktische Anwendbarkeit der Modelle und ihre unterschiedliche Schwerpunktsetzung gegeben werden.

#### **5.3.1 Vergleich der Kosten zur Erreichung des Kyoto-Zieles**

Hierzu werden in einem ersten Schritt Ergebnisse der gesamtwirtschaftlichen bzw. hoch-aggregierten Modelle dargestellt. Mit den Modellen POLES, MERGE, EPPA-EU und PRIMES wurden Untersuchungen durchgeführt, um die Kosten zur Erreichung der im Kyoto-Protokoll vereinbarten Ziele bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen zu bestimmen. Dazu wurden unterschiedliche Szenarien berechnet (z.B. mit / ohne EU-interne Lastenverteilung, mit / ohne Berücksichtigung des Emissionshandel und der Kyoto-Mechanismen).

Bei der Sichtung der Literatur zeigte sich, dass es kaum Ergebnisse der einzelnen Modelle gibt, die unter denselben Annahmen die gleichen Szenarien berechnen und sich direkt vergleichen lassen. Deswegen werden im Folgenden zusätzlich zur Zusammenstellung in Tabelle 12 Einzelergebnisse der verschiedenen Modelle separat dargestellt.

Die Unterschiede in den Ergebnissen (vgl. Tabelle 12) ergeben sich erstens aus der Tatsache, dass EPPA ein allgemeines und PRIMES und POLES partielle Gleichgewichtsmodelle sind. Bei den letzteren sind makroökonomische Aspekte nicht berücksichtigt. Außerdem sind die Unterschiede der ermittelten marginalen Kostenkurven auf verschiedene Annahmen sowohl für die prognostizierten Referenzemissionen als auch für die berücksichtigten Minderungsoptionen zurückzuführen.

**Tabelle 12: Kosten zur Erreichung des Kyoto-Zieles mit und ohne Emissionshandel**

	<b>POLES</b>	<b>EPPA-EU</b> EURO <sub>1995</sub> / t CO <sub>2</sub> <sup>21</sup>	<b>PRIMES</b>
<b>Europa</b> (mit Emissionshandel)	1	15	17
<b>Europa</b> (ohne Emissionshandel)	23 bis 41	33	29 bis 63
<b>Deutschland</b> (ohne Emissionshandel)	23	24	19 bis 28

Quelle: verändert nach VIGUIER et al. (2003), RUSS et al. (2005), JACOBY und SUE WING (1999), CAPROS und MANTZOS (1999)

**POLES** ist ein Simulationsmodell zur Analyse des globalen, langfristigen Energieangebotes und der Energienachfrage. RUSS et al. (2005) untersuchten mit diesem Modell verschiedene Kyoto-Szenarien für Europa und fanden heraus, dass die flexiblen Mechanismen des Protokolls einen signifikanten Einfluss auf die Höhe der marginalen Vermeidungskosten haben: unter sonst gleichen Voraussetzungen (Reduktion der Emissionen bis 2025 um 8% unter das Niveau von 1990; Emissionshandel nur in Europa) ermittelten sie in einem Szenario, das die Kyoto-Mechanismen beinhaltet, Kosten von 1,4 €<sub>1999</sub>/ t CO<sub>2</sub>;

<sup>21</sup> Der Umrechnungsfaktor für Kohlenstoff in Kohlendioxid beträgt 3,667; das entspricht der stöchiometrischen Umsetzung von Kohlenstoff mit einer Molmasse von 12 in Kohlendioxid mit einer Molmasse von 44 ( $44/12 = 3,667$ ).

bei dem Szenario ohne Berücksichtigung der Kyoto-Mechanismen ermittelten sie zur Erreichung desselben Reduktionszieles Kosten von 23,1 €<sub>1999</sub>/ t CO<sub>2</sub>. In einer anderen Untersuchung ermittelten VIGUIER et al. (2003) mit POLES für Europa durchschnittliche Vermeidungskosten von 41 €<sub>1995</sub>/ t CO<sub>2</sub> (vgl. Tabelle 12).

MANNE und RICHELIS (1999) untersuchten mit Hilfe von **MERGE** die Kosten des Kyoto-Protokolls und kommen dabei zu dem Ergebnis, dass die Kosten durch den Emissionshandel signifikant gesenkt werden können. Außerdem stellten sie in einer späteren Untersuchung mit demselben Model fest, dass die marginalen Vermeidungskosten durch einen Ansatz, der mehrere Treibhausgase und auch Kohlenstoffsinken berücksichtigt, reduziert werden können (MANNE und RICHELIS, 2004a). Die vorliegende Literatur und Dokumentation zu MERGE bietet keine quantitativen Ergebnisse, die sich in den direkten Vergleich der Modelle (Tabelle 12) einordnen ließen.

Mit dem Modell **EPPA** wurden für Europa marginale Vermeidungskosten von durchschnittlich 33 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. ermittelt (vgl. Tabelle 12). Im Gegensatz dazu wurde für Deutschland marginale Vermeidungskosten von umgerechnet ca. 24 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. ermittelt, wenn die Option eines Emissionshandels unberücksichtigt bleibt (VIGUIER et al., 2001).

In einer späteren Untersuchung kommen VIGUIER et al. (2003) mit EPPA-EU außerdem zu dem Ergebnis, dass die europäischen Treibhausgasemissionen bis 2010 im Vergleich zu 1990 um 14% steigen werden, statt um 8% zu fallen, wie es das Kyoto-Ziel vorsieht. Für diese steigenden Emissionen wird in erster Linie der Verkehr- und Haushaltssektor verantwortlich gemacht. JACOBY und SUE WING (1999) kommen zu dem Schluss, dass die mit EPPA prognostizierten Kosten zur Erfüllung der Kyoto-Verpflichtungen extrem unsicher sind. Teilweise resultiert diese Unsicherheit aus dem Nicht-Wissen, wie leicht die Wirtschaft in kurzen Zeitabschnitten von weniger als fünf Jahren auf politische Vorgaben reagiert. Außerdem weisen sie darauf hin, dass je kürzer der Zeithorizont ist, für den die Minderungskosten modelliert werden, umso weniger zuverlässig sind

die Ergebnisse eines Modells wie EPPA, da es konstante Elastizitäten der Substitution unterstellt.

JACOBY und SUE WING (1999) führten mit EPPA ebenfalls Untersuchungen zum Emissionshandel durch. Sie stellten für die USA fest, dass der CO<sub>2</sub>-Steuersatz ohne Emissionshandel von 34 €<sub>1995</sub>/t CO<sub>2</sub>-äqu. im Jahr 1995 auf 49 €<sub>1995</sub>/t CO<sub>2</sub>-äqu. im Jahr 2005 steigen wird. Mit einem globalen Emissionshandel ermittelten sie einen deutlich geringeren CO<sub>2</sub>-Steuersatz. In Abhängigkeit des Zeitpunktes, wann ein Emissionshandel eingeführt wird, liegt er für die USA im Jahr 1995 bei 15 €<sub>1995</sub>/t CO<sub>2</sub>-äqu. und im Jahr 2005 bei 18 €<sub>1995</sub>/t CO<sub>2</sub>-äqu. Für Europa ermittelten JACOBY und SUE WING (1999) ohne Emissionshandel einen deutlich höheren Steuersatz im Vergleich zu dem US-amerikanischen: Zwischen 49 €<sub>1995</sub>/t CO<sub>2</sub>-äqu. im Jahr 1995 und 64 €<sub>1995</sub>/t CO<sub>2</sub>-äqu. im Jahr 2005. Ein Szenario mit Emissionshandel für Europa wurde nicht ermittelt, sondern nur die Vermutung geäußert, dass die Kostendegression aufgrund der höheren Ausgangskosten höher sein wird als für die USA. Die Autoren folgern aus ihrem Ergebnis, dass mit jedem Jahr, das tatenlos verstreicht, die Kosten zur Erreichung der Reduktionsverpflichtung ansteigen. REILLY et al. (2002) unterstreichen die Notwendigkeit, dass bei der Abschätzung der Kosten des Kyoto-Protokolls die anderen Treibhausgase neben CO<sub>2</sub> nicht ignoriert werden dürfen, da sie einen wesentlichen Anteil an einer kosteneffizienten Zielerreichung haben können.

VIGUIER et al. (2003) zeigen außerdem, dass die nötigen Emissionsreduktionen zur Erreichung des Kyoto-Zieles in EPPA höher sind, als in POLES und PRIMES, die Grenzkostenkurven aber flacher. Sie begründen diese Unterschiede zwischen den Modellen mit unterschiedlichen Annahmen im Referenzszenario und über die zukünftige Entwicklung der Emissionen. Sie kommen auch zu dem Schluss, dass die weit variierenden Minderungskosten ein deutliches Indiz für die Vorteilhaftigkeit eines Emissionshandels sind.

Die von VIGUIER et al. (2003) mit **PRIMES** ermittelten Kosten unterscheiden sich leicht von den Ergebnissen, die BLOK et al. (2001) mit demselben Modell ermittelt haben. Letztere Untersuchung ermittelte auf EU-Ebene Grenzkosten

von ca. 42 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. (Scenario1, mit Berücksichtigung der länder-spezifischen Reduktionsziele gemäß Lastenverteilung), mit länderspezifischen Unterschieden von 1 bis 99 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. Gemäß dieser Untersuchung erreicht Deutschland sein Reduktionsziel von 21% bei einem Steuersatz von 11,5 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. Bleibt die EU-interne Lastenverteilung unberücksichtigt (Scenario2) ergeben sich Grenzkosten von 20 bis 25 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. Diese deutlich geringeren Kosten ergeben sich durch die länderunabhängige Allokation der kostengünstigsten Vermeidungskosten auf EU-Ebene (BLOK et al., 2001). Stehen die Kyoto-Verpflichtungen zur Emissionsreduktion im Vordergrund des Interesses (minus 8% im Vergleich zu 1990), ermittelt BLOK et al. (2001) mit PRIMES auf EU-Ebene einen CO<sub>2</sub>-Steuersatz von 34 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. zur Erreichung derselben.

CAPROS und MANTZOS (1999) ermittelten ebenfalls mit PRIMES marginale Vermeidungskosten zur Erreichung der Kyoto-Vereinbarungen: Ohne Emissionshandel errechnen sie für die EU Kosten von 62,5 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. und für Deutschland von 27,8 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. Die Berücksichtigung des Emissionshandels ergibt sowohl auf europäischer Ebene, als auch für Deutschland marginale Vermeidungskosten von 17,4 € / t CO<sub>2</sub>-äqu.

Mit GAINS ermittelten KLAASSEN et al. (2005), dass bei marginalen Vermeidungskosten von 100 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. eine Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen von 800 Mt CO<sub>2</sub> im Jahr 2020 möglich ist. Das würde die europäischen CO<sub>2</sub>-Emissionen um nahezu 13% unter das Niveau von 1990 senken. Für die Reduktion der CH<sub>4</sub>-Emissionen ermittelten HÖGLUND-ISAKSSON und MECHLER (2005) dass die europäischen CH<sub>4</sub>-Emissionen durch die Umsetzung aller derzeit verfügbaren Minderungsmaßnahmen jährlich um 24 Mt gesenkt werden können. 70% von diesem Minderungspotenzial kann laut diesen Berechnungen mit Kosten geringer als 50 € / t CO<sub>2</sub>-äqu. erreicht werden.

### 5.3.2 Vergleich der Minderungskosten im Agrarsektor

Mit den sektoralen Modellansätzen wird unter anderem versucht, das Minderungspotenzial und die Minderungskosten des Agrarsektors zur Reduktion klimarelevanter Emissionen abzuschätzen.

Mit der Modellkombination PRIMES / GENESIS wurde das technische Minderungspotenzial von CH<sub>4</sub>-Reduktionsmaßnahmen vergleichend für unterschiedliche Sektoren im Jahr 2010 abgeschätzt. Bei einem Gesamt-minderungspotenzial für CH<sub>4</sub> von 125 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-äqu. schätzen HENDRIKS et al. (1998), dass etwa 94 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-äqu. zu Kosten unter 50 Euro t CO<sub>2</sub>-äq. reduziert werden können (Tabelle 13). Daran wird dem Agrarsektor ein Minderungspotenzial von 50 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-äqu. zugesprochen.

**Tabelle 13: Geschätzte CH<sub>4</sub>-Minderungspotenziale und –kosten in der EU(15)**

Sektor	Minderung		Ø Kosten
	kt CH <sub>4</sub>	Mt CO <sub>2</sub> -äqu.	€ <sub>95</sub> /t CO <sub>2</sub> -äqu.
Landwirtschaft	1680	35	< 0
	720	15	0 – 50
Abfallwirtschaft	690	14	< 0
	875	18	0 – 15
Energie	370	8	< 0
	175	4	0 – 50
<b>Total</b>	<b>4510</b>	<b>94</b>	<b>&lt; 50</b>

Quelle: nach Hendriks et al., 1998

Das Gesamtminderungspotenzial für N<sub>2</sub>O-Emissionen im Jahr 2010 wird von PRIMES / GENESIS mit 113 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-äqu. angegeben, wobei 94 Millionen Tonnen mit sehr geringen Kosten von weniger als 1 Euro/Tonne reduzierbar sein sollen (Tabelle 14). Ein Großteil dieses Minderungspotenzials kann allerdings durch Minderungsmaßnahmen in industriellen Prozessen realisiert werden; in der Landwirtschaft können laut HENDRIKS et al. (1998) etwa 10 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-äqu. zu geringen Kosten gemindert werden.

**Tabelle 14: Geschätzte N<sub>2</sub>O- Minderungspotenziale und –kosten in der EU(15).**

Sektor	Minderung		Ø Kosten
	Gg N <sub>2</sub> O	Tg CO <sub>2</sub> -äqu.	€ <sub>95</sub> /t CO <sub>2</sub> -äqu.
Landwirtschaft	8	2	< 0
	27	8	0 – 50
Abfallwirtschaft	3	1	~ 0
Industrielle Prozesse	290	91	0,2
<b>Total</b>	<b>328</b>	<b>102</b>	<b>&lt; 50</b>

Quelle: HENDRIKS et al., 1998

Die Angaben über die Minderungskosten der landwirtschaftlichen Maßnahmen sind jedoch mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet: Sie beruhen größtenteils auf einer bis heute unveröffentlichten Untersuchung der Universität Wageningen (GERBENS, 1998), deren Autor auch auf Nachfrage nicht erreichbar war. Deswegen ist die Reproduzierbarkeit und Nachvollziehbarkeit dieser Kostenabschätzung und Schlussfolgerung schwierig.

BRINK et al. (2002) führten eine Erweiterung von RAINS durch, um die Wechselwirkungen und Effekte einer simultanen Emissionsminderung verschiedener landwirtschaftlicher Gase (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O und NH<sub>3</sub>) zu untersuchen. Dazu wurden Minderungsmaßnahmen für diese Gase identifiziert und Minderungskosten abgeschätzt, welche ebenfalls den Untersuchungen von BATES et al. (1998a, 1998b, 2001) entnommen sind. Mit diesem integrativen Ansatz konnte gezeigt werden, dass eine NH<sub>3</sub>-Minderung um 14% zu einem gleichzeitigen Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emissionen um 3% führt.

Herkömmliche marginale Kostenkurven stellen nur die Kosten für die Minderung jeweils eines Schadgases dar. Durch die Verknüpfung der Kostenkurven verschiedener Schadgase konnten BRINK ET AL. (2002) zeigen, dass die Vermeidungskosten z.B. für NH<sub>3</sub> steigen, wenn die Kosten zur Reduktion von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O konstant gehalten werden. Andererseits bewirken Minderungsmaßnahmen für CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O eine gleichzeitige Reduktion der NH<sub>3</sub>-Emissionen - allerdings in Abhängigkeit vom Ausgangsniveau der Emissionen und der zur Wahl stehenden Minderungsmaßnahmen. Diese integrative

Vorgehensweise macht deutlich, dass  $\text{NH}_3$ -Minderungsmaßnahmen, die zwar kosteneffizient sind, aber zu einem Anstieg der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen führen, nicht empfehlenswert sind. Hingegen erwiesen sich Minderungsoptionen ohne negative Nebeneffekte, wie z.B. die Steigerung der Düngereffizienz, als insgesamt kosten- und minderungseffizient.

Mit **CAPRI** werden in erster Linie Untersuchungen über die Wirkungen von Politikmaßnahmen im europäischen Agrarsektor durchgeführt. Dabei ist über die Integration von Umweltindikatoren auch eine Abschätzung von sich ändernden Treibhausgasemissionen möglich. Der Vergleich verschiedener Politikmaßnahmen ergab beispielsweise, dass die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in Europa durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (CAP 2003) im Vergleich zu den Maßnahmen der Agenda 2000 um 4,2% fallen werden, mit länderspezifischen Unterschieden von +0,4% in Schweden und -11,9% in Spanien, Griechenland und Irland. Die Methanemissionen aus der Tierhaltung variierten dabei zwischen +4% und -9% im Vergleich zur Referenz (LEI, 2003).

Mit dem Modell **AROPA GHG** wurden ebenfalls marginale Vermeidungskosten verschiedener Minderungsmaßnahmen untersucht. Als eine kostengünstigste Minderungsoption erwies sich beispielsweise die Aufforstung von Stilllegungsflächen, wenn diese Maßnahmen durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU erlaubt ist; andernfalls ergeben sich hohe Transaktionskosten. Mit AROPA GHG kann gezeigt werden, wie hoch die Einkommensverluste bei einem vorgegebenen Reduktionsziel in Abhängigkeit der Betriebstypen sind. Marktfruchtbetriebe können durch Aufforstungs-Maßnahmen auf Stilllegungsflächen ein relativ hohes Reduktionspotenzial bei geringen Vermeidungskosten realisieren. Hingegen können Viehhaltende Betriebe zwar durch die Substitution von Futtermitteln eine gewisse Methanreduktion erreichen, sie haben aber nicht die gleichen kostengünstigen Möglichkeiten einer Kohlenstoffanreicherung wie Marktfruchtbetriebe (DE CARA und JAYET, 2000).

Mit AROPA GHG sind auch räumlich hoch aufgelöste Untersuchungen möglich. Beispielsweise ermittelten DE CARA et al. (2004) für Baden-Württemberg eine Emissionsreduktion von 5,3% im Vergleich der Referenzemission bei einem Steuersatz von 20€/t CO<sub>2</sub>-äqu., was einer Minderung von 270 Gg CO<sub>2</sub>-äqu. entspricht. Um eine Emissionsreduktion von 9,8% (495 Gg CO<sub>2</sub>-äqu.) zu erreichen, müsste der Steuersatz auf 50 €/t CO<sub>2</sub>-äqu. angehoben werden. Außerdem ermöglicht das Modell AROPA GHG die Kostenanalyse von schadstoff- bzw. quellenspezifischen Minderungsmaßnahmen. Dadurch kann gezeigt werden, dass bei einem niedrigen Steuersatz von 10 €/t CO<sub>2</sub>-äqu. die CH<sub>4</sub>-Minderungsmaßnahmen vorherrschen, weil ihre Durchführung kostengünstiger ist als jene von N<sub>2</sub>O-Minderungsmaßnahmen.

