

Stefan Wenzel

Ein systemdynamischer Ansatz  
zur techno-ökonomischen Analyse  
von Luftreinhaltestrategien  
in der Industrie





Stefan Wenzel

**Ein systemdynamischer Ansatz zur techno-ökonomischen  
Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie**



# **Ein systemdynamischer Ansatz zur techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie**

von  
Stefan Wenzel



---

universitätsverlag karlsruhe

Dissertation, genehmigt von der Fakultät für Wirtschaftswissenschaften der  
Universität Fridericiana zu Karlsruhe, 2006  
Referenten: Prof. Dr. Otto Rentz, PD Dr. Harry Böttcher

## **Impressum**

Universitätsverlag Karlsruhe  
c/o Universitätsbibliothek  
Straße am Forum 2  
D-76131 Karlsruhe  
www.uvka.de



Dieses Werk ist unter folgender Creative Commons-Lizenz  
lizenziert: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/de/>

Universitätsverlag Karlsruhe 2007  
Print on Demand

ISBN: 978-3-86644-106-4

## **Vorwort**

Die vorliegende Arbeit beschreibt die Entwicklung eines systemdynamischen Modellansatzes für die techno-ökonomische Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie. Sie entstand während meiner Zeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung (DFIU) an der Universität Karlsruhe (TH) in den Jahren 2001 bis 2006. Ausgangspunkt waren Arbeiten zur Entwicklung von Emissionsminderungsstrategien zur Einhaltung der Europäischen Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe in Deutschland und Österreich.

Mein besonderer Dank gilt meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Otto Rentz für die Betreuung meiner Arbeit und seine Unterstützung während meiner Zeit am Institut. Herrn PD Dr. Harry Böttcher danke ich für die Übernahme des Korreferates und sein Interesse an meiner Arbeit, ebenso wie dem Prüfer Herrn Prof. Dr. André Braun.

Ganz herzlich bedanke ich mich bei der Leiterin meiner Arbeitsgruppe Frau PD Dr. Ute Karl, die mir mit ihrem Rat und vielen wertvollen Anregungen während des gesamten Entstehungsprozesses der Arbeit stets hilfreich zur Seite stand. Bei ihr und bei meinen Kollegen Matthias Koch und Martina Haase möchte ich mich auch für die freundschaftliche Zusammenarbeit in der Arbeitsgruppe bedanken. Die gute Arbeitsatmosphäre und der fachliche Austausch am gesamten Institut haben viel zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen, wofür ich allen – auch ehemaligen – Kolleginnen und Kollegen des Deutsch-Französischen Instituts für Umweltforschung sowie des Instituts für Industriebetriebslehre und industrielle Produktion danke.

Bedanken möchte ich mich auch bei Erich Wälde für die Durchsicht meiner Arbeit und seine Fragen und Anregungen, sowie bei allen weiteren Personen, die mich direkt und indirekt bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützt haben.

Karlsruhe, im Januar 2007

Stefan Wenzel



---

## Inhaltsverzeichnis

<b>Verwendete Symbole.....</b>	<b>V</b>
<b>I. Einleitung.....</b>	<b>1</b>
I.1 Ausgangslage und Problemstellung.....	1
I.2 Zielsetzung und Lösungsweg.....	3
<b>II. Die Kosten von Luftreinhaltestrategien im Kontext internationaler Vereinbarungen.....</b>	<b>5</b>
II.1 Bestehende Ansätze zur Erstellung von Kostenfunktionen.....	8
II.1.1 Das Modell EFOM-ENV.....	11
II.1.2 Das Modell RAINS.....	14
II.2 Bewertung der bestehenden Ansätze .....	19
II.3 Anforderungen an den neuen Modellansatz.....	21
<b>III. Die Entwicklung eines alternativen Modellansatzes zur techno- ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie.....</b>	<b>25</b>
III.1 Die Eignung verschiedener methodischer Ansätze zur techno- ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien.....	25
III.2 Der systemdynamische Ansatz als verwendete Methode.....	29
III.3 Die Definition von Anlagen nach dem Referenzanlagenansatz.....	31
III.4 Das Inbetriebnahmejahr der Anlagen.....	34
III.5 Die Zuordnung von Emissionsminderungsmaßnahmen.....	35
III.6 Die Lebensdauer der Anlagen und Investitionszyklen.....	39
III.7 Die techno-ökonomische Beschreibung der Minderungsmaßnahmen.....	43
III.7.1 Minderungseffizienz der Maßnahmen.....	43
III.7.2 Kosten der Maßnahmen.....	44
III.8 Nachfrage und Aktivität im Sektor.....	51