Mit dem Modell **RAUMIS** wurden bisher hauptsächlich agrarpolitische Maßnahmen und deren Auswirkungen untersucht (z.B. Auswirkungen einer Stickstoffsteuer, Analysen zur Wettbewerbsfähigkeit von nachwachsenden Rohstoffen, u. a. m.). Eine Anwendung von RAUMIS als Beitrag zur Klimadiskussion legte MEUDT (1999) vor. Er ermittelte, dass das Reduktionsziel von 25% im Zieljahr 2005 im Vergleich zur Referenz 1991 bei einem Steuersatz von 23,3 Euro je Tonne CO<sub>2</sub>-äqu. erreicht wird. Die Möglichkeiten und Kosten einer NH<sub>3</sub>-Minderung wurde von DÖHLER et al. (2002) untersucht. Sie ermittelten mit RAUMIS Vermeidungskosten für Deutschland von durchschnittlich 6 Euro pro kg NH<sub>3</sub>-Reduktion bei einer Emissionsreduktion von 11% im Zieljahr 2010 im Vergleich zu einem Referenzszenario ohne Minderungsmaßnahmen.

## 6 Modellbewertung

In diesem Kapitel werden die oben beschriebenen Modelle mit ihren spezifischen Vor- und Nachteilen bewertet.

Die Bewertung der hier ausgewählten Modelle orientiert sich an der eingangs formulierten Forschungsfrage (vgl. Kapitel 1.2): „Inwieweit ist es sinnvoll und effizient, Emissionen klimarelevanter Gase im Sektor Landwirtschaft zu mindern?“

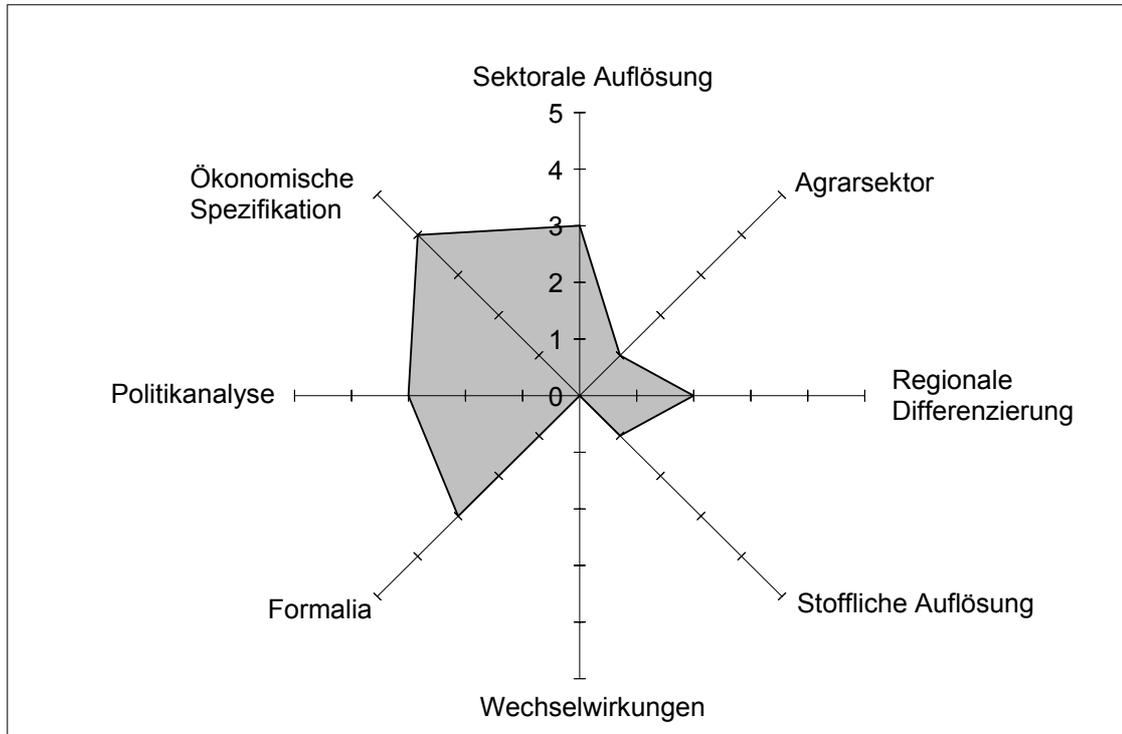
Dazu wird in einem ersten Schritt geklärt, inwieweit sich die Modelle grundsätzlich zur Beantwortung dieser Frage eignen bzw. welche spezifischen Vor- und Nachteile die einzelnen Modelle aufweisen. Abschließend werden die Erkenntnisse dann im größeren Zusammenhang der Klimaproblematik diskutiert (Kapitel 7).

### 6.1 Bewertung POLES

POLES ist ein partielles Gleichgewichtsmodell, das jährliche, rekursive Simulationen des Energiesektors ermöglicht. Es ist ein Modell, das zwar unterschiedliche Wirtschaftssektoren abbildet, aber nur deren Energieangebot und -nachfrage; dadurch ist kein sektoraler Vergleich möglich. Auch liegt der Schwerpunkt des Modells auf der Abbildung ökonomischer Bedingungen und Effekte, und weniger auf der ökologischen Abschätzung: Es wird nur energiebedingtes CO<sub>2</sub> berücksichtigt und es werden keine Wechselwirkungen zu anderen Schadgasen oder Umweltbereichen behandelt.

Es können keine einzelnen Minderungsmaßnahmen untersucht werden, sondern nur das Verhalten der Akteure über Veränderungen der Preise und Kosten simuliert werden. Dadurch können zwar Politikmaßnahmen wie Emissionshandel oder Kohlenstoffsteuer untersucht werden, aber die Auswirkungen von Klima- oder Umweltpolitik auf einzelne Wirtschaftssektoren lassen sich mit POLES nicht untersuchen. Das bedeutet, dass zwar eine zeitliche Flexibilität, nicht aber eine räumliche Vorteilhaftigkeit von Klimaschutz-

investitionen modelliert werden kann. Diese Bewertung des Modells gibt Abbildung 3 in graphischer Form wieder.



**Abbildung 3: Ergebnisse der Modellbewertung von POLES**

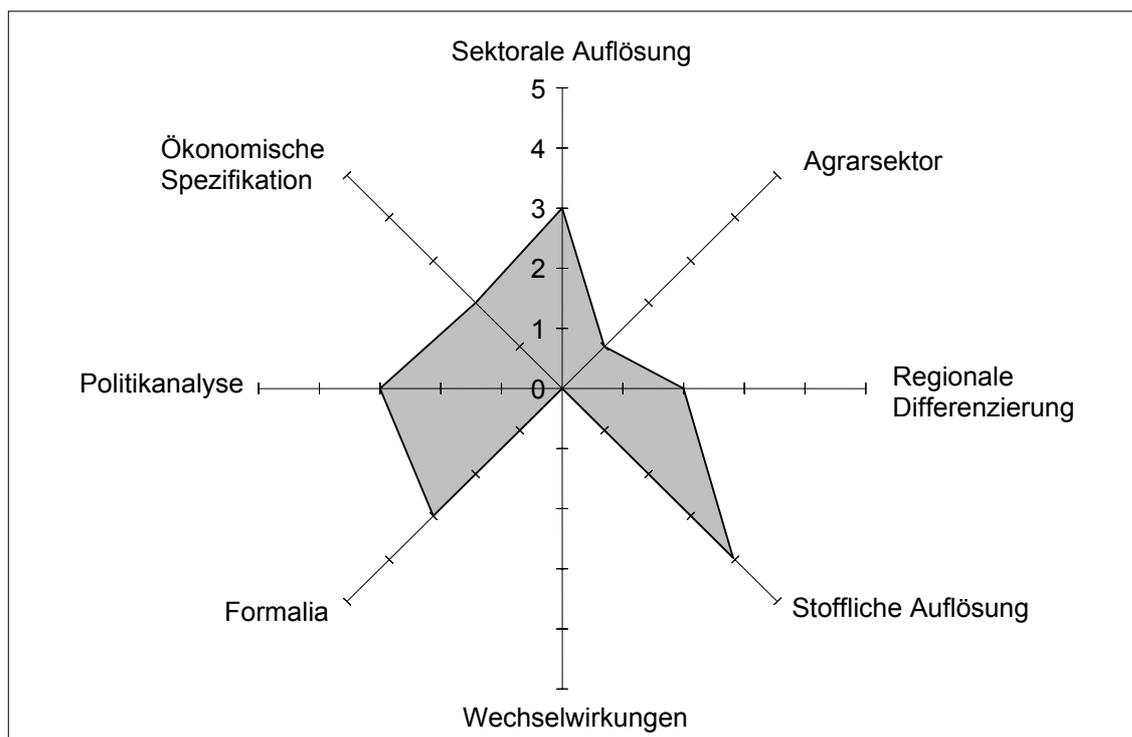
Als Politikanalyseinstrument der EU ist POLES gut anerkannt und durch seinen Einsatz seit 1997 wurde es mittlerweile in Studien mit unterschiedlicher Schwerpunktsetzung angewandt. Sowohl seine Reputation, als auch die verfügbare Dokumentation zu POLES sind gut. Es lassen sich mit POLES keine Aussagen über die Nicht-Energiesektoren bzw. das Minderungspotenzial einzelner Maßnahmen treffen. Dieses Modell kann zwar wichtige Informationen zur effektiven zeitlichen Verteilung der Vermeidungskosten liefern; für spezifischere und sektoral höher aufgelöste Analysen ist es aber nicht geeignet.

## 6.2 Bewertung MERGE

MERGE ist ein globales Optimierungsmodell zur Abschätzung regionaler und globaler Effekte der Klimagasreduktion. Es stellt den Energiesektor sehr detailliert, die anderen Wirtschaftssektoren aber nur vereinfacht dar. Intersektorale Wechselwirkungen werden auch hier nicht berücksichtigt. Das

Bruttoinlandsprodukt wird in Form einer aggregierten Produktionsfunktion dargestellt und es wird Vollbeschäftigung angenommen. Der modulare Aufbau von MERGE (Wirtschaft, Energie und Klima) integriert *top-down* und *bottom-up* Elemente.

Im Gegensatz zu POLES werden in MERGE die Schadgase höher aufgelöst betrachtet: Neben CO<sub>2</sub> werden auch die anderen Kyoto-Gase berücksichtigt. Die so genannten „F“-Gase werden aber bei den Minderungsstrategien nicht berücksichtigt. Das Modell wird vor allem zur Politikanalyse – hauptsächlich in den USA – verwendet. Es wurde auch zur Abschätzung potenzieller Kosten des Kyoto-Protokolls für die USA verwendet. Die Reputation von MERGE ist gut, wohingegen die Dokumentation umfangreicher sein könnte.



**Abbildung 4: Ergebnisse der Modellbewertung von MERGE**

Abschließend kann festgestellt werden, dass ein Modell wie MERGE zur Analyse von Klimapolitik geeignet ist, wenn es um Fragestellungen auf aggregiertem Niveau handelt. Für detaillierte Analysen einzelner Sektoren oder Umweltbereiche / Schadgase ist es hingegen wenig geeignet.

### 6.3 Bewertung PRIMES / GENESIS

PRIMES ist - wie POLES und MERGE - in erster Linie ein Modell zur Abschätzung von Wirkungen und Reaktionen des Energiesektors auf die Klimaproblematik. Dabei legt PRIMES den Schwerpunkt auf die europäische Energiewirtschaft. Auch wenn es die EU(15) Mitgliedstaaten relativ detailliert abbildet und verfügbare Technologien zur Luftreinhaltung integriert, so darf bei der Beurteilung nicht vernachlässigt werden, dass PRIMES nur die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen berücksichtigt. Weder die prozessbedingten, noch die andere Treibhausgase sind in diesem Modell abgebildet.

Deswegen stellt die Verknüpfung von PRIMES mit der GENESIS-Datenbank eine aufschlussreiche Weiterentwicklung dar. Denn in GENESIS sind Minderungspotenziale und -kosten der anderen Kyoto-Gase enthalten und durch diese Verknüpfung wird die Lücke in PRIMES geschlossen. Bedauerlicherweise ist aber keine Dokumentation über das genaue Vorgehen dieser so genannten Meta-Analyse verfügbar.

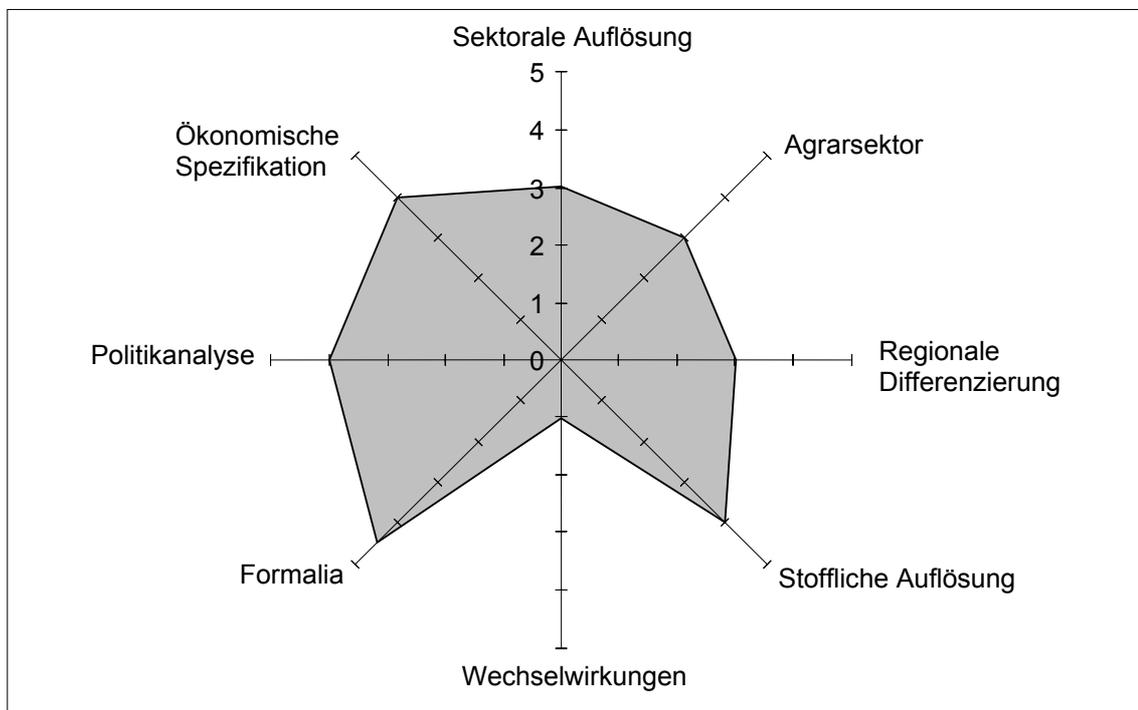


Abbildung 5: Ergebnisse der Modellbewertung von PRIMES und GENESIS

Auch wenn die in GENESIS enthaltenen Daten im Detail mit hohen Unsicherheiten behaftet sind, so ist der gewählte Ansatz der Modellkombination sehr viel versprechend: Die reichlich vorhandene Dokumentation dieser Untersuchungen lassen erste Aussagen über die sektoralen Unterschiede in

der Minderungseffizienz zu. Problematisch ist die Beurteilung allerdings im speziellen Fall des Agrarsektors, da Minderungsmöglichkeiten und -maßnahmen im Vergleich zu den anderen Sektoren sehr vereinfacht und ungenau abgebildet sind.

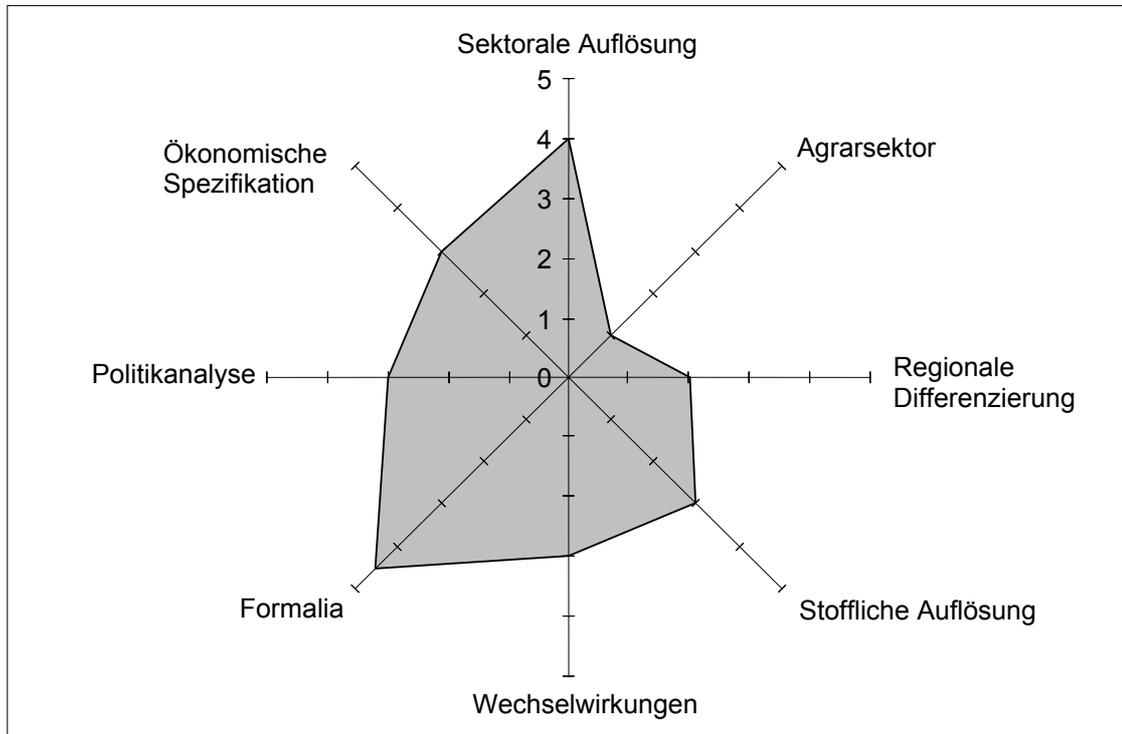
Vor allem die Kostenannahmen für einzelne Minderungsmaßnahmen sind unklar und teilweise nicht reproduzierbar (unveröffentlichte Literatur). Die Schlussfolgerung, dass im Sektor Landwirtschaft eine beträchtliche Emissionsreduktion mit negativen Minderungskosten (d.h. mit einem so genannten Vermeidungsgewinn) erreicht werden kann, kann daher nicht überprüft werden. Eine andere Schwachstelle ist die eindimensionale Bewertung von Minderungsmaßnahmen ohne Berücksichtigung möglicher Nebeneffekte, wie z.B. die Beeinträchtigung der Tiergesundheit durch Veränderungen der Pansenflora. Eine Abschätzung möglicher Risiken und negativer Nebeneffekte von Minderungsmaßnahmen ist aber notwendig, wenn eine umwelt- und tiergerechte, und damit eine nachhaltige Landwirtschaft angestrebt wird.