III.9	Die Sektorstruktur der Anlagen.....	52
III.10	Der Implementierungsstand der Maßnahmen.....	54
III.11	Der Anlagenbestand in der Basisperiode.....	56
III.12	Die Inbetriebnahme von Anlagen und ihre Auslastung.....	58
III.13	Die entstehenden Emissionen.....	60
III.14	Die Gesamtausgaben der Emissionsminderung.....	61
III.15	Politische Instrumente zur Emissionsminderung.....	63
III.15.1	Der ordnungspolitische Ansatz.....	64
III.15.2	Der umweltökonomische Ansatz.....	68
III.16	Umsetzung des entwickelten Ansatzes in das Modell CLaIr.....	71
<b>IV.</b>	<b>Modellapplikation für den Sektor Holzlackierung.....</b>	<b>75</b>
IV.1	Die Entwicklung ohne politische Zielvorgabe.....	77
IV.1.1	Gleich bleibende Anlagenausstattung .....	78
IV.1.2	Kosteneffiziente Anlagenausstattung .....	79
IV.2	Die Wirkung einer Grenzwertverschärfung.....	81
IV.2.1	Gleich bleibende Anlagenausstattung .....	82
IV.2.2	Kosteneffiziente Anlagenausstattung .....	83
IV.3	Die Wirkung einer Emissionsabgabe.....	86
IV.4	Der kombinierte Ansatz.....	89
IV.5	Der Einfluss der Nachfrageentwicklung.....	91
IV.6	Die Berücksichtigung von Zinseffekten.....	95
IV.7	Die Variation der Übergangsfrist für Altanlagen.....	99
IV.8	Eine systemdynamische Kostenfunktion.....	100
IV.9	Kritische Reflexion des entwickelten Modellansatzes und der Ergebnisse der Szenarien.....	104
IV.9.1	Das Szenario ohne politische Vorgabe.....	105
IV.9.2	Das Szenario Grenzwertverschärfung.....	106
IV.9.3	Das Szenario Emissionsabgabe .....	106
IV.9.4	Das Szenario kombinierter Ansatz.....	107

---

IV.9.5	Die Szenarien Nachfrageentwicklung, Zinsen und Übergangsfrist.....	108
IV.9.6	Die erstellte systemdynamische Kostenkurve.....	109
<b>V.</b>	<b>Schlussfolgerungen und Ausblick.....</b>	<b>111</b>
<b>VI.</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>115</b>
	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>119</b>
	<b>Anhang: Die Eingangsdaten für den Sektor Holzlackierung.....</b>	<b>127</b>



## Verwendete Symbole

### Indices

$h$	Index für Altersklassen
$j$	Index für Inbetriebnahmejahre
$m$	Index für Maßnahmenkombinationen
$r$	Index für Referenzanlagenkategorien
$s$	Index für Sektoren
$t$	Index für Perioden
$v$	Index für Maßnahmenkombinationen nach steigenden Grenzausgaben

### Indexmengen und Variablen

$A$	Ausgaben
$A^{grenz}$	Grenzausgaben der Minderungsmaßnahmen
$A^{mind}$	spezifische Minderungsausgaben je Einheit vermiedener Emissionen
$A_k$	Aktivität (Produktionsmenge)
$A_k^*$	rechnerische Aktivität
$AB$	Emissionsabgabe
$AB^{spez}$	spezifische Emissionsabgabe je Aktivitätseinheit
$Ann$	Annuität
$Ann^{spez}$	spezifische Annuität je Kapazitätseinheit
$B$	Betriebsdauer (Anlagenalter)
$b_0$	ausfallfreie Zeit (Verschiebeparameter der Weibull-Verteilung)
$c$	Marktentwicklung (Wirtschaftswachstum)
$D$	Nachfrage
$E$	Emissionen
$\tilde{E}$	spezifische Emissionen je Anlage
$E_0$	Emissionen im ungeminderten Fall