#### **6.4 Bewertung EPPA**

EPPA ist ein sehr umfangreiches und weit entwickeltes allgemeines Gleichgewichtsmodell, mit der Zielsetzung, die Weltwirtschaft rekursiv-dynamisch und multi-sektoral abzubilden. Die sektorale Auflösung der Wirtschaft ist hoch, indem vier Nicht-Energiesektoren und fünf Energiesektoren auf Seiten der Produktion und der Haushaltssektor auf der Konsumseite differenziert werden. Ursprünglich war die Weltwirtschaft im Modell EPPA in 12 Regionen unterteilt; in der aktuellen EPPA-EU Version für Europa werden neun EU-Länder und der „Rest der EU“ unterschieden.

Auch die stoffliche Abbildung wurde weiterentwickelt: neben CO<sub>2</sub> werden auch die anderen Kyoto-Gase berücksichtigt, wobei nur CO<sub>2</sub> endogen berechnet wird. Für CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O und die „F“-Gase werden marginale Kostenkurven aus externen Studien verwendet und integriert. Eine Besonderheit von EPPA ist die Abbildung der Wechselwirkungen und Rückkopplungen zwischen den einzelnen

Gasen. Andere Umweltproblembereiche bzw. Umweltziele sind jedoch nicht integriert.



**Abbildung 6: Ergebnisse der Modellbewertung von EPPA**

Da es sich um ein allgemeines Gleichgewichtsmodell handelt, können makroökonomische Aspekte wie Arbeitslosigkeit oder Effekte auf die Finanzmärkte abgebildet werden.

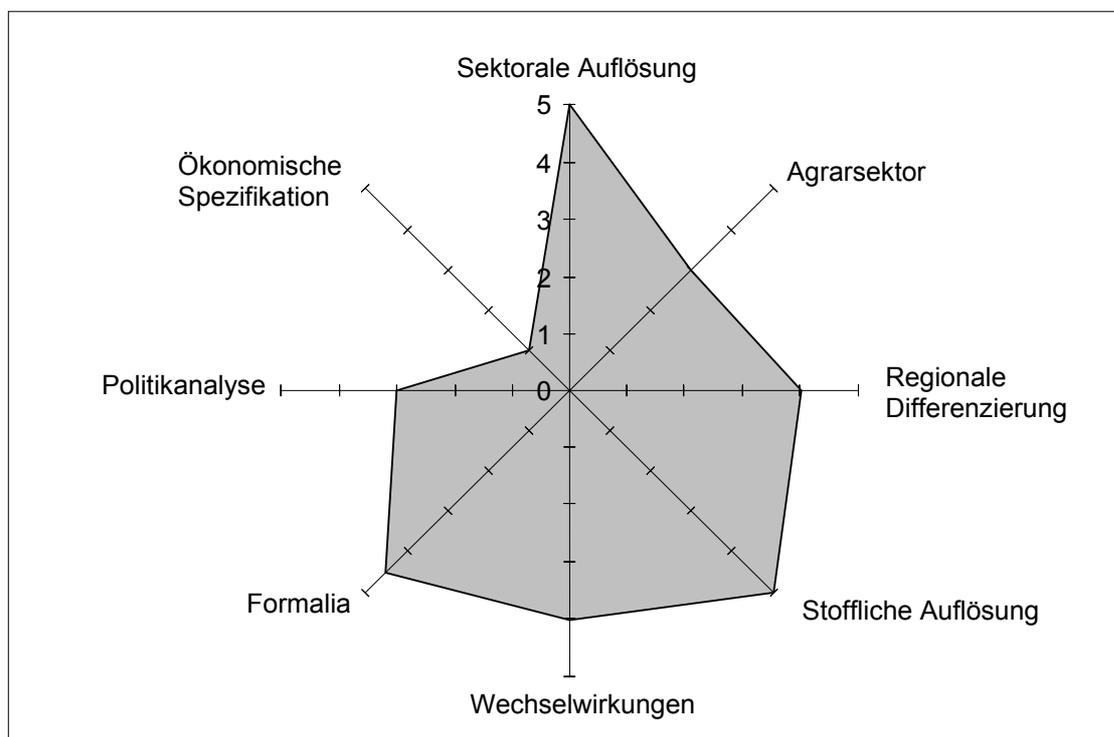
Insgesamt genießt EPPA eine sehr hohe Reputation, was auf die lange Entwicklungserfahrung und die vielfältigen Anwendungen des Modells für unterschiedliche Fragestellungen zurückgeführt wird. Positiv wird auch die gute Dokumentation bewertet, welche sowohl wissenschaftliche, als auch interne Publikationen des *Massachusetts Institute of Technology* und eine gut gepflegte Internetpräsenz umfasst. Für eine Analyse von spezifischen Minderungsmaßnahmen und Minderungskosten im Sektor Landwirtschaft ist EPPA jedoch wenig bis nicht geeignet.

## 6.5 Bewertung RAINS / GAINS

Integrierende Bewertungsmodelle wie RAINS haben das Ziel, von einem (Umwelt)Problembereich möglichst alle Aspekte und Wechselwirkungen

abzubilden und als Instrument der Politikberatung zu dienen (HORDIJK and KROEZE, 1997). Nicht ein spezieller Schadstoff und seine Wirkung auf ein bestimmtes Medium ist Untersuchungsgegenstand, sondern der Komplex vieler Schadstoffe und Wechselwirkungen. Dieser Ansatz wird zwar den realen, natürlichen Bedingungen eher gerecht, hat aber den entscheidenden Nachteil, dass mit steigender Komplexität die Verständlichkeit und Nachvollziehbarkeit der Modellergebnisse abnehmen und z.B. für politische Entscheidungsträger und andere Nicht-Fachleute schwer zu durchdringen sind.

RAINS bzw. die Erweiterung GAINS ist ein sehr umfangreiches und komplexes Modell, weil es sowohl sektoral und räumlich, als auch stofflich hoch aufgelöst abbildet. Zusätzlich zu den Treibhausgasemissionen werden andere Umweltproblembereiche, die mit der Emission klassischer und klimawirksamer Gase im Zusammenhang stehen, berücksichtigt (Eutrophierung, Versauerung).



**Abbildung 7: Ergebnisse der Modellbewertung von RAINS / GAINS**

In GAINS wird die Lücke der unberücksichtigten Wechselwirkungen zwischen den betrachteten Schadstoffen geschlossen. Allerdings steigt mit diesem technologiebasierten Ansatz der Rechenaufwand des Modells enorm an. Problematisch sind auch die hohen Unsicherheiten, mit denen vor allem die

zugrunde liegenden Kostenabschätzungen der einzelnen Minderungsmaßnahmen behaftet sind. Außerdem ist die Frage bisher ungelöst, wie Nutzen und Zusatznutzen monetär bewertet werden können.

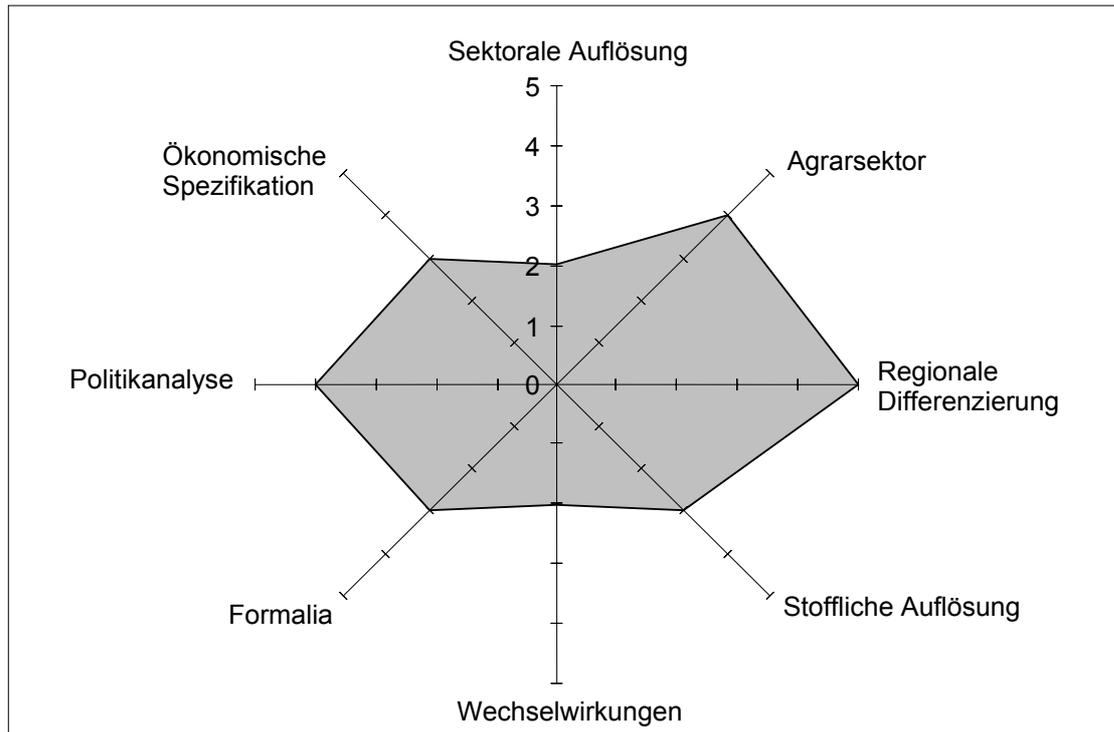
RAINS / GAINS ist vor allem ein ökologisches und weniger ein ökonomisches Modell, da es die ökonomischen Effekte nur in vereinfachter Form abbildet. Es werden zwar die direkten Kosten von Emissionsminderungsmaßnahmen abgeschätzt, makroökonomische Aspekte und Auswirkungen von Luftreinhaltestrategien bleiben jedoch unberücksichtigt.

Für die hier vorliegende Fragestellung eignet es sich dennoch gut, da es sektorspezifische Minderungsoptionen unter gleichen Rahmenbedingungen ermittelt. So wird ein Vergleich der spezifischen Minderungseffizienzen möglich. Aufgrund der hohen Unsicherheiten sowohl der Emissionsberechnung, als auch der Minderungskosten sind die Modellergebnisse eher für relative Vergleiche verschiedener Minderungsstrategien, als für absolute, numerische Empfehlungen geeignet.

## **6.6 Bewertung CAPRI**

CAPRI ist ein komplexes, partielles Gleichgewichtsmodell, das den europäischen Agrarsektor im Fokus hat. Der Modellansatz beinhaltet auch Elemente der linearen Programmierung, der Positiven Mathematischen Programmierung und der Maximalen-Entropie-Methode. Es umfasst nur den Agrarsektor, welcher aber hoch aufgelöst abgebildet ist (Regierungsbezirksebene). Dieses Modell ermöglicht in erster Linie die Wirkungsabschätzung von Politikmaßnahmen.

Treibhausgasemissionen werden vereinfacht über fixe Koeffizienten, die an Tierzahl bzw. Düngermenge gekoppelt sind, abgeschätzt. Demnach sind auch keine spezifischen Minderungsmaßnahmen integriert, sondern Änderungen im Emissionsniveau können nur über Anpassungen der Produktionsintensität vorgenommen werden.



**Abbildung 8: Ergebnisse der Modellbewertung von CAPRI**

CAPRI genießt eine hohe Reputation durch zahlreiche Anwendungen, welche vor allem die Abschätzung von Auswirkungen der Gemeinsamen Agrarpolitik, von Agrarmarkt- und Politikentwicklungen, sowie der Analyse eines Emissionshandels im Agrarsektor betreffen. Eine Stärke von CAPRI ist seine hohe Akzeptanz bei politischen Entscheidungsträgern, welche auf die langjährige Anwendung von CAPRI zur Politikanalyse der EU zurückzuführen ist (z.B. CAP-Reform, AGENDA 2000).

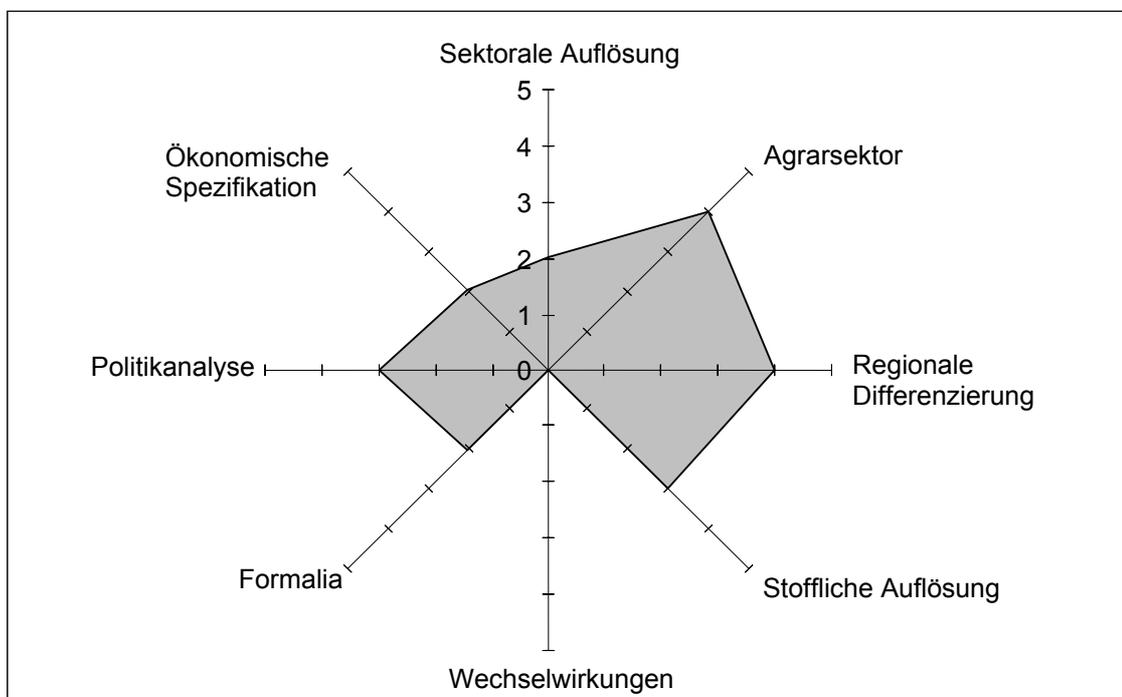
Schwachpunkte der aktuellen Version sind, dass Kohlenstoffsenken und räumliche Wechselwirkungen einzelner Umweltproblembereiche nicht berücksichtigt werden. Allerdings wird der Kosten- und Zeitaufwand für eine Anpassung des Modells an diesen Stellen relativ gering eingeschätzt.

### 6.7 Bewertung AROPA GHG

Für das Modell AROPA GHG wurde ein linearer Programmierungsansatz gewählt, weil damit die technisch möglichen Produktionsfaktorkombinationen detailliert beschrieben werden können. Außerdem können bei der linearen Programmierung im Gegensatz zu allgemeinen Gleichgewichtsmodellen

Grenzwerte und Quoten, wie sie in CAP-Maßnahmen vorkommen, relativ leicht über ganzzahlige Variablen integriert werden. Eine Schwachstelle der linearen Programmierung ist, dass es sich um einen statischen Ansatz handelt und konstante technische Koeffizienten und Preise verwendet werden.

Eine Stärke von AROPA GHG ist die hohe sektorale und räumliche Differenzierung, die sich aus der umfangreichen FADN-Datenbank ergibt. Anhand von 734 Betriebstypen werden die wichtigsten landwirtschaftlichen Produkte modelliert. Allerdings sind keine Änderungen in der Produktionsintensität einzelner Prozesse möglich.



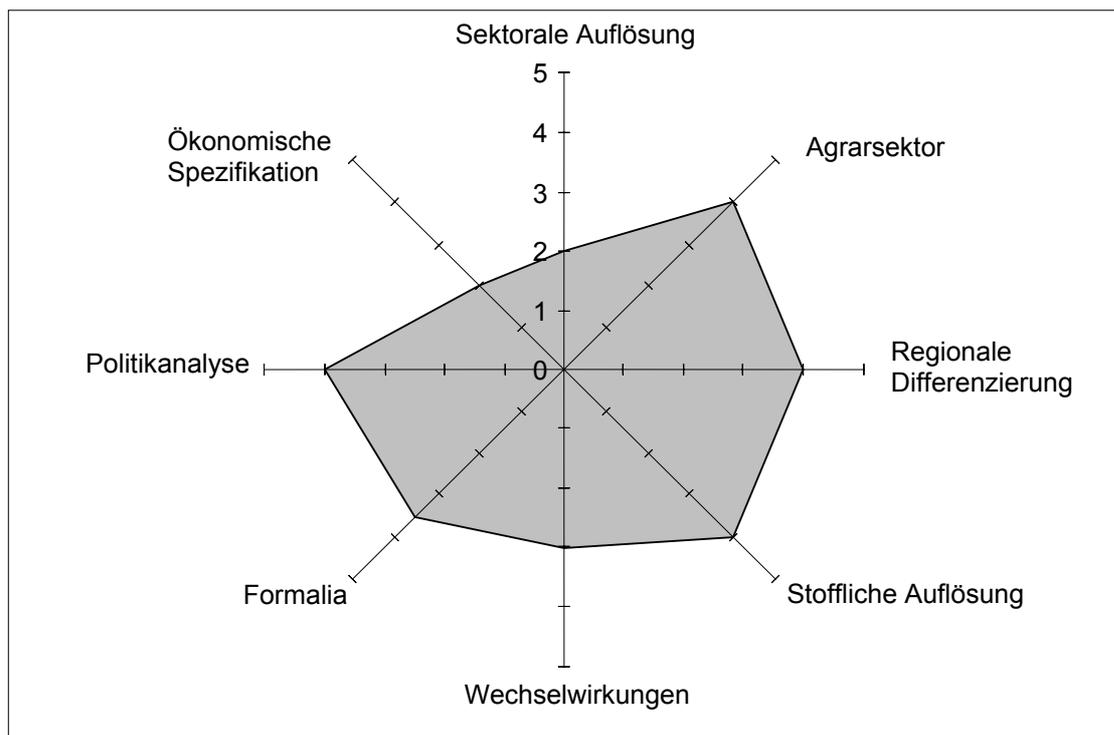
**Abbildung 9: Ergebnisse der Modellbewertung von AROPA GHG**

Mit AROPA GHG können als landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  gemäß der IPCC-Richtlinien ermittelt werden. Für diese Emissionen sind verschiedene Minderungsmaßnahmen implementiert, um die Vermeidungskosten zu berechnen. Mit diesem Modell ist es nicht möglich, die Emissionsminderungspotenziale von Intensitätsänderungen abzuschätzen. Auch ist keine Abschätzung von  $\text{CO}_2$ -Emissionen - weder landwirtschaftlich, noch energiebedingt - möglich.

Obwohl auch AROPA GHG im Rahmen europäischer Forschungsprojekte entwickelt wurde, ist es relativ wenig weit verbreitet und dementsprechend ist die Reputation eher gering. Außerdem sind relativ wenige Publikationen zu diesem Modell verfügbar.

### 6.8 Bewertung RAUMIS

RAUMIS ist ein Modell zur Analyse des deutschen Agrarsektors, wofür sowohl die Monitoring-, als auch die Prognosekomponente geeignet sind. Es verbindet eine hohe sektorale Auflösung (77 pflanzliche und 16 tierische Produktionsprozesse) und eine tiefe räumliche Differenzierung (340 Modellkreise). Die Wechselwirkungen zwischen den Produktionsprozessen werden in RAUMIS berücksichtigt.



**Abbildung 10: Ergebnisse der Modellbewertung von RAUMIS**

Als Instrument der nationalen Politikberatung ist RAUMIS mittlerweile auch zur Analyse verschiedener Umweltziele geeignet. Wobei sich Abschätzungen zu Höhe und zukünftiger Entwicklung von Emissionen bei RAUMIS vor allem auf Ammoniak konzentrieren; zur Analyse der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen und ihrer Minderung findet RAUMIS bisher nur vereinzelt Verwendung. Die Modellreputation und der Bekanntheitsgrad sind im deutschen

Agrarsektor hoch, was auf die langjährigen und vielfältigen Anwendungen zurückzuführen ist. In Anbetracht dessen ist die verfügbare Dokumentation vergleichsweise gering.

RAUMIS könnte von seiner Konzeption her für die Beantwortung der Frage nach der sektoralen Minderungseffizienz gut geeignet sein, denn es verbindet hohe sektorale und räumliche Auflösung mit detaillierten Informationen über einzelne Emissionsquellen. Allerdings fehlt bisher die ausführliche Integration von Minderungsmöglichkeiten und der spezifischen Vermeidungskosten. Eine Ausweitung des Modellansatzes auf Europa ist vorstellbar, wäre aber mit sehr hohem Rechenaufwand verbunden.

## 6.9 Zusammenfassende Darstellung der Modellbewertung

In der vorliegenden Arbeit wurden sehr unterschiedliche Modelle miteinander verglichen, weil es verschiedene Herangehensweisen bei der Suche nach einer möglichst effizienter Emissionsminderung gibt. Die Bewertung der ausgewählten Modelle hat gezeigt, dass es kein Modell gibt, welches alle Fragen der Klimaproblematik umfassend und befriedigend beantwortet. Die verschiedenen Ansätze haben jeweils ihre Vor- und Nachteile; aber erst durch deren Berücksichtigung können die Ergebnisse relativiert und zueinander in Bezug gesetzt werden. Dadurch ergänzen sich die einzelnen Modellansätze bei der Suche nach der optimalen Strategie.

Es gibt Modellansätze wie zum Beispiel POLES oder MERGE, die alle relevanten Wirtschaftssektoren analysieren und Vermeidungskosten ermitteln. Die Aussagekraft dieser Ergebnisse ist aber durch den hohen Aggregationsgrad (räumlich und sektoral) sehr eingeschränkt. Vor allem die stoffliche Auflösung ist bei den hochaggregierten Modellen so gering – sie berücksichtigen nur energiebedingtes CO<sub>2</sub> - dass eine Beurteilung des Agrarsektors wenig sinnvoll erscheint. Unterschiede innerhalb dieser Modellkategorie betreffen die Wahl der modelltheoretischen Grundannahmen: So ist es mit dem partiellen Gleichgewichtsmodell POLES möglich, den Energiemarkt betreffende Mechanismen wie den Emissionshandel zu untersuchen und Zertifikatspreise zu bestimmen.

Im Gegensatz dazu können mit dem Optimierungsmodell MERGE, das neben einem makroökonomischen und einem energiewirtschaftlichen Modul auch ein Klimamodul beinhaltet, die Treibhausgaskonzentration und die globale Temperatur in Abhängigkeit verschiedener Rahmenbedingungen modelliert werden. Dennoch zeichnen sich diese Modelle vor allem durch ihren hohen Aggregationsgrad aus, was auf Kosten der Detailinformationen geht.

Änderungen des Emissionsniveaus lassen sich in diesen Modellen nur über Anpassungen der Handelsströme oder Einkommen vornehmen und geben keine Auskunft über die Minderungspotenziale und -kosten einzelner Minderungsmaßnahmen. Ein Vorteil dieser globalen, gesamtwirtschaftlichen

Modelle liegt darin, dass sie den Energiesektor, der für den Großteil der klimawirksamen Emissionen verantwortlich ist, gut aufgelöst abbilden. Dadurch lässt sich die Frage beantworten, wo die Kosten für Klimaschutzmaßnahmen am effektivsten investiert wären.

Zu diesen hoch-aggregierten Modellen zählt auch EPPA, das aber sowohl räumlich-sektoral, als auch stofflich höher aufgelöst modelliert. Allgemeine Gleichgewichtsmodelle wie EPPA haben den großen Vorteil, dass sie sich gut für die Analyse der Zusammenhänge zwischen der Wirtschaft und energieverbrauchenden und emissionsverursachenden Aktivitäten eignen. Sie ermöglichen eine Abschätzung der Klima- und Minderungspolitik auf nationalem und sektoralem Niveau und in ihrem Rahmen können Preis- und Wohlfahrtseffekte abgebildet werden. Wesentliche Schwachstelle dieser Modelle ist ihr Unvermögen, neue Energiequellen und visionäre, technische Entwicklungen detailliert abzubilden. Auch zur Beurteilung spezifischer Minderungsoptionen in den einzelnen Sektoren ist EPPA wenig geeignet.

Im Gegensatz zu den oben genannten Modellen stehen die hoch aufgelösten, sektorspezifischen Modelle wie CAPRI, AROPA GHG oder RAUMIS. Diese auf den Agrarsektor spezialisierten Modelle zeichnen sich durch die detaillierte Abbildung der landwirtschaftlichen Produktionsprozesse in hoher räumlicher Auflösung aus. Es werden alle klimawirksamen Emissionen des Agrarsektors berücksichtigt und spezifische Minderungsmaßnahmen analysiert. Dadurch liefern diese Modelle sehr spezifische Ergebnisse, aber je höher die Auflösung ist, umso schwieriger wird es, allgemeingültige Schlussfolgerungen für den ganzen Sektor bzw. für den Vergleich mit den anderen Wirtschaftssektoren zu ziehen. Inwieweit diese disaggregierten Modelle dazu geeignet sind, die Kosten einzelner Emissionsreduktionsmaßnahmen zu analysieren hängt von der Integration der ökonomischen Parameter ab.

In das Agrarmarktmodell CAPRI sind zum Beispiel keine technologie-spezifischen Vermeidungskosten implementiert und Emissionsänderungen bzw. -minderungen können nur über Anpassungen der Produktionsfunktion vorgenommen und ermittelt werden. In AROPA GHG sind zwar einzelne

Minderungsmaßnahmen und deren Kosten integriert, jedoch können keine Intensitätsänderungen im Produktionsprozess dargestellt werden. Um beispielsweise einen verringerten Stickstoffeinsatz in den pflanzenbaulichen Produktionsbereichen darzustellen, muss in diesem Modell ein Wechsel zu stickstoffextensiveren Kulturen vorgenommen werden.

Das Agrarsektormodell RAUMIS eignet sich vor allem zur detaillierten Abbildung des deutschen Agrarsektors und zur Abschätzung von agrarpolitischen Wirkungen. Den Anteil der deutschen Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Gase kann in RAUMIS zwar dargestellt werden; Spezifische Minderungsmaßnahmen bzw. Vermeidungskosten sind jedoch derzeit nur in vereinfachter Form in dem Optimierungsprozess des Modells integriert. Die Verbesserung in diesem Bereich wird von den Autoren als zukünftiger Entwicklungsbedarf genannt.

Einen Kompromiss zwischen simultaner sektorübergreifender und detailgenauer Analyse bilden die Herangehensweisen von PRIMES / GENESIS und von RAINS / GAINS. Bei ersterem Modellverbund wird durch eine Modell- bzw. Methodenkombination erreicht, dass sowohl auf aggregiertem Niveau verschiedene Sektoren vergleichend untersucht werden können. Daneben können aber auch durch den technologie-basierten Ansatz der GENESIS-Datenbank Detailinformationen zu einzelnen Minderungsmaßnahmen und ihren Kosten in die Untersuchung integriert werden.

Der top-down-Ansatz von PRIMES basiert auf einem Modell, das den Energiesektor im Fokus hat und dementsprechend werden hier vor allem die CO<sub>2</sub>-verursachenden Prozesse im Detail dargestellt. In GENESIS ist eine Vielzahl von Minderungsoptionen gesammelt und deren Vermeidungskosten bestimmt worden. Allerdings sind vor allem diese Kosteninformationen mit hohen Unsicherheiten belastet. Eine weitere Schwachstelle des Modellverbundes ist, dass die Verknüpfung der beiden Ansätze nicht dokumentiert ist.

---

Einen Schritt weiter geht das Modell RAINS bzw. seine Erweiterung GAINS: Dieses *Integrated-Assessment*-Modell verbindet eine umfassende sektorale und räumliche Darstellung mit hoher stofflicher Auflösung. Außerdem werden in keinem anderen der hier untersuchten Modelle derart viele Schadstoffe und Umweltproblembereiche integrativ untersucht. Da es von der Konzeption her kein ökonomisches Modell ist, ist die Abbildung und die Analyse der mikro- und makroökonomischen Aspekte in RAINS / GAINS nur in vereinfachter Form möglich. Schlussfolgerungen bezüglich der wirtschaftlichen Effekte und Wirkungen sind mit diesem Modell daher nur in eingeschränktem Umfang möglich.

## 7 Diskussion und Schlussfolgerungen

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln Minderungsmaßnahmen beschrieben, Methoden bzw. Modelle zur Quantifizierung von Vermeidungskosten vorgestellt und eine Bewertung durchgeführt wurde, sollen nun abschließend die gewonnenen Erkenntnisse diskutiert und Schlussfolgerungen gezogen werden.

### 7.1 Diskussion der Modellergebnisse

Am Beginn dieser Arbeit steht die Forschungsfrage, ob und inwieweit eine Emissionsminderung im Sektor Landwirtschaft effizient und sinnvoll ist. Aufbauend auf die ausführliche Darstellung potenzieller Minderungsmaßnahmen für die Landwirtschaft und für die anderen Wirtschaftssektoren, wurde nach Möglichkeiten gesucht, die Minderungseffizienz einzelner Maßnahmen zu quantifizieren.

Diese Möglichkeit bieten grundsätzlich ökonomisch-ökologische Modelle, wie sie in Kapitel 5 und 6 beschrieben und bewertet wurden. Solche Modelle werden häufig als Instrumente der Politikberatung entwickelt und eingesetzt, wodurch sie einen beträchtlichen Einfluss auf die Klimapolitik erlangt haben.

Im ersten Teil dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass es in allen Sektoren Ansatzstellen für Emissionsreduktionsmaßnahmen gibt. Im Agrarsektor sind das vor allem Maßnahmen im Bereich des Düngermanagements und der Nutzung nachwachsender Rohstoffe und der Biogasnutzung. Sehr vielfältige Minderungsmöglichkeiten gibt es auch im Energiesektor, sowohl auf Seiten der Energieerzeugung, als auch für die Energienutzung. In den anderen Wirtschaftssektoren wurden ebenfalls Minderungsmaßnahmen sondiert, allerdings beschränkt sich der anschließende sektorale Vergleich der Minderungseffizienz auf die Landwirtschaft und den Energiesektor.

Um die Minderungseffizienz einzelner Maßnahmen in den unterschiedlichen Sektoren vergleichen zu können, wurde nach Möglichkeiten gesucht, die Emissionsminderungskosten zu ermitteln. Dafür stehen ökonomisch-

ökologische Modelle als Umweltindikatoren des Klimaschutzes zur Verfügung. Es wurden verschiedene Modellansätze ausgewählt und ausführlich beschrieben. Die Bewertung der ökonomisch-ökologischen Modelle kommt jedoch zu dem Ergebnis, dass kein Modell alle Anforderungen für einen sektoralen Vergleich von Minderungseffizienzen erfüllt. Optimal geeignet zur Beantwortung der eingangs gestellten Frage wäre ein Modell, das

- alle Sektoren, differenziert nach einzelnen Produktionsprozessen umfasst,
- ganz Europa in hoher räumlicher Auflösung abbildet,
- alle Kyoto-Gase und ihre Wechselwirkungen berücksichtigt und
- durch einen technologie-basierten Ansatz die Analyse spezifischer Minderungsmaßnahmen ermöglicht.

Zusätzlich sollte dieses „Optimal-Modell“ die Interaktionen mit anderen Umweltzielen behandeln und sowohl für mikro-, als auch für makroökonomische Analysen geeignet sein. Ein solches Modell konnte bisher nicht realisiert werden, da vor allem die Qualität der notwendigen Inputdaten und deren Verfügbarkeit unzureichend und die interdisziplinäre Wissensverknüpfung sehr aufwendig ist. Außerdem würde die resultierende Komplexität eines solchen Modells an die Grenzen der zur Verfügung stehenden Rechnerleistungen stoßen.

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Modelle kommen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen bei der Analyse von Klimaschutzmaßnahmen (vgl. hierzu Kapitel 5.3.1):

- Beispielsweise wurden zur Erreichung des Kyoto-Zieles unter Berücksichtigung des Emissionshandels CO<sub>2</sub>-Steuersätze von 1 bis 17 €/ t CO<sub>2</sub>-äqu. für Europa ermittelt.
- Ohne die Option des Emissionshandels liegen die Kosten zur Erreichung des Kyoto-Ziels in Europa zwischen 23 und 63 €/ t CO<sub>2</sub>-äqu.

- Die länderspezifische Kosten zur Erreichung der im Kyoto-Protokoll eingegangenen Verpflichtungen liegen für Deutschland zwischen 19 und 28 €/t CO<sub>2</sub>-äqu.
- Außerdem wird festgestellt, dass diese Kosten bei Berücksichtigung aller Kyoto-Gase und mit der Bedingung einer zeitlichen und räumlichen Flexibilität der Investitionen signifikant gesenkt werden können.
- Für Emissionsminderung im Agrarsektor werden marginale Vermeidungskosten von -282 bis +143 €/t CO<sub>2</sub>-äqu. ermittelt.
- Bei der Untersuchung einzelner Gase wurde festgestellt, dass sektorübergreifend eine CH<sub>4</sub>-Minderung von 100 Millionen t CO<sub>2</sub>-äqu. zu Kosten unter 50 €/t CO<sub>2</sub>-äqu. erreicht werden kann und eine N<sub>2</sub>O-Minderung von 94 Millionen t ist mit Kosten von weniger als 1 €/t CO<sub>2</sub>-äqu. möglich.

Diese exemplarischen Ergebnisse bringen zum Ausdruck, dass die Modelle sehr unterschiedliche Antworten auf die Frage nach effizientem Klimaschutz geben. Auch für den Agrarsektor gibt es keine einheitlichen Ergebnisse über sein Minderungspotenzial: Zwar lässt sich feststellen, dass in der Literatur weitgehend darüber Einigkeit herrscht, welche der potenziellen Minderungsmaßnahmen besonders effizient sind: nämlich Maßnahmen zur Reduzierung der Methanemissionen aus der Tierhaltung und der Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden.

Anhand der Modelle kommen die Autoren aber auch zu widersprüchlichen Aussagen darüber, ob grundsätzlich CH<sub>4</sub>- oder N<sub>2</sub>O-Minderungsmaßnahmen kosteneffizienter seien (vgl. Kapitel 5.2, DE CARA et al., 2004 und Kapitel 5.3.2, HENDRIKS et al, 1998). Die Unterschiede sind auch hier auf die Annahmen in den Referenzszenarien zurückzuführen: DE CARA et al. (2004) lassen beispielsweise in AROPA GHG Aufforstungsmaßnahmen auf Stilllegungsflächen als Minderungsmaßnahme zu, was eine kostengünstige Emissionsreduktion für Marktfruchtbetriebe darstellt; diese Option ist in anderen Modellen jedoch nicht vorgesehen (z.B. CAPRI, RAUMIS). Dagegen sind z.B. in PRIMES / GENESIS vor allem CH<sub>4</sub>-Minderungsmaßnahmen implementiert, was zu einem relativ besseren Abschneiden dieser Maßnahmen führt.

---

Anhand der untersuchten Modelle kann keine abschließende Aussage darüber getroffen werden, wann, wo und wie Emissionsminderungsmaßnahmen am effizientesten eingesetzt wären. Keines der Modelle ist für eine ganzheitliche Bewertung und sektorübergreifenden Vergleich der Minderungseffizienz geeignet.

Entweder stellen die Modelle zwar mehrere Sektoren gleichzeitig dar, bilden aber auf einem hoch-aggregierten Niveau keine einzelnen Minderungsmaßnahmen ab. Oder sie stellen einen Sektor sehr detailliert dar, eignen sich aber nicht für einen sektorübergreifenden Vergleich, da die Modellannahmen dieser technologie-basierten Ansätze nicht auf anderen Sektoren bzw. andere Untersuchungsregionen übertragbar sind.

Bei allen Modellansätzen konnte festgestellt werden, dass die Bestimmung der Vermeidungskosten mit hohen Unsicherheiten verbunden ist. Aufgrund der Unterschiede und Unsicherheiten ist es sehr schwierig, technikspezifische Vermeidungskosten verschiedener Studien direkt miteinander zu vergleichen. Daher ist die Frage nach den Vor- und Nachteilen von Emissionsminderungsmaßnahmen im Agrarsektor im Vergleich zu den anderen Sektoren nicht ohne weiteres zu beantworten.

Im Folgenden werden jene Modellcharakteristika analysiert und in einem größeren Zusammenhang diskutiert, welche bei der Modellentwicklung und -formulierung eine wichtige Rolle spielen und letztendlich die Eignung und Vergleichbarkeit der Modelle bestimmen. Darauf aufbauend soll der zukünftige Forschungsbedarf formuliert werden.

## **7.2 Diskussion der Modellcharakteristika**

Bei der oft kontrovers geführten Diskussion um die Ergebnisse ökonomisch-ökologischer Modelle und ihre Aussagekraft stehen meist einzelne Parameter wie z.B. die Höhe der gewählten Diskontierungsrate oder die Berücksichtigung des technischen Fortschritts im Vordergrund. Außerdem werden Modelle oft als nutzlos abgeurteilt, weil sie zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommen.

Das Gegenteil ist richtig: Gerade durch den Vergleich verschiedener Modellansätze und -ergebnisse erhält man zusätzliche Informationen über die Beziehungen einzelner Faktoren zueinander und über zugrunde liegende Modellannahmen.

Grundsätzlich können unterschiedliche Modellergebnisse auf vier Einflussfaktoren zurückgeführt werden:

- Differierende Annahmen über endogene Prozesse und deren Interaktionen, welche unterschiedliche Modellstrukturen zur Folge haben.
- Unterschiede in den zugrunde liegenden Annahmen über exogene Prozesse und daraus resultierend unterschiedliche Input-Parameter.
- Unterschiede in der Bewertung einzelner Variablen, wie z.B. die Höhe der Diskontierungsrate.
- Unterschiedliche Ansätze zur Vereinfachung der Modellstruktur, die zur rechnerischen „Lösbarkeit“ des Modells nötig sind.