---

$E_n$	Emissionen nach Umsetzung von n Optionen
$\Delta E$	zusätzliche Emissionsminderung
$E^{prog}$	prognostizierte Emissionen für das Zieljahr
$EF$	Emissionsfaktor
$EF_0$	Emissionsfaktor im ungeminderten Fall
$EHG$	Emissionshöchstgrenze
$EG$	Emissionsgrenzwert
$EG^{alt}$	Emissionsgrenzwert für Altanlagen
$EG^{inb}$	Emissionsgrenzwert für Neuanlagen
$f$	Zeitfaktor zur Bestimmung der Annuität
$G$	Gesamtausgaben
$H$	Altersklassen
$I$	Investition
$I^{nach}$	Investition bei Nachrüstung
$J$	Inbetriebnahmejahre
$j_0$	erstes Inbetriebnahmejahr
$j_{hmin}$	erstes Inbetriebnahmejahr einer Altersklasse
$j_{hmax}$	letztes Inbetriebnahmejahr einer Altersklasse
$Kap$	installierte Kapazität
$\tilde{K}ap$	spezifische Kapazität je Anlage (Referenzanlagenkapazität)
$Kap^{inb}$	in Betrieb genommene Kapazität
$KW$	Kapitalwert
$KW^{nach}$	Kapitalwert bei Nachrüstung
$L$	Anlagenlebensdauer (Skalierungsparameter der Weibull-Verteilung)
$LA$	jährliche laufende Ausgaben
$LA^{Invest}$	jährliche investitionsbedingte Ausgaben außer Annuitäten
$LA^{Betrieb}$	jährliche betriebsabhängige Ausgaben
$LE$	jährliche Einnahmen

---

$M$	Maßnahmenkombinationen
$m_0$	Maßnahmenkombination für den ungeminderten Fall
$m_{p0}$	Maßnahmenkombinationen mit Primärmaßnahme ohne Sekundärmaßnahme (Primärmaßnahmenkombination)
$m_{ps}$	Maßnahmenkombinationen aus Primärmaßnahme und Sekundärmaßnahme (kombinierte Maßnahmenkombination)
$MP$	spezifisches Minderungspotenzial
$MP_0$	spezifisches Minderungspotenzial im ungeminderten Fall
$\Delta MP$	zusätzliches spezifisches Minderungspotenzial
$N$	Anlagenbestand (Anzahl)
$N^{alt}$	Altanlagenbestand
$N^{inb}$	in Betrieb genommene Anlagen
$N^{sti}$	stillgelegte Anlagen
$N^{nach,out}$	nachzurüstende Anlagen
$N^{nach,in}$	nachgerüstete Anlagen
$N^{sti,zw}$	zwangsweise stillgelegte Anlagen
$ND$	Nutzungsdauer
$p$	erforderliche prozentuale Emissionsminderung zur Einhaltung der Emissionshöchstgrenze
$R$	Referenzanlagenkategorien
$S$	Menge der Sektoren im Betrachtungsraum
$T$	Perioden im Betrachtungszeitraum
$t_0$	Beginn des Betrachtungszeitraums, Basisjahr
$t_{\check{u}}$	Periode der Überprüfung der Einhaltung der Emissionshöchstgrenze
$t_{end}$	Ende des Betrachtungszeitraums, Zieljahr
$\Delta t$	Periodendauer
$\ddot{U}F$	Übergangsfrist
$V$	Menge der Maßnahmenkombinationen nach steigenden Grenzausgaben
$VA^{spez}$	spezifische jährliche variable Ausgaben je Aktivitätseinheit

---

$Z$	Zustandsgrößen
$z$	Zustandsänderungsgrößen, Raten
$ZW$	Zielwert der Optimierung zur Bestimmung der minimalen Emissionsabgabe
$\alpha$	Annuitätsfaktor
$\beta$	Weibull-Modul (Formparameter der Weibull-Verteilung)
$\gamma$	Barwertfaktor
$\delta$	Diskontierungsfaktor
$\kappa$	Kalkulationszinsfuß
$\lambda$	Diskontierungsrate
$\mu$	relativer Anteil der Altersklassen am Anlagenbestand im Basisjahr
$\eta$	Minderungseffizienz
$\eta_0$	Minderungseffizienz im ungeminderten Fall
$\rho$	relativer Kapazitätsanteil der Referenzanlagenkategorien an der Sektorkapazität
$\sigma$	relativer Kapazitätsanteil der Minderungsmaßnahmen an der Kapazität der Referenzanlagenkategorie
$\tau$	Gewichtungsfaktor
$\Phi$	Überlebensfunktion der Weibull-Verteilung
$\zeta$	Ausfallrate der Weibull-Verteilung
$\omega$	Wahrscheinlichkeitsdichte der Weibull-Verteilung