Die Abbildung der endogenen Prozesse in einem Modell wird durch die Art des Modellansatzes und der dadurch bedingten Modellstruktur wiedergegeben. Unterschiede in der Modellstruktur werden beispielsweise anhand von Optimierungs-, oder Gleichgewichtsmodellen deutlich. Erstere betrachten Kapital, Arbeit und Energie als Inputfaktoren in den Produktionsprozess und streben danach, Konsum bzw. Investitionen zu maximieren. Die Optimierung ergibt sich also als aggregierter, gewichteter Nutzen der modellierten Regionen. Der Vorteil dieser Modelle liegt in ihrer relativen Einfachheit und geringen Komplexität. In dieser Einfachheit liegt aber gleichzeitig auch die Schwachstelle dieses Modelltyps begründet: es ist nicht möglich, Änderungen z.B. der Energienachfrage oder Produktsubstitutionen im Optimierungsprozess zu berücksichtigen.

Eine andere Modellstruktur haben Gleichgewichtsmodelle: Ihnen liegt das mikro-ökonomische bzw. neo-klassische Paradigma des Gleichgewichts des Marktes zugrunde. Danach werden auf einem Markt mit unterschiedlichem Aggregationsgrad verschiedene Güter gehandelt. Angebot und Nachfrage

ergeben sich durch die Nutzen-maximierenden Konsumenten und die Profit-maximierenden Unternehmen. Die „Lösung“ des Modells erfolgt über die Bestimmung der „markt-klärenden“ Preise. Je nach Größe des untersuchten Ausschnitts der Wirklichkeit erhält man partielle oder allgemeine Gleichgewichtsmodelle (ein einzelner Sektors bzw. Markt oder mehrere / alle Sektoren). Der Vorteil von Gleichgewichtsmodellen liegt in der detaillierten Abbildung des Marktes bzw. der Wirtschaft; diese Detailliertheit bedingt aber auch die sehr hohe Komplexität dieses Modelltyps.

Ein zweites wesentliches Unterscheidungsmerkmal von Modellen sind die Annahmen über exogene Prozesse und daraus resultierende, unterschiedliche Inputfaktoren. Diese exogenen Prozesse betreffen z.B. die wirtschaftliche Entwicklung und das Bevölkerungswachstum, die Prognosen über die Klimaentwicklung oder die Annahmen über den technischen Fortschritt. Über die Integration dieser Parameter in das Modellsystem und die Definition der Referenzsituation ergibt sich die Unterscheidung in **einzel- und volkswirtschaftlich orientierte Ansätze**.

Bei ersteren stehen betriebswirtschaftliche Kalküle im Vordergrund. Hierbei wird in der Regel davon ausgegangen, dass nur dann in eine Technik investiert wird, wenn sich diese innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums amortisiert. Daher wird bei der Berechnung der Vermeidungskosten nach einzelwirtschaftlicher Betrachtungsweise ein relativ hoher Zinssatz (z.B. 10-12%) bei einem kurzen Amortisierungszeitraum zugrunde gelegt. Zudem erfolgt bei dieser Betrachtungsweise vorwiegend ein Vergleich von verschiedenen Einzeltechniken, während bei einer volkswirtschaftlich orientierten Vorgehensweise teilweise auch komplexe Techniksysteme betrachtet werden. Bei einer volkswirtschaftlich orientierten Betrachtungsweise wird eher von einem langen Zeithorizont und einem niedrigen Zinssatz (z.B. 4-5%) ausgegangen.

Die Höhe der Diskontierungsrate ist bei den hier analysierten und bewerteten Modellen nur zum Teil ausgewiesen: In PRIMES wird eine sektorspezifische Diskontierungsrate von 8 bis 17,5% verwendet und in der GENESIS-Datenbank wird ein durchschnittlicher Zinssatz von 4% gewählt.

STEPHAN und MÜLLER-FÜRSTENBERGER (2000) unterscheiden im Zusammenhang mit der Diskontierungsrate zwei Perspektiven, aus denen das Klimaproblem betrachtet werden kann:

Im ersten Fall wird das Klimaproblem in den Rahmen dezentraler Marktwirtschaften gestellt. Dabei werden Minderungsoptionen mit Kosten-Nutzen-Analysen identifiziert und Marktzinssätze werden benutzt, um sowohl physische Investitionen als auch Investitionen in Umweltkapital zu prüfen und zu vergleichen. Ein alternativer Ansatz stellt die Klimaproblematik mehr in den Bezug zu Fragen der intergenerationellen Fairness und Gerechtigkeit. Hierfür werden Diskontierungsraten deutlich unter den Markt-Zinssätzen gefordert.

Um der Langfristigkeit der Klimaproblematik Rechnung zu tragen, müssen die zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftretenden Kosten vergleichbar gemacht werden. Dies erfolgt über die (Ab- und Auf-)Diskontierung auf einen festen Zeitpunkt. Vereinfachend wird häufig von den Bedingungen eines vollkommenen Kapitalmarktes ausgegangen und der reale Kapitalzins für langfristige Anlagepapiere als Diskontrate verwendet. Diese Vorgehensweise ist jedoch umstritten, denn es ist fraglich, inwieweit der heutige Marktzins, der durch die Präferenzen der gegenwärtig lebenden Wirtschaftssubjekte bestimmt wird, dem Postulat einer nachhaltigen Entwicklung Rechnung trägt.

Die Diskontrate ist ein Indikator für die Präferenzen der gegenwärtigen Generationen über die erwünschte Verteilung von Konsummöglichkeiten bzw. den Kosten des Klimaschutzes zwischen den Generationen. Je höher die Diskontrate, desto stärker werden die Kosten von heutigen Klimaschutzmaßnahmen im Vergleich zu den Kosten zukünftiger Maßnahmen bewertet. Für die Wahl der Höhe der Diskontierungsrate gibt es keine gesicherte, theoretische Basis (VAN DER BERGH, 2004). Begreift man eine Gesellschaft als das Gegenteil eines Individuums, so ist sie kontinuierlich und „unsterblich“, da sich die Generationen überlappen (HARWARTH, 1998). Daraus folgt, dass eine Gesellschaft keine begrenzte Lebenszeit hat und deshalb auch keine Zeitpräferenz – welche aber die Grundlage der Diskontierung darstellt.

Abgesehen von diesen grundsätzlichen Fragen der Diskontierung wird festgestellt, dass egal welche Rate gewählt wird, diese auf jeden Fall dokumentiert sein muss, um verschiedene Modellansätze miteinander vergleichen zu können.

Ein anderer Themenkomplex, der bei der Diskussion um die Effizienz von Emissionsminderungsmaßnahmen eine große Rolle spielt, ist die Bestimmung der spezifischen Vermeidungskosten. Die Reduktion eines Problems auf einzelne wenige Kenngrößen ist ein angestrebtes und wünschenswertes Ziel, da dies politischen Entscheidungsträgern unterstützend entgegen kommt. Allerdings scheitert ein solches Vorhaben in aller Regel an der Komplexität des Problems. Dies gilt in besonderem Maß für das Klimaproblem und die Bestimmung von Klimaschutzkosten.

Ökologisch-ökonomische Untersuchungen, welche **spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten** für bestimmte Sektoren, Länder oder Schadstoffe ermitteln, werden im politischen Prozess als Entscheidungshilfe herangezogen. Dabei bestechen die relative Einfachheit der aggregierten Werte und die leichte Interpretierbarkeit der monetären Ergebnisse. Wichtigen Einfluss auf die Höhe der spezifischen Vermeidungskosten hat die Definition der einzelnen Kostenelemente, wie z.B. die Höhe der Investition für die Errichtung und die angenommene Auslastung eines Kraftwerks. Da einzelne Techniken unterschiedliche technische Lebensdauern aufweisen, muss ein einheitlicher Betrachtungszeitraum zugrunde gelegt werden, um die Referenz- und Alternativsituation vergleichen zu können. Die Angabe spezifischer CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten als alleiniges Bewertungsmerkmal kann keine ausreichend robuste Entscheidungshilfe darstellen, wie auch MARKEWITZ und VÖGELE (2004) ausführen. Der Vergleich spezifischer Vermeidungskosten unterschiedlicher Autoren ist wenig zielführend, da in den meisten Fällen die Annahmen nicht verifizierbar sind und somit die notwendige Transparenz nicht gegeben ist.

Zur Abschätzung der Minderungseffizienz werden in den meisten Modellen **Grenzkostenkurven** verwendet. Diese stellen einen Zusammenhang zwischen

der Reduktion eines Schadstoffs - hier Treibhausgas - und den Kosten seiner Minderung her. Kostenkurven sind relativ einfach zu erstellen und zu interpretieren. Ein entscheidender Nachteil bei der Verwendung exogener Vermeidungskostenkurven ist allerdings, dass sie die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Treibhausgasen nicht berücksichtigen. Ein anderer Nachteil von marginalen Kostenkurven entsteht bei der Wohlfahrtsanalyse: Die Kosten, die bei Kostenkurven als Fläche unter der Kurve ermittelt werden, sind nicht konsistent mit den Kosten, die in allgemeinen Gleichgewichtsmodellen verwendet werden (HYMAN et al., 2002). Allgemein sind die Unterschiede in den marginalen Kostenkurven verschiedener Modelle auf zwei Aspekte zurückzuführen:

- Unterschiede in den Emissionsprognosen, die als Referenz verwendet werden.
- Unterschiedliche Minderungsmaßnahmen, welche in dem Modell berücksichtigt sind.

Im Detail hat sich gezeigt, dass die Kostenbestimmung für spezifische Minderungsmaßnahmen mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Alle in der vorliegenden Arbeit untersuchten Modelle stützen sich bei der Bestimmung der landwirtschaftlichen Vermeidungskosten auf einige wenige Untersuchungen zu diesem Thema. Wie in Kapitel 6 ausführlich dargestellt, können die verwendeten Kosten nur als sehr grobe Schätzungen verstanden werden und die Übertragbarkeit der Kosteninformationen auf die unterschiedlichen Modellbedingungen ist unzureichend. Außerdem wird bei der Auswahl der Minderungsmaßnahmen in den meisten Studien nur das direkte Minderungspotenzial berücksichtigt und diverse Nebeneffekte werden bei der Bestimmung des Minderungspotenzials vernachlässigt. Ein weiterer Nachteil von Minderungskostenkurven ist, dass die Vermeidungskosten nicht auf die regionalen, betriebs-spezifischen Produktionsbedingungen angepasst werden und daher die Variabilität des Agrarsektors nicht berücksichtigen.

---

Ein sektoraler Vergleich der Minderungseffizienz im Agrarsektor mit der Minderungseffizienz im Energiesektor wird auch aufgrund großer Unsicherheiten für nicht sinnvoll gehalten.

Ein wichtiger Aspekt bei der Beurteilung von Modellen ist die Berücksichtigung ihrer **Unsicherheiten**. Grundsätzlich lassen sich bei der Modellierung zwei Arten von Unsicherheiten unterscheiden: Die parametrische Unsicherheit, aufgrund unvollständigen Wissens, und die stochastische Unsicherheit, aufgrund der Variabilität natürlicher Prozesse. Im Fall des Klimawandels treten sowohl parametrische, als auch stochastische Unsicherheiten in hohem Maß auf. Die oben diskutierten Unsicherheiten in den zugrunde liegenden Kostenannahmen zählen dabei zu den parametrischen. Die Abschätzung der zu erwartende Klimaänderung als Vergleichsreferenz für die Beurteilung von Minderungspotenzialen ist dagegen einer hohen stochastischen Unsicherheit unterworfen. Das liegt an der Komplexität natürlicher Prozesse im Allgemeinen und des globalen Klimas im Speziellen.

Im Fall von ökonomisch-ökologischen Modellen zur Evaluation oder Prognose von Klimapolitik bestehen derart große Unsicherheiten, dass z.B. VAN DEN BERGH (2004) zu dem Schluss kommt, dass quantitative Analysen aufgrund der fehlenden Datenbasis nicht unbedingt aussagekräftiger als qualitative Untersuchungen sind. Als Daten- bzw. Informationslücken nennt VAN DEN BERGH (2004) insbesondere die Unsicherheiten von Ursache-Wirkungs-Ketten, die Unvollständigkeit bei der Abschätzung der zu erwartenden Klimaänderung bezüglich extremer und irreversibler Wetter- und Klimaereignisse sowie Monetarisierungs- und Diskontierungsprobleme.

Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung fordert eine Berücksichtigung von drei Dimensionen (Ökonomie, Ökologie, Soziales) bei der Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen. Werden ökonomisch-ökologische Modelle als Umweltindikatoren zur Beurteilung von Klimaschutzstrategien herangezogen, so zeigt sich, dass die dritte Dimension - die soziale Verträglichkeit - bei keinem der untersuchten Modelle ausreichend berücksichtigt wird. Beispielsweise können Einkommens- oder Gesundheitseffekte sowie die

Wirkungen von Maßnahmen auf die regionale wirtschaftliche Entwicklung mit den hier analysierten Modellen nicht hinreichend abgeschätzt werden.

Ein anderer Aspekt bei der Bewertung von ökonomisch-ökologischen Modellen ist ihre allgemeine Aussagekraft und Nachvollziehbarkeit. Die enorme Komplexität und die teilweise schlechte Transparenz der Modelle machen sie schwer verständlich und für den Nicht-Fachmann kaum durchdringbar. Umso schwieriger ist die Prüfung der Modellergebnisse und umso vorsichtiger muss bei der Interpretation der Ergebnisse vorgegangen werden.

### **7.3 Diskussion der Methode und des Bewertungsansatzes**

In diesem Kapitel soll die gewählte Methode hinterfragt und ihre Eignung zur Beantwortung der eingangs formulierten Frage geprüft werden.

Die Intention der vorliegenden Arbeit ist es, kein weiteres Modell zur Quantifizierung der Vermeidungskosten von Klimaschutzmaßnahmen zu entwickeln, sondern anhand bestehender Modelle die Rolle und den Beitrag des Agrarsektors an der Reduktion klimarelevanter Emissionen zu prüfen.

Die Recherche zu Minderungsmaßnahmen hat ergeben, dass es sowohl für den Agrar-, als auch für die anderen Wirtschaftssektoren eine Vielzahl potenzieller Maßnahmen zur Reduktion klimarelevanter Emissionen gibt. Diese sind in einer großen Auswahl internationaler Literatur dokumentiert.

Die Quantifizierung der Vermeidungskosten und damit die Bestimmung der Minderungseffizienz erwiesen sich im Gegensatz dazu als schwierigeres Vorhaben. Zwar hat die Vorab Recherche ergeben, dass auch dazu eine Vielzahl ökonomisch-ökologischer Modelle zur Verfügung steht. Die detaillierte Untersuchung zeigte jedoch, dass wenige Modelle allen Kriterien des Bewertungskatalogs entsprechen. Daher wurde eine relativ breite Auswahl unterschiedlicher Modelle in den Vergleich und in die Bewertung miteinbezogen, um die ganze Bandbreite und die vielfältigen Unterschiede der Herangehensweise darzustellen.

Diese Vielfaltigkeit der untersuchten Modelle bedingt aber auch, dass nicht alle Bewertungskriterien auf alle Modelle angewendet werden konnten, obwohl bei der Wahl der Kriterien versucht wurde, eine möglichst umfassende Bewertung zu erzielen.

Bei der Bewertung der einzelnen Modelleigenschaften hat sich gezeigt, dass abhängig von der verfügbaren Dokumentation einzelne Aspekte leichter zu beurteilen waren (z.B. sektorale und räumliche Auflösung), wohingegen andere Charakteristika schlecht dokumentiert und damit ungenügend bewertet werden konnten (z.B. Spezifikation der ökonomischen Parameter). Die Beurteilung der formalen Kriterien wie die Modellreputation und die Verbreitung der Modelle in der Praxis geben Einschätzungen wieder, die auf der verfügbaren Literatur basieren und das Ergebnis von Expertendiskussionen sind.

Das Bewertungssystem ist trotz der Punktevergabe ein qualitativer Ansatz, der keine numerische Scheingenaugigkeit erzeugen will. Es handelt sich dabei um eine möglichst einfache und transparente Vorgehensweise, die durch die graphische Ergebnisdarstellung wiedergegeben wird.

#### **7.4 Schlussfolgerungen und Ausblick**

Von den derzeit zur Verfügung stehenden ökologisch-ökonomischen Modellen erfüllt keines alle Anforderungen, die für eine ganzheitliche Beurteilung von Klimaschutzstrategien betrachtet werden sollten. Dennoch ist es beeindruckend, wie viele und weitentwickelte Ansätze es zu dieser Thematik gibt. Der Vergleich der Modelle lässt eine umfassende Beurteilung der Einzelergebnisse und Modellaussagen zu. Trotz der hohen Unsicherheiten, die verlässlichen Quantifizierungsversuchen im Weg stehen, liegt in den entscheidenden Punkten Übereinstimmung vor.

Die hier durchgeführte Analyse kommt zu dem Schluss, dass *Integrated-Assessment*-Modelle wie RAINS / GAINS nach aktuellem Stand des Wissens den Ansprüchen einer umfassenden Beurteilung von Klimapolitik am besten

gerecht werden. RAINS / GAINS vereint sowohl hohe sektorale und räumliche, als auch stoffliche Auflösung und berücksichtigt außerdem die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Umweltzielen. Es zeichnet sich durch eine sehr gute Dokumentation aus und genießt eine hohe Reputation. Als Schwachstelle wurde allerdings die relativ einfache, ökonomische Abbildung bzw. die Nicht-Berücksichtigung von makro-ökonomischen Aspekten identifiziert. Eine wesentliche Weiterentwicklung dieses Modellansatzes wäre die Integration von standortabhängigen Variablen zur besseren Abschätzung der lokalen Emissionssituation und daran anschließend die Formulierung standortangepasster Minderungsoptionen.

Ähnlich positiv kann die Modellkombination PRIMES / GENESIS bewertet werden; allerdings ist die Methode der Modellverknüpfung, die so genannte Meta-Analyse, nicht näher dokumentiert und damit nicht nachvollziehbar.

Die anderen untersuchten Modelle, sowohl die aggregierten, als auch die disaggregierten sind jedes für sich ein interessanter Ansatz, der sich aber eher für die Beantwortung spezifischer Fragen eignet, und weniger für einen Vergleich über sektorale Grenzen hinweg. Die Ergebnisse der einzelnen Modelle lassen sich wegen der oben genannten Gründe nicht direkt miteinander vergleichen.

Eine Alternative zu einem „Groß“-Modell, das alle Aspekte in sich vereint, wäre die Entwicklung von sektorspezifischen Modellen, welche aber alle die exakt gleichen exogenen und endogenen Modellannahmen zugrunde legen. Denn nur bei Verwendung derselben Rahmenbedingungen und Referenzannahmen ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse möglich. Ein solches Vorhaben könnte durch den interdisziplinären Zusammenschluss mehrerer Forschungsgruppen verwirklicht werden, denn durch die sektorspezifische Expertise der einzelnen Gruppen könnten Ungenauigkeiten in einzelnen Sektoren verhindert werden.

Es konnte gezeigt werden, dass es im Agrarsektor kostengünstige Möglichkeiten zur Reduktion von Treibhausgasemissionen gibt. Auch wenn der Beitrag zur Gesamtemission begrenzt ist, muss jede Möglichkeit genutzt

werden, kostengünstige Reduktionen zu verwirklichen. In der Landwirtschaft liegen diese insbesondere in der Verringerung von Methan aus der Viehhaltung, und der Reduzierung von Lachgas-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Durch eine entsprechende Anpassung der Agrarpolitik kann dieses Minderungspotenzial der europäischen Landwirtschaft zur Zielerreichung der eingegangenen Reduktionsverpflichtungen realisiert werden.

Da die erste Kyoto-Berichtsfrist in wenigen Jahren erreicht sein wird, ohne dass entscheidende Fortschritte bei der Emissionsreduktion bzw. der Umsetzung konkreter Minderungsmaßnahmen erlangt wurden, ist die weiterführende Forschung in diesem Bereich umso notwendiger. Es werden noch größere Anstrengungen als bisher notwendig sein, das Phänomen des Klimawandels zu verstehen und wirksame Maßnahmen gegen seine negativen Auswirkungen durchzusetzen.

## 8 Zusammenfassung / Summary

### **Zusammenfassung**

Die Landwirtschaft in Europa ist wesentlich an der Emission klimarelevanter Gase beteiligt. Methan-, Lachgas- und Kohlendioxidemissionen aus dem Agrarsektor haben einen Anteil von rund 10% an den gesamten Treibhausgasemissionen in Europa. Es stellt sich die Frage, welchen Beitrag die Landwirtschaft zur Erreichung der europäischen Verpflichtungen zur Emissionsreduktion leisten kann und muss.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Möglichkeiten und Bedingungen der Treibhausgasreduzierung im Agrarsektor zu untersuchen und die Minderungseffizienz mit jener anderer Wirtschaftssektoren zu vergleichen. Es soll die Frage beantwortet werden, inwieweit es sinnvoll und effizient ist, Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft zu mindern.

Eine ausführliche Sichtung der Literatur hat gezeigt, dass es sowohl für die Landwirtschaft, als auch die anderen Sektoren viele Ansatzstellen zur Emissionsminderung klimarelevanter Gase gibt. Um die Effizienz dieser Minderungsmaßnahmen abschätzen zu können, ist die Bewertung der Vermeidungskosten verschiedener Minderungsstrategien notwendig. Zur Quantifizierung dieser Kosten werden ökonomisch-ökologische Modelle verwendet, die vor allem zur Politikberatung und -analyse entwickelt wurden. Ein erster Vergleich dieser Modelle zeigt, dass diese sehr unterschiedliche Emissionsvermeidungskosten ermitteln.

Deswegen wurde eine detaillierte Analyse der ausgewählten Modelle durchgeführt, um die Ergebnisse zu relativieren und zu bewerten. Der dafür entwickelte Bewertungsansatz betrachtet dabei nicht nur die ökonomische Minimalkostenforderung, sondern bezieht auch sozialpolitische und andere Umweltaspekte in die Bewertung von Klimaschutzstrategien mit ein.

Die Bewertung orientiert sich an dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung, wie es von der Europäischen Gemeinschaft für die Formulierung zukunftsfähiger

Umwelt- und Agrarpolitik gefordert wird. Die Umsetzung und Operationalisierung dieses Leitbildes in einen Bewertungsrahmen folgt dem „*driving force-state-response*“-Ansatz der OECD für Umweltindikatorensysteme, um eine Berücksichtigung der relevanten Bewertungskategorien zu gewährleisten. Nach diesem Ansatz können ökonomisch-ökologische Modelle als Umweltindikatoren zur Abschätzung von Klimaschutzmaßnahmen dienen.

Die vergleichende Modellbewertung kommt zu dem Ergebnis, dass es derzeit kein Modell gibt, das allen Anforderungen eines Umweltindikators für die Klimapolitik gerecht wird. Hierfür wurde eine Auswahl repräsentativer Modelle detailliert beschrieben und bewertet.

Unterschieden wurde zwischen hoch-aggregierten Modellen, welche auf globalem Niveau die Weltwirtschaft und ihre Auswirkungen auf das Klima abbilden und disaggregierten Modellen, die sich auf einen Sektor und/oder eine Region beschränken. Dabei handelt es sich entweder um allgemeine und partielle Gleichgewichtsmodelle, welche auf der neo-klassischen Theorie des vollkommenen Marktes basieren. Oder um Optimierungsmodelle, die über eine (regional gewichtete) Gewinn- bzw. Nutzenmaximierung gelöst werden.

Die folgenden Modelle wurden in der vorliegenden Arbeit einer detaillierten Untersuchung unterzogen:

- POLES,
- MERGE,
- EPPA-EU,
- PRIMES / GENESIS,
- RAINS / GAINS,
- CAPRI,
- AROPA GHG und
- RAUMIS.

Ein wesentliches Unterscheidungskriterium der untersuchten Modelle ist die sektorale und stoffliche Auflösung. Weit verbreitet sind die Energiewirtschafts- und Energiesystemmodelle, welche zwar die wichtigsten Wirtschaftssektoren

abbilden, aber nur energiebedingte CO<sub>2</sub>-Emissionen berücksichtigen. Diese Modelle liefern zwar wichtige Informationen über jenen Sektor, welcher für den Großteil der klimarelevanten Emissionen verantwortlich ist. Sie vernachlässigen aber die anderen Kyoto-Gase, und damit die Möglichkeiten, welche eine integrierte Emissionsreduktion hat. Die Aussagen, die mit solchen Modellen über die Minderungsmöglichkeiten im Agrarsektor getroffen werden, greifen zu kurz, da sie die Relevanz der Nicht-CO<sub>2</sub>-Emissionen und ihren Beitrag zur Emissionsreduktion vernachlässigen.

Als zweiter Schwerpunkt neben den Energie-Modellen wurden agrarsektorale Modelle analysiert und der Bewertung unterzogen. Diese bilden die landwirtschaftliche Produktion in zum Teil sehr hoher Auflösung ab und ermitteln spezifische Vermeidungskosten einzelner Minderungsmaßnahmen. Außerdem gibt es Ansätze, die Wechselwirkungen und Effekte einer simultanen Emissionsminderung mehrerer Gase ermitteln. Dennoch bleibt das Problem bestehen, dass die spezifischen Vermeidungskosten, die mit diesen sektoralen Modellen errechnet werden, nicht mit den Ergebnissen anderer (sektoraler) Modelle vergleichbar sind. Dafür verantwortlich sind die unterschiedlichen Modellannahmen und die spezifischen Rahmenbedingungen.

Ein Ansatz zur Lösung dieses Problems sind jene Modelle, die sowohl *top-down*-, als auch *bottom-up*- Elemente integrativ in einem Modell verbinden. Das bedeutet, dass sowohl mehrere Sektoren und Länder gleichzeitig modelliert werden, aber auch Detailinformationen über einzelne Schadstoffe und deren Minderungsmöglichkeiten berücksichtigt werden. Dadurch wird einerseits der sektorale Vergleich ermöglicht, aber auch die sektor-spezifische Detailgenauigkeit bei der Bestimmung der Vermeidungskosten gewährleistet.

Am weitesten fortgeschritten ist diese Vorgehensweise in Form der *Integrated-Assessment*-Modelle. Dieser Modellansatz verfolgt das Ziel, möglichst umfassend alle mit einem Umweltproblem in Zusammenhang stehende Effekte und seine Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen abzubilden. Diese sehr komplexen Modellsysteme sind derzeit am ehesten geeignet, die Frage nach der besten räumlichen, zeitlichen und stofflichen Verteilung von Klima-

schutzmaßnahmen bzw. -investitionen zu beantworten. Natürlich ist auch die Aussagekraft dieser Modelle von den zur Verfügung stehenden Daten und Annahmen abhängig. Sie kommen unter anderem zu dem Ergebnis, dass die Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Treibhausgase bei einem ganzheitlichen Minderungsansatz zu einer signifikanten Kostensenkung beitragen kann. Aber nur durch eine entsprechende Anpassung der Agrarpolitik kann dieses Minderungspotenzial der europäischen Landwirtschaft zur Zielerreichung der eingegangenen Reduktionsverpflichtungen realisiert werden.

## **Summary**

Agriculture in Europe is responsible for a considerable fraction of greenhouse gas emissions. Methane, nitrous oxide and carbon dioxide emissions from agricultural sources account for about 10% of the total European greenhouse gas emissions. The contribution that agriculture can and should make to the achievement of the agreed European goals for emission reductions has to be assessed.

The aim of this study is to analyse the possibilities and conditions for greenhouse gas mitigation in the agricultural sector in comparison to other economic sectors. It addresses the question of how meaningful and efficient it is to reduce greenhouse gas emissions from farming.

An extensive review of the literature showed that various measures for emissions reductions are available for agriculture as well as for the other sectors. In order to assess the efficiency of these mitigation measures, a quantification of abatement costs is necessary. For this purpose, economic-ecological models were chosen which were developed mostly for political advice and analysis. A first comparison of these models made clear that these produce very differing results on abatement costs and mitigation efficiency.

A detailed analysis and assessment of the chosen models was carried out in order to evaluate the model results. The assessment framework designed for this purpose not only considers the economic requirement for minimal costs but also includes social and other environmental aspects in the evaluation of mitigation strategies. The assessment is based on the overall concept of sustainable development, which is stipulated by the European Community for the definition of future agricultural and environmental policies. The operationalisation of this concept follows the “*driving force-state-response*” approach of the OECD for environmental indicator systems in order to ensure the consideration of all relevant assessment categories. According to the OECD-approach, economic-ecological models are appropriate to serve as environmental indicators for the assessment of climate protection measures.

---

The comparative assessment of model results arrives at the conclusion that there is presently no model available that satisfies all the requirements demanded of an environmental indicator for climate policy. For this comparison of models, a selection of representative models was described and analysed in detail. The following models were chosen for the detailed analysis and assessment:

- POLES,
- MERGE,
- EPPA-EU,
- PRIMES / GENESIS,
- RAINS / GAINS,
- CAPRI,
- AROPA GHG and
- RAUMIS.

They were differentiated between highly aggregated models which represent the global economy with its impacts on the climate system and, in contrast, disaggregated models which focus on a single sector and/or region. Two categories of model structures were observed: general and partial equilibrium models based on the neo-classical economic theory of perfect markets and, on the other hand, optimisation models which were solved by the maximisation of (regionally weighted) profit and benefit.

An important feature which distinguishes between the models is the sectoral and material resolution. Aggregated energy models are commonly used, most of which not only reproduce the energy sector, but also the other sectors. However, they only account for energy-related CO<sub>2</sub> emissions. These models provide important information on the most relevant emitting sector (energy) and the most important greenhouse gas (CO<sub>2</sub>), but they neglect the presence of the other Kyoto-gases and the possibilities of an integrated approach for emission reductions. The results of assessments of mitigation potential in the agricultural sector using energy models are incomplete because the relevance of non-CO<sub>2</sub> emissions and their possible contribution to overall emission reductions are disregarded.

As a second focus alongside the aggregated and energy models, models of the agricultural sector were analysed and assessed. These models describe the agricultural production process with a high degree of resolution and determine specific mitigation costs of single measures and options. Additionally, some of these models assess the interactions and effects of simultaneously reducing emissions of different greenhouse gases. However, the problem still exists that results from models of different sectors are not comparable with one another. The main reasons for this are the varying model assumptions and the specific conditions.

A method to resolve this dilemma is provided by the models that integrate *top-down* and *bottom-up* elements in one model framework. This means that several sectors and countries are simultaneously modelled (*top-down*) but detailed information on specific gases and mitigation options is integrated as well (*bottom-up*). Using this procedure, the comparison of different sectors is possible and sector-specific accuracy in the definition of abatement costs, for instance, is also achieved.

This procedure is most advanced in the case of integrated assessment models. The integrated assessment approach aims to account for as many aspects as possible of one environmental problem as well as for all its interactions and impacts on other environmental goals. At present, these very complex model systems are most readily applicable to find solutions for the optimal spatial, temporal and material allocation of mitigation measures and investment. The significance of these model results is, of course, also dependent on the available database and on the assumptions made.

These models come to the conclusion, among other things, that the integration of agricultural greenhouse gas emissions into a holistic mitigation approach may provide a significant reduction in mitigation costs. Despite the high level of uncertainties regarding the model results, it can be concluded that the agricultural sector should definitely contribute to achieving the agreed emission reductions.

## 9 Literatur

- AEAT (1998): Options to Reduce Methane Emissions (Final Report). AEA Technology Report AEAT-3733, Issue 3.
- AMANN, M. (2004): The Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS) model. Review 2004. Available at <http://www.iiasa.ac.at/rains/review/index.html> (25/08/05).
- ANGENENDT, A.E. (2003): Entwicklung eines ökologisch-ökonomischen Modells für extensive Futterbaubetriebe zur Abbildung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft und zur Bewertung von Vermeidungsstrategien. *Agrarwirtschaft, Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik*. Sonderheft 176. (Diss. Uni. Hohenheim)
- BABIKER, M., REILLY, J., ECKHAUS, R.S. AND I. SUE WING (2000): The MIT Emissions Prediction and Policy Analysis (EPPA) Model: Revisions, Sensitivities and Comparisons of Results. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Cambridge, MA.
- BATES, J. (2001): Economic Evaluation of Emission Reductions of Nitrous Oxides and Methane in Agriculture in the EU. Bottom-up Analysis, final report. European Commission, AEA Technology Environment, Culham, UK.
- BATES, J. and A. HAWORTH (2001): Economic Evaluation of Emission Reductions of Methane in the Waste Sector in the EU. Bottom-up Analysis. Culham, AEAT.
- BEESE, F.R., BRUMME, H., SCHULTE-BISPING, H. UND R. TEEPE (2002): Spurengashaushalte von Waldökosystemen. Schriftenreihe agrarspectrum Band 34 „Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft: Herausforderungen für Wissenschaft, Politik und Praxis“, Hrsg.: Vorstand des Dachverbandes Agrarforschung, VerlagsunionAgrar, Frankfurt-München-Münster, S. 53-63.
- BERNADOS, J.N., VIGLIZZO, E.F., JOUVET, V., LÉRTORA, F.A., PORDOMINGO, A.J. AND F.D. CID (2001): The use of EPIC model to study the agroecological

- change during 93 years of farming transformation in the Argentine pampas. *Agricultural Systems* 69, 215-234
- BLAXTER, K.L. AND J.L. CLAPPERTON (1965): Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *British Journal of Nutrition*, 19: 511-522.
- BLOK, K., DE JAGER, D., HENDRIKS, C., KOUVARITAKIS, N. AND L. MANTZOS (2001): 'Comparison of 'Top-down' and 'Bottom-up' Analysis of Emission Reduction Opportunities for CO<sub>2</sub> in the European Union' (Memorandum), ECOFYS Energy and Environment/National Technical University of Athens, Utrecht, January 2001.
- BMU (2000): Nationales Klimaschutzprogramm - Beschluss der Bundesregierung vom 18.Oktober 2000; Fünfter Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe "CO<sub>2</sub>- Reduktion"; BMU, Oktober 2000
- BMW (1996): Persönliche Mitteilung. Zitiert in: Fahl et al (1997): Kostenvergleich verschiedener CO<sub>2</sub>-Minderungsmaßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland. Forschungsbericht IER, Univ. Stuttgart, Bd.40.
- BÖHRINGER, Ch. (1999): Die Kosten von Klimaschutz. Eine Interpretationshilfe für die mit quantitativen Wirtschaftsmodellen ermittelten Kostenschätzungen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 3/99
- BOUWMAN, A.F. (1996): Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 46, S. 53-70.
- BRASSEUR, G., and A. de RUDDER (1987): The potential impact on atmospheric ozone and temperature of increasing trace gas concentrations, *J. Geophys. Res.*, 92, 10903-10920
- BRINK, C., VAN IERLAND, E., HORDIJK, L., AND C. KROEZE (2002): Cost-effective abatement of nitrous oxide and methane from European agriculture considering interrelations with ammonia abatement. In: Van Ham, J., Baede, A.P.M., Guicherit, R. and J.Williams-Jacobse (Eds.): *Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases: scientific understanding, control options and policy aspects*. Proceedings of the third international symposium, Maastricht, The Netherlands, 21-23 January 2002, Millpress, Rotterdam, The Netherlands, pp 651-656

- 
- BRITZ, W., WIECK, C., PEREZ, I. AND T. JANSSON (2002): Impact analysis of the European Commission's proposal under the Mid-Term Review of the Common Agricultural Policy (using the CAPRI model). Final report, 22.08.02, AGR 019924, Bonn.
- BRITZ, W., WIECK, C., PEREZ, I. AND T. JANSSON (2003): CAPRI model description. Bonn: University of Bonn, Department of Economics and Agricultural Policy.
- BROWN, L., SYED, B., JARVIS, S.C., SNEATH, R.W., PHILLIPS, V.R., GOULDING, K.W.T. AND C. LI (2002): Development and Application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture. *Atmospheric Environment* 36, 917-928.
- CAPROS, P. UND L., MANTZOS (1999): Analysis for EU Sector and Member-States by using the PRIMES Ver.2 Energy System Model. NTUA, Athens, Greece
- COFALA, J. AND S. SYRI (1998a): Sulfur emissions, abatement technologies, and related costs for Europe in the RAINS model. IIASA, Laxenburg, Austria. IIASA Interim Report, IR-98-35. Dokument verfügbar unter <http://www.iiasa.ac.at/rains/index.html>
- COFALA, J. AND S. SYRI (1998b): Nitrogen oxides emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model. IIASA, Laxenburg, Austria. IIASA Interim Report, IR-98-88. Dokument verfügbar unter <http://www.iiasa.ac.at/rains/index.html>
- COM, 1997: Energy for the Future: Renewable Sources of Energy; White Paper for s Community Strategy and Action Plan; Communication from the Commission, COM(97)599 final (26/11/97)
- CRIQUI, P. UND N. KOUVARITAKIS (2000): World energy projections to 2030. *Int.J.Global Energy Issues*, Vol.14 (2000) 1-4, pp.116-136.
- DAINET (2000): Verwertung stillgelegter Flächen für Nachwachsende Rohstoffe, 2000. Verfügbar unter: <http://www.dainet.de/fnr>
- DÄMMGEN, U. [Hrsg.] (2004): Nationaler Inventarbericht 2004. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Teilbericht

für die Quellgruppe Landwirtschaft. Sonderheft 260, Landbauforschung Völkenrode, FAL, Braunschweig.

- DE BODE M.J.C. (1991): Odour and ammonia emissions from manure storage. In: Odour and ammonia emissions from livestock farming (ed: Nielsen V.C., Voorburg J.H. and L'Hermite P.), p 59-66. Elsevier Applied Science Publishers, London, England.
- DE CARA, S.; JAYET, P.A. (2000): Emissions of greenhouse gases from agriculture: the heterogeneity of abatement costs in France. *European Review of Agricultural Economics*. 27 (3): 281-303
- DE CARA, S., BLANK, D., CARRÉ-BONSCH, F. AND P.-A. JAYET (2004): A two-model comparison of GHG emissions and abatement costs in Baden-Württemberg. Deliverable D9 of INSEA- Project SSP1-CT-2003-503614
- DIMARANAN, B.V. AND R.A. MCDUGALL [eds.] (2005, forthcoming): Global Trade, Assistance, and Production: The GTAP 6 Data Base, Center for Global Trade Analysis, Purdue University. Verfügbar auf [https://www.gtap.agecon.purdue.edu/databases/v6/v6\\_doco.asp](https://www.gtap.agecon.purdue.edu/databases/v6/v6_doco.asp)
- DÖHLER, H., EURICH-MENDEN, B., DÄMMGEN, U., OSTERBURG, B., LÜTTICH, M., BERGSCHMIDT, A., BERG, W., BRUNSCH, R. (2002): BMVEL/ UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Berlin, Texte / Umweltbundesamt 05/02: 192 p.
- DUXBURY, J.M., HARPER, L.A. AND A.R. MOSIER (1993): Contributions of agroecosystems to global climate change. In: Harper, L.A. et al. (eds.): *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, Madison, ASA, 1-18
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 1996): *Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook*, first edition. European Environment Agency. Copenhagen, 1996.
- EEA (1999). *Environmental indicators: typology and overview*. Technical report No 25. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

- 
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2000): Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, second edition. European Environment Agency. Technical Report No.30. Copenhagen, 2000.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2002): Greenhouse gas emission trends in Europe 1990-2000. Topic report No 7/2002. Verfügbar unter: [http://reports.eea.eu.int/topic\\_report\\_2002\\_7/en](http://reports.eea.eu.int/topic_report_2002_7/en)
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2003): Greenhouse gas emission inventories from the agricultural sector. Background paper by JRC. Workshop on inventories and projections of GHG emissions from Agriculture, Feb. 2003, Copenhagen.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2004a): Annual European Community Greenhouse Gas Inventory 1990-2002 and Inventory Report 2004 - draft. Submission to the UNFCCC Secretariat. Available at: [http://reports.eea.eu.int/technical\\_report\\_2004\\_2/en/tab\\_content\\_RLR](http://reports.eea.eu.int/technical_report_2004_2/en/tab_content_RLR)
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2004b): Biokraftstoffe für Verkehrszwecke: eine Untersuchung der Auswirkungen auf Energie- und Landwirtschaft. Briefing 04/2004, Kopenhagen.
- EGGERS, J. (2002): Möglichkeiten der Reduzierung von Spurengasen Landwirtschaft – vorläufige Ergebnisse des „European Climate Change Programme (ECCP)“. In: Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft. Agrarspectrum, Bd. 34, Frankfurt/Main, 2002.
- EMEP/CORINAIR (2000): Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook. 1<sup>st</sup> ed, Copenhagen: EEA.
- ENQUETE-KOMMISSION (1994): Schutz der Erdatmosphäre des Deutschen Bundestages (Hrsg.). Landwirtschaft, Bd.1, Economica Verlag, Bonn.
- EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., FRITZSCHE, S. UND M. SCHWAB (2002): Kosten ausgewählter Ammoniak-Emissionsminderungsmaßnahmen. In: Emissionen aus der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL-Schrift 406, Darmstadt.

EUROCARE (2002): Towards an Analytical Capacity in Costing of Abatement Options for Forestry and Agricultural Carbon sinks. Study for DG Environment, European Commission. European Centre for Agricultural, Regional and Environmental Policy Research (EuroCare), Bonn. Ref: ENV.E.1/SER/2001/0112r. available at:

<http://europa.eu.int/comm/environment/climat/eurocare.pdf>

EUA (EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR, 2004): Trends und Hochrechnungen in Bezug auf die Treibhausgasemissionen in Europa 2004. Verfügbar unter: [http://reports.eea.eu.int/eea\\_report\\_2004\\_5/en](http://reports.eea.eu.int/eea_report_2004_5/en)

EUROPÄISCHES PARLAMENT, (2002): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft: Beschluss Nr. 1513/2002/EG des Europäischen Parlament und des Rates über das sechste Rahmenprogramm. Verfügbar unter: [http://europa.eu.int/eurlex/pri/de/oj/dat/2002/l\\_232/l\\_23220020829de00010033.pdf](http://europa.eu.int/eurlex/pri/de/oj/dat/2002/l_232/l_23220020829de00010033.pdf)

EC (EUROPEAN COMMISSION, 1996): POLES 2.2, European Commission DG XII, EUR17358EN.

EUROPEAN COMMISSION (2000a): Mitigation potential of Greenhouse gases in the Agricultural sector, (final report). European climate change programme (COM(2000)88) Working Group7 - Agriculture.

EC (EUROPEAN COMMISSION, 2000b): The environmental impact of dairy production in the EU: Practical options for the improvement of the environmental impact. Final report for European Commission prepared by CEAS Consultants Ltd, Centre for European Agricultural Studies, and the European Forum on Nature Conservation and Pastoralism.

Available at: <http://europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/dairy.pdf>

EUROSTAT (2003): Verringerung der Treibhausgasemissionen der europäischen Landwirtschaft um 6,4% (1990-2000). Statistik kurz gefasst, Thema 8 – 1/2003.

FAHL, U., KRÜGER, R., LÄGE, E., RÜFFLER, W., SCHAUMANN, P. UND A. VOß (1997): Kostenvergleich verschiedener CO<sub>2</sub>-Minderungsmaßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland. Institut für Energiewirtschaft und

---

Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart,  
Forschungsbericht Bd. 40.

- FAHL, U., KRÜGER, R., LÄGE, E., RÜFFLER, W., SCHAUMANN, P., VOß, A. (1997):  
Kostenvergleich verschiedener CO<sub>2</sub>-Minderungsmaßnahmen in der  
Bundesrepublik Deutschland. Forschungsbericht IER, Univ. Stuttgart,  
Bd.40.
- FLAIG, H., LEUCHTWIES, CH., VON LÜNEBURG, E., ORTMAIER, E. UND CH. SEEGER  
(1998): Biomasse – nachwachsende Energie: Potentiale, Techniken,  
Kosten. Kontakt und Studium, Bd. 539. expert- Verlag, Renningen-  
Malmsheim.
- FLESSA, H., RUSER, R., SCHILLING, R., LOFTFIELD, N., MUNCH, J.C. und F. BEESE  
(2001a): N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in potato fields: automated  
measurements, management effects and temporal variation.  
Geoderma, 105:307-325.
- FLESSA, H. (2002): Acker- und Grünlandflächen als Quellen und Senken  
klimarelevanter Spurengase. Schriftenreihe agrarspectrum Band 34  
„Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft:  
Herausforderungen für Wissenschaft, Politik und Praxis“, Hrsg.:  
Vorstand des Dachverbandes Agrarforschung, VerlagsunionAgrar,  
Frankfurt-München-Münster, S.23-38.
- FREIBAUER, A. UND M. KALTSCHMITT (2001): Biogenic Greenhouse Gas  
Emissions from Agriculture in Europe. Project report from EU Concerted  
Action FAIR3-CT96-1877. Forschungsbericht IER, Uni. Stuttgart, Bd.  
78.
- GABRIEL, T. (2005): Bioenergie – Der Landwirt als Energiewirt. Pressemitteilung  
des Informationsdienst Wissenschaft. Erschienen am 12.01.2005 auf  
<http://idw-online.de/pages/de/news96460>
- GÄRTNER, S.O. UND G.A. REINHARDT (2003): Gutachten – Erweiterung der  
Ökobilanz für RME. Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu). Im  
Auftrag der Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e.V.  
Projekt Nr. 530/025. Heidelberg

- GEIER, U., MEUDT, M., RUDLOFF, B., URFEI, G. UND H.-P. SCHICK (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme. Umweltbundesamt Texte 42/99
- GERBENS, S. (1998): Cost-effectiveness of Methane Emission Reduction from Enteric Fermentation of Cattle and Buffalo. Unpublished results. Agricultural University of Wageningen, Netherlands.
- GLOBUS (1994): Der Treibhauseffekt. Journal für Deutschland, 18.
- GOUGH, C., Castells, N. and S. Funtowicz (1998): Integrated Assessment: an emerging methodology for complex issues. Environmental Modeling and Assessment 3, 19-29.
- HECKELEI, T., UND W. BRITZ (1999): Maximum entropy specification of PMP in CAPRI. CAPRI working paper 99-08, Bonn, Department of Economics and Agricultural Policy.
- HEINRICHSMEYER, W., DEHIO, J., KAMPEN, R. V., KREINS, P. UND B. STROTMANN (1992): Endbericht zum Forschungsvorhaben „Aufbau eines computergestützten regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems für die Bundesrepublik Deutschland“, Modellbeschreibung, unveröffentlicht, Bonn.
- HEINRICHSMEYER, W., CYPRIS, CH., LÖHE, W. UND M. MEUDT (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96 am Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, Agrarpolitik und Landwirtschaftliches Informationswesen der Universität Bonn. Agrarwirtschaft, Heft 4/5, S. 213-215.
- HENDRIKS, C., DE JAGER, D. AND K. BLOK (1998): Emission reduction potential and costs for methane and nitrous oxide in the EU-15. Interim Report by order of the DG XI, EC. M714, ECOFYS, Utrecht, The Netherlands.
- HENDRIKS, C., DE JAGER, D., BLOK, K. ET AL (2001): Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change: Bottom-up Analysis of Emission Reduction Potentials and Costs for Greenhouse Gases in the EU. ECOFYS Energy and Environment/AEA Technology, Utrecht, The Netherlands

- 
- HEYER, J. (1994): Methan. In: Enquete-Kommission zum Schutz der Erdatmosphäre des Deutschen Bundestages (Hrsg.). Landwirtschaft, Bd.1, Economica Verlag, Bonn.
- HÖGLUND-ISAKSSON L. AND R. MECHLER (2005): The GAINS Model for Greenhouse Gases. Version 1.0: Methane (CH<sub>4</sub>) - IIASA Interim Report IR-05-54
- HORDIJK L. AND C. KROEZE (1997): Integrated assessment models for acid rain. European Journal of Operational Research 102: 405-417.
- HOUGHTON, J. T., G. J. JENKINS and J. J. EPHRAMUS, Eds. (1990): Climate Change: The IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, New York.
- [http://reports.eea.eu.int/topic\\_report\\_2002\\_7/en/tab\\_abstract\\_RLR](http://reports.eea.eu.int/topic_report_2002_7/en/tab_abstract_RLR)
- HYMAN, R.C., REILLY J.M., BABIKER, M.H., MASIN, DE A. AND H.D. JACOBY (2002): Modeling Non-CO<sub>2</sub> greenhouse Gas Abatement. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change. Report No. 94, MIT, Cambridge
- INSEA, INTEGRATED SINK ENHANCEMENT ASSESSMENT (2004): EC Project under the Sixth Framework Programme. SSP1-CT-2003-506314.
- IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1990a): Climate Change: The IPCC Scientific Assessment, Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1990b): Strategies for Adaptation to Sea Level Rise. Report of the Coastal Zone Management Subgroup, WMO and UNEP, Geneva
- IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1996): Technologies, Policies and Measures for Mitigating Climate Change. Paper under the auspices of IPCC Working Group II, edited by R.T.Watson, M.C. Zinyowera and R.H. Moss.
- IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1997): IPCC-Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook. IPCC. Paris, 1997

- IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2001): Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Eds.: Watson, R.T. and the Core Writing Team]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- ISERMANN, K. (2003): Die Stickstoff-Flüsse im Ernährungsbereich unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. Schriftenreihe der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, (43), 13-17.
- JACOBY, H.D., REILLY, J.M., MCFARLAND, J.R. AND S. PALTSEV (2004): Technology and Technical Change in the MIT EPPA Model. Joint Program on the Science and Policy of Global Change. Report No.111, Cambridge, USA.
- JACOBY, H.D. AND I. SUE WING (1999): Adjustment Time, Capital Malleability and Policy cost. In: Weyant et al.(eds): The costs of the Kyoto Protocol. A Multi-Model Evaluation. Special Issue of the Energy Journal.
- JONGEBREUR, A.A., MONTENY, G.J. AND N.W.M. OGINK (2005): Livestock production and emissions of volatile gases. In: Kuczynski et al. (eds.): Emissions from European agriculture. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.
- JULIUS, C., MÖLLER, C., SIEBER, S. UND B. OSTERBURG (2003): Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft im „Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland“ (RAUMIS). In: Modellgestützte Politikberatung in der Agrar- und Agrarumweltpolitik, Schwerpunktheft Agrarwirtschaft 52 Nr. 4, 185-194.
- KALTSCHMITT, M. [Projektleitung] (2000): Gesamtwirtschaftliche Bewertung der Energiegewinnung aus Biomasse unter Berücksichtigung externer und makroökonomischer Effekte (Externe Effekte der Biomasse). Endbericht des BMELF- Projektes Nr.: 95 NR 056-F. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart.

- 
- KALTSCHMITT, M. UND H. HARTMANN (Hrsg.) (2001): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. Springer Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.
- KALTSCHMITT, M. UND G.A. REINHARDT (Hrsg.) (1997): Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg, Braunschweig/ Wiesbaden.
- KANE, S., REILLY, J. AND J. TOBEY (1992): An Empirical Study of the Economic Effects of Climate Change on World Agriculture. *Climate Change* 21, 17-35
- KHALIL, M. A. K., and R. A. RASMUSSEN (1990): Global increase of atmospheric molecular hydrogen, *Nature*, 347, 743-745.
- KLAASSEN, G., AMANN, M., BERGLUND, CH., COFALA, J., HÖGLUND-ISAKSSON, L., HEYES, CH., MECHLER, R., TOHKA, A., SCHÖPP, W. AND W. WINIWARTER (2004): The Extension of the RAINS Model to Greenhouse Gases. IIASA Interim Report IR-04-015.
- KLAASSEN, G. (1991): Costs of Controlling Ammonia Emissions in Europe. Report SR-91-02, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.
- KLAASSEN, G., BERGLUND, CH. AND F. WAGNER (2005): The GAINS Model for Greenhouse Gases. Version 1.0: Carbon Dioxide (CO<sub>2</sub>) - IIASA Interim Report IR-05-53
- KLIMONT, Z., AMANN, M. UND J. COFALA (1998): Estimating Costs for Controlling Emissions of Volatile Organic Compounds (VOC) from Stationary Sources in Europe. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria. Dokument verfügbar unter <http://www.iiasa.ac.at/rains/index.html>
- KLIMONT, Z. (1998): RAINS - NH<sub>3</sub> Emissions and Control Costs Calculations. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria. Dokument verfügbar unter <http://www.iiasa.ac.at/rains/index.html>

- KLÜTING, R. (1989): Wenn die Meere steigen – Zeichen einer von Menschen gemachten Klimakatastrophe. der überblick 5-9, Zeitschrift für ökumenische Begegnung und internationale Zusammenarbeit, Hamburg
- KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (2002): Emissionen aus der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA Symposium. 3.-5. Dez. 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. KTBL- Schrift 406. Darmstadt, Germany
- KYOTO-PROTOKOLL (1997): Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. In deutscher Sprache verfügbar: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpger.pdf>
- LEI, LANDBOUW ECONOMISCH INSTITUUT (2003): Development of models and tools for assessing the environmental impact of agricultural policies. Final report. ENV.B.2/ETU/2000/073, The Hague, Netherlands.
- LOIBL, W. und R. ORTHOFER (1999): Modelling the regional exposure of the Austrian population to NO<sub>2</sub>, TSP and PM<sub>10</sub>. Seibersdorf Research Report OEFZS-S-0007, Feb. 1999
- MANNE, A., MENDELSON, R. AND R. RICHEL (1995): "Merge: a model for evaluating regional and global effects of GHG reduction policies." Energy Policy 3(1).
- MANNE, A. AND R. RICHEL (1999): The Kyoto Protocol: A cost-effective strategy for meeting environmental objectives? In: J.P.Weyant et al. (eds.): The Costs of the Kyoto Protocol. A multi-model evaluation. Special issue. Energy Journal, 1999
- MANNE, A. AND R. RICHEL (2004a): The Role of Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases and Carbon Sinks in Meeting Climate Objectives. Stanford University.
- MANNE, A. AND R. RICHEL (2004b): MERGE: An integrated assessment model for global climate change. Verfügbar auf <http://www.stanford.edu/group/MERGE/GERAD1.pdf>

- 
- MAYER, M., HYMAN, R., HARNISCH, J. AND J. REILLY (2000): Emissions Inventories and Time-trends for GHGs and other Pollutants. Technical Note 1, MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change.
- MAYER-AURICH, M., OSINSKI, E., MATTHES, U., WEINFURTNER, K. UND G. GERL (2000): Ein Ziel- und Indikatorensystem zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Landwirtschaft im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). VDLUFA-Schriftenreihe 53/2000.
- McFARLAND, J.R., REILLY, J.M. AND H.J. HERZOG (2004): Representing energy technologies in top-down economic models using bottom-up information. *Energy Economics* 26 (2004) 685-707.
- MESSNER, S. (1994): User's guide for the matrix generator of Message II, part 1: model description and implementation guide, part 2: appendices, WP-84-71a and WP-84-71b, IIASA, Laxenburg, Austria.
- MEUDET, M. (1999): Weiterentwicklung und Anwendung eines Umweltindikatoren- und Politikinformationssystems für die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland: Dargestellt am Beispiel der Treibhausproblematik. Shaker Verlag, Aachen.
- MICHAELIS, H. (1995): Kernenergie und Klima. In: Michaelis, H. und C. Salander (Hrsg.): *Handbuch Kernenergie. Kompendium der Energiewirtschaft und Energiepolitik*. VWEW- Verlag, Frankfurt a.M.
- MOE, P.W. AND H.F. TYRELL (1979): Methane production in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 62: 1583-1586.
- MÜLLER, H.-U. (2002): Strategien zur Verminderung von Gasemissionen aus der Milchviehhaltung in einer intensiven Grünlandregion. Shaker Verlag, Aachen.
- NAWAROS (1999): Biodiesel- Produktion geht 2000 in die Vollen. *Nawaros* 8, 1999
- OECD (1997): *Environmental Indicators for Agriculture*, vol. 1: Concepts and Framework. Publications Service, OECD, Paris.

- OENEMA, O., VELTHOF, G. AND P. KUIKMAN (2001): Technical and policy aspects of strategies to decrease greenhouse gas emissions from agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (60), pp. 301-315.
- PARRY, M. (1990): *Climate Change and World Agriculture*. Earthscan, London.
- PEARCE, F. (1989): Methane: the hidden greenhouse gas. *New Scientist*, No.1663, 122, 37-41.
- PELCHEN, A. (1996): *Dynamik von Methanemissionen landwirtschaftlicher Nutztiere unter dem Einfluss verschiedener Fütterungssysteme – Modellbetrachtung zum Treibhauseffekt*. Schriftenreihe Agrarwissenschaft; Bd.3, Köster, Berlin. Zugl.: Diss. Humboldt- Univ. Berlin, 1996.
- PEREZ, I. UND W. BRITZ (2003): *Europaweite Reduktion des Ausstoßes klimarelevanter Emissionen durch handelbare Emissionsrechte. Eine Analyse mit dem regionalisierten Agrarsektormodell CAPRI*. Beitrag zur Gewisola- Tagung, 29.9. – 01.10. 2003, Hohenheim.
- PRINN, R., JACOBY, A., SOKOLOV, C., WANG, C., XIAO, X., YANG, Z., ECKHAUS, R., STONE, P., ELLERMAN, D., MELILLO, J., FITZMAURICE, J., KICKLIGHTER, D., HOLIAN, G. AND Y. LIU (1999): *Integrated Global System Model for Climate Policy Assessment: Feedbacks and Sensitivity Studies*. *Climate Change*, 41 (3/4): 469-546.
- RAMANATHAN, V., R. J. CICERONE, H. B. SINGH and J. T. KIEHL (1985): Trace gas trends and their potential role in climate change. *J. Geophys. Res.* 90: 5547-5566.
- RAMSEY, F.P. (1928): *A Mathematical Theory of Saving*. In: *Economic Journal*, 38, 543-559
- REILLY, J., MAYER, M. AND J. HARNISCH (2002): *The Kyoto Protocol and non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases and carbon sinks*. *Environmental Modeling and Assessment*, 7(2002) 217-229
- ROHDE, H. (1990): *Comparison of the Contribution of various gases to the greenhouse effect*. *Science*, 248, 1217-1219.

- 
- RUSS, P. (2001): The POLES model and Global Energy Outlook; The 2001 European Oil Refinery Conference, Sevilla.
- RUSS, P., CISCAR, J.C. AND L. SZABÓ (2005): Analysis of Post-2012 Climate Policy Scenarios with Limited Participation. Technical Report EUR 21758 EN. European Commission, DG JRC, Institute for Prospective Technological Studies.
- SCHÄFER, M., ANGENENDT, E., NEUFELDT, H. UND J. ZEDDIES (2003): Modellierung klimarelevanter Emissionen aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs. 43. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus vom 29. September bis 1. Oktober 2003, Stuttgart, Universität Hohenheim.
- SCHAUMANN, P. UND O. SCHWEICKE (1995): ECOLOG, Wissenschaftliche Berichte der Hochschule für Technik, Wirtschaft und Sozialwesen (FH), Zittau/Görlitz, Heft 39/1995, Nr 1481, Zittau.
- SCHAUMANN, P. (1997): Klimaverträgliche Wege der Entwicklung der deutschen Strom- und Fernwärmeversorgung. Systemanalyse mit einem regionalisierten Energiemodell. Forschungsbericht Nr. 36, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart.
- SCHNEIDER, S.H. (1997): Integrated assessment modeling of global climate change: Transparent rational tool for policy making or opaque screen hiding value-laden assumptions? *Environmental Modeling and Assessment* 2 (1997) 229-249.
- SCHNEIDER J. (1999): Exposure of the Austrian Population to PM10 in 1996. Report R-163. Umweltbundesamt Österreich, Wien
- SCHRATTENHOLZER, L. UND G. TOTSCHNIG (2004): Economic Analysis of Imperfect Implementations of the Kyoto Protocol, Final Report on the TEPCO-IIASA Collaborative Study submitted to the Tokyo Electric Power Company, Japan.
- STEPHAN, G. UND G. MÜLLER-FÜRSTENBERGER (2000): „Where-to-abate“ and „where-to-invest“ flexibility: An integrated assessment analysis of climate change. *Diskussionsschriften*, Universität Bern.

- STRAUß, K. (1998): Kraftwerkstechnik: zur Nutzung fossiler, regenerativer und nuklearer Energiequellen. 4.Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- SWIESTRA, D. UND C.R. BRAAM (1999): Grooved floor system for cattle housing: Ammonia emission reduction and good slip resistance. Conference paper for ASAE/CSAE-SCGR Annual International Meeting, Toronto, Canada.
- TITUS, J.G., PARK, R.A., LEATHERMAN, S.P., WEGGEL, J.R., GREENE, M.S., MAUSEL, P.W., BROWN, S., GAUNT, C., TREHAN, M. AND G. YOHE (1991): Greenhouse Effect and Sea Level Rise: The cost of holding back the Sea. Coastal Zone Management 19, 172-204.
- TOHKA, A. (2005): The GAINS Model for Greenhouse Gases. Version 1.0: HFC, PFC and SF6. IIASA Interim Report IR-05-56
- TONGEREN VAN, F. (2004): Brief review of the CAPRI modelling system. Prepared for the final project meeting of the CAP-STRAT project (QLTR-2000-00394), Landbouw Economisch Instituut (LEI), February 2004.
- TURNER, R.K., DOKTOR, P. AND N. ADGER (1993): Sea level Rise and Coastal Wetlands in the UK: Mitigation Strategies for Sustainable Management. In: A.M. Jansson et al. (eds.): Investing in Natural Capital: The Ecological Economic Perspective. Island Press, Covelo, Canada.
- UBA (Umweltbundesamt) (2001): Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 3-503-05973-3
- VAN DEN BERGH, J.C.J.M. (2003): Optimal climate policy is a utopia: from quantitative to qualitative cost-benefit analysis. Ecological economics 48 (2004) 385-393.
- VELTHOF, G.L., VAN BEUSICHEM, M.L. AND O.OENEMA (1998): Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming systems. Environmental Pollution. 102, S1, 173-178.
- VIGUIER, L.L., BABIKER, M.H. AND J.M. REILLY (2003): The costs of the Kyoto Protocol in the European Union. Energy Policy 31 (2003) 459-481.

- 
- WEINGARTEN, P. (1995): Das „Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland“ (RAUMIS). In: Berichte über Landwirtschaft 73 (1995) S.272-302.
- WGBU, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung (2003): Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit. Berlin, 2003 In: [http://www.wbgu.de/wbgu\\_jg2003\\_kurz.html](http://www.wbgu.de/wbgu_jg2003_kurz.html)
- WIECK, C., PEREZ, I. AND W. BRITZ (2003): New challenges for the European agriculture: Modelling agricultural reform under the new WTO proposal. Paper presented at the ECOMOD 2003 conference, Istanbul, July 3-5 2003.
- WIGLEY, T.M.L. AND S.C.B. RAPER (1992): Implications on Climate and Sea Level Rise. Revised IPCC Emissions Scenarios. Nature 357(28 May), 293-300.
- WINIWARTER, W. AND K. RYPDAL (2001): Assessing the Uncertainty Associated with National Greenhouse Gas Emissions Inventories: A case study for Austria. Atmos.Environ.35, 5425-5440.
- WINIWARTER, W. (2005): The GAINS Model for Greenhouse Gases. Version 1.0: Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) - IIASA Interim Report IR-05-55
- WÖHE, G. (1987): Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 13. Auflage, Verlag Vahlen, München.
- WCED, World Commission on Environment and Development [Hrsg.] (1987): Our Common Future (Brundtland-Bericht). Oxford, Oxford University Press.

## 10 Anhang

### Anhang 1: Bewertung POLES

	<b>Kriterien</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Punkte (0 - 5)</b>	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und – konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	globales, partielles Gleichgewichtsmodell; rekursive Simulationen möglich; ermöglicht Modellierung von „when-flexibility“	2
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	Daten wie Bruttoinlandsprodukt, ökonomische Strukturdaten, Preisniveaus und Wechselkurse aus internationaler Energiedatenbank, ergänzt durch nationale Statistiken	4
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	Energieangebot und -nachfrage über 4 Teilmodelle abgebildet; Sektorale Auflösung bedeutet hier: Energieangebot und -bedarf der verschiedenen Sektoren	3
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	hoch-aggregiert, nur CO2	1
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	Weltwirtschaft in 38 Regionen	2
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	NUR energiebedingte CO <sub>2</sub> -Emissionen!	1
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Nein, Keine	0
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	Ja, z.B. können Effekte des Emissionshandels untersucht werden. Allerdings ist es grob und vereinfachend!	3
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung		0
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und - anwendung,	Als Instrument der EU gut anerkannt. Einsatzfähig seit 1997, also bereits mehrjährige Anwendung.	3
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	Internationales Entwicklerteam mit großer Reputation. Verfügbare Dokumentation mittelmäßig.	3

## Anhang 2: Bewertung MERGE

	<b>Kriterien</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Punkte (0 - 5)</b>	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und – konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	globales Optimierungsmodell	3
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	aggregierte Produktionsfunktion; Vollbeschäftigung;	2
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	Energiesektor sehr detailliert, die anderen nur vereinfacht; Es bildet gesamtwirtsch. Produktion, Energiesystem, Emissionen und Klimawandel ab; kombiniert top-down mit bottom-up; keine intersektoralen Wechselwirkungen	3
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	aggregiert, nur CO2	1
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	9 Welt-Regionen, West-Europa als eine Region	2
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	alle Kyoto-Gase	4
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Keine	0
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	Politikanalyse, Abschätzung der Kosten des Kyoto-Protokolls für die USA;	3
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung		0
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und - anwendung,	Das verantwortliche Institut bzw. die Stanford University sind wissenschaftlich anerkannt; Im Vordergrund des Interesses stehen eindeutig die USA	4
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	Dokumentation ist zwar etwas einseitig/gering, aber gut	3

## Anhang 3: Bewertung von PRIMES/GENESIS

	Kriterien	Bewertung	Punkte (0 - 5)	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und – konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	PRIMES: partielles Gleichgewichtsmodell: nicht die Gesamtwirtschaft, sondern nur den Energiesektor. GENESIS: umfassende Sammlung von sektor- und Schadgasspezifischen Daten.	4
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	PRIMES: sektorspezifische Diskontierungsraten von 8 - 17,5%. GENESIS: Standard-Diskontierungsrate von 4%	3
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	PRIMES - top-down = Energie; GENESIS - bottom-up = andere Sektoren	3
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	in GENESIS relativ detailliert	3
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	EU(15); keine nationale und regionale Differenzierung der Minderungsmaßnahmen	3
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	PRIMES: nur energiebedingte CO <sub>2</sub> -Emissionen; GENESIS: alle anderen. Dadurch gesamt eine gute Abdeckung.	4
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Teilweise, qualitative Abschätzung bei einzelnen Minderungsmaßnahmen in GENESIS; In PRIMES nicht berücksichtigt;	1
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	Marginale Vermeidungskosten des Kyotoziels; Mit PRIMES/ GENESIS können Politik- und Maßnahmenanalysen durchgeführt werden, z.B. Kohlenstoffsteuer, Emissionshandel, Definition technischer Standards.	4
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung	Nein, keine makroökonomischen Abschätzungen möglich	0
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und - anwendung,	Hohe Reputation, vor allem in Europa; Vielfache Anwendung; Politikberatung	4
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	Sehr umfangreiche Dokumentation;	5

## Anhang 4: Bewertung von EPPA-EU

	<b>Kriterien</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Punkte (0 - 5)</b>	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und -konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	gesamtwirtschaftliches, globales , rekursiv-dynamisches Gleichgewichtsmodell (5-Jahres-Intervall)	4
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	exogen definiert, basierend auf GTAP-Datenbank	3
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	4 Nicht-Energiesektoren und 5 Energiesektoren (Produktion); Haushaltssektor (Konsum)	4
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	aggregiert	1
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	Weltwirtschaft in 12 Regionen unterteilt. In der EPPA-EU Version werden 9 EU-Länder und der „Rest der EU“ unterschieden	2
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	CO <sub>2</sub> und andere Kyotogase, wobei nur CO <sub>2</sub> endogen berechnet wird. Für CH <sub>4</sub> und N <sub>2</sub> O werden marginale Kostenkurven aus externen Studien verwendet/integriert.	3
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Ja , Wechselwirkungen und Rückkopplungen zwischen den Gasen werden berücksichtigt	3
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	Emissionsvorhersage- und Politikanalyse-Modell	3
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung	Makroökonomische Aspekte wie Arbeitslosigkeit und Effekte auf die Finanzmärkte werden explizit berücksichtigt	3
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und -anwendung,	Hohe Reputation, lange Entwicklung, vielfältige Anwendung,	4
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	Gute Dokumentation (wissenschaftlich und graue); MIT gibt eigene Berichtsreihe heraus; gut gepflegte Internetpräsenz	5

## Anhang 5: Bewertung von RAINS/GAINS

	Kriterien	Bewertung	Punkte (0 - 5)	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und -konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	Integrated assessment Modell; Analyse, Optimierung und Projektion;	4
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	vereinfachte Abbildung der ökonomischen Parameter	1
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	RAINS: 6 Sektoren, 22 Energieträgerkategorien. GAINS: Kyotogase nach IPCC	5
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	dissagregiert, verschiedene Quellbereiche	3
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	RAINS-EU: 40 Regionen der EU(23); regionale Unterschiede werden berücksichtigt! GAINS: 43 Regionen Europas; 50*50km Auflösung	4
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	Klassische Luftschadstoffe; alle Kyotogase;	5
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Versauerung (Ammoniak); Eutrophierung; troposphärisches Ozon; In RAINS: „nationale Kostenkurven“ = keine Wechselwirkungen. In GAINS: „technologiebasierter Ansatz“: einzelne Minderungsoptionen als Entscheidungsgrundlage: Wechselwirkungen berücksichtigt (Rechenaufwand!!!).	4
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	Ja, wichtiges Politikberatungsinstrument. Ökonomische und ökologische Konsequenzen können abgeschätzt werden, als auch Kosten von Reduktionszielen. Nur direkte Kosten!!!	3
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung	Keine vollständige Kosten-Nutzen-Analyse, Keine Abschätzung makroökonomischer Parameter	1
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und -anwendung,	Sehr hohe Reputation! Entscheidungshilfe für wichtige internationale Abkommen (z.B. CLRTAP, NEC) und in zukünftigen Entwicklungen (CAFE); Weiterentwicklungen durch die Verknüpfung mit anderen (sektorspezifischen) Modellen	5
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	umfassende Internetpräsenz, viele Publikationen, RAINSwEB online verfügbar,	4

## Anhang 6: Bewertung von CAPRI

	<b>Kriterien</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Punkte (0 - 5)</b>	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und -konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	partielles Gleichgewichtsmodell des Agrarsektors; im Kern aber auch lineare Programmierung (Optimierung); außerdem innovative Elemente der Positiven mathematischen Programmierung und der Maximalen-Entropie-Methode	3
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	Exogene Annahmen: Inflationsrate 1,9%; durschn. Wirtschaftswachstum der Eu (2,7%); Infos aus Nicht-EU-Ländern für das Handelsmodul sind WATSIM entnommen	3
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	NUR Agrarsektor, der dafür hoch aufgelöst!	2
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	(35 Inputs, 60 Outputs, 50 pflanzliche und tierische Produktionsprozesse). ABER: Änderungen nur über Anpassungen der Prod.intensität!	4
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	EU(27) plus Norwegen, hohe Auflösung (NUTS II)	5
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O über GWP-Koeffizienten; KEINE Minderungsoptionen integriert!	3
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	N, P, K-Bilanzen, Ammoniakausstoß, Wasserbilanzen	2
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	Auswirkungen der Gemeinsamen Agrarpolitik; Agrarmarkt- und Politikentwicklungen; Analyse eines Emissionshandels im Agarsektor	4
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung	nur Effekte auf und in dem Agrarmarkt	1
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und -anwendung,	Hohe Reputation, zahlreiche Anwendungen (AGENDA 2000, Milchmarktreform, CAP); Weiterentwicklungen im Gange;	3
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	„EU- Instrument“; Publikationen zu Anwendungen und technische Modelldoku; gute Internetseite; wenig wissenschaftliche Veröffentlichungen	2

## Anhang 7: Bewertung von RAUMIS

	<b>Kriterien</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Punkte (0 - 5)</b>	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und -konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	Einkommensmaximierung, wobei der Allokationsmechanismus ein Optimierungsansatz mit einer nichtlinearen Zielfunktion und linearen Restriktionen ist (Positive Mathematische Programmierung). Monitoring- und Prognosekomponente	3
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	als Zielgröße wird die Nettowertschöpfung maximiert	2
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	nur Agrarsektor;	2
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	77 pflanzliche und 16 tierische Produktionsprozesse; Interaktionen werden berücksichtigt	4
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	Deutschland, 326 Modellkreise	4
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O; einzelne Minderungsmaßnahmen integriert	4
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Ammoniak, Nährstoffbilanzen	3
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	nationale Politikberatung; Abschätzung zukünftiger Entwicklung von Produktion, Faktoreinsatz, Wertschöpfung und Umweltwirkungen	4
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung	nein	0
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und -anwendung,	Modellreputation und Bekanntheitsgrad im deutschen Agrarsektor hoch; vielfältige Anwendungen;	4
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	langjährige Weiterentwicklung; Dokumentation mittelmäßig	3

## Anhang 8: Bewertung von AROPA GHG

	<b>Kriterien</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Punkte (0 - 5)</b>	
Ökonomie	<b>Die Modellstruktur und -konzeption</b>	z.B. Ökonometrisches oder Optimierungsmodell, Mikro- oder makroökonomischer Ansatz	lineares Optimierungsmodell; statisch	3
	<b>Spezifikation der ökonomischen Parameter</b>	z.B. Diskontierungsrate, Berücksichtigung des technischen Fortschritts u. a.	fixe Preise, Kosten, Erträge	2
	<b>Sektorale Auflösung</b>	z.B. Allgemeine Produktionsfunktion oder Anzahl der abgebildeten Produkte	Agrarsektor;	2
	<b>Berücksichtigung des Agrarsektors</b>	aggregiert oder anhand einzelner Produkte	734 Betriebstypen nach FADN; Unterscheidung der wichtigsten landwirtschaftlichen Produkte (Milch, Fleisch, Getreide etc.)	4
	<b>Regionale Differenzierung</b>	z.B. Global, Europa, national, regional	ursprgl. Frankreich; auch EU; 101 FADN-Regionen	4
Ökologie	<b>Stoffliche Auflösung</b>	z.B. CO <sub>2</sub> , andere Kyoto- Gase, klassische Luftschadstoffe	CH <sub>4</sub> und N <sub>2</sub> O gemäß IPCC; KEIN landw./ energiebedingtes CO <sub>2</sub> ; einzelne Minderungsmaßnahmen integriert	3
	<b>Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen</b>	z.B. NH <sub>3</sub> , Erosion, Ozon, Eutrophierung/Versauerung, Biodiversität	Nein	0
Soziales	<b>Politikanalyse</b>	z.B. Eignung des Modellansatzes zur Bewertung von Politikmaßnahmen, Abbildung von Wohlfahrtseffekten	ermittelt die Reaktion auf exogenen Einfluss; berechnet Reduktionskosten	3
	<b>Soziale Verträglichkeit</b>	z.B. Gesundheitseffekte, Auswirkungen auf Einkommen und Beschäftigung		0
Formalia	<b>Modellreputation und Anwendbarkeit, Verbreitung in der Praxis</b>	Erfahrungen mit Modellentwicklung und -anwendung,	relativ geringe Verbreitung	2
	<b>Formale Merkmale</b>	z.B. Urheber, Ort und Zeitpunkt der Entwicklung, Verfügbare Dokumentation	wenig Dokumentation	2