## I. Einleitung

### I.1 Ausgangslage und Problemstellung

In vielen wichtigen internationalen Übereinkommen zur Luftreinhaltung werden für die betrachteten Luftschadstoffe nationale Emissionshöchstgrenzen für die beteiligten Staaten festgelegt, die diese in einem vorgegebenen Zieljahr einhalten müssen. Als Beispiele hierfür können die Protokolle, die im Rahmen der UNECE Konvention über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* [CLRTAP 1979]) erstellt wurden, oder die europäische Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe [RL 2001/81/EG] genannt werden. Damit wird die insgesamt zu erzielende Emissionsminderung nicht mehr „gleichmäßig“ auf alle Staaten aufgeteilt, sondern für jeden Staat wird eine individuelle Minderungsverpflichtung vorgegeben.

Die jeweilige Emissionshöchstgrenze wird über den so genannten Integrated-Assessment-Ansatz hergeleitet, in dem ausgehend von den ökologischen Folgen der Luftschadstoffe sowohl der Zusammenhang zwischen ihren Emissionen und der resultierenden Immissionsbelastung als auch die zur Emissionsminderung erforderlichen Kosten berücksichtigt werden. Im Sinne einer möglichst kosteneffizienten Emissionsminderung sollen die damit verbundenen Kosten minimiert werden. In diesem Zusammenhang wird die in den einzelnen Ländern erzielbare Emissionsminderung durch eine nationale Kostenfunktion abgebildet.

Kostenfunktionen beschreiben die minimalen Kosten, zu denen in einem Land ein vorgegebener Emissionswert innerhalb eines bestimmten Zeitraums erreicht werden kann. Hierzu wird in verschiedenen Minderungsszenarien die jeweils kostenminimale Kombination von anzuwendenden Emissionsminderungsmaßnahmen bestimmt, um den Emissionszielwert zu erreichen. Die Kostenfunktionen basieren somit auf den Kosten des Einsatzes von Emissionsminderungsmaßnahmen bei den jeweiligen Emittenten. Dies erfordert die differenzierte techno-ökonomische Betrachtung der emissionsverursachenden Anlagen und der jeweils einsetzbaren Minderungsmaßnahmen mit ihren spezifischen Minderungseffizienzen und Kosten.

Ebenso sind für jeden betrachteten Schadstoff alle emissionsrelevanten Quellgruppen zu berücksichtigen. Aufgrund ihrer übergeordneten Bedeutung für die in der Anfangsphase der internationalen Luftreinhaltungspolitik betrachteten Schadstoffe Schwefeloxide und Stickoxide wurden zunächst vorrangig Anlagen der Strom- und Wärmeerzeugung sowie mobile Quellen betrachtet. Insbesondere der Einbezug flüchtiger organischer Verbindungen in internationale Luftreinhaltvereinbarungen, aber auch deren zunehmende Emissionsrelevanz durch die bereits erzielte Emissionsminderung in anderen Berei-

chen, machte jedoch die Berücksichtigung der industriellen Sektoren bei der Umsetzung von Emissionsminderungsstrategien erforderlich. Im Gegensatz zur Energieerzeugung splittet sich der Industriebereich in zahlreiche voneinander unabhängige Einzelsektoren und eine Vielzahl kleiner und sehr heterogener Einzelquellen auf. Damit sind für die Ermittlung der Kostenfunktionen hinsichtlich des Differenzierungsgrades der betrachteten Anlagen und Prozesse für den Industriebereich besondere Anforderungen zu stellen. Es ist jedoch festzustellen, dass die Industriesektoren bei den hierzu verwendeten Modellen zum Teil auf eine sehr hoch aggregierte Weise abgebildet werden, so dass eine fundierte techno-ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsstrategien in der Industrie bislang nur eingeschränkt möglich ist.

Bei den zur Erstellung von Kostenfunktionen eingesetzten Modellen handelt es sich um Optimiermodelle, die gemäß ihrer jeweiligen Methodik jeweils zur kostenminimalen Lösung für den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen führen, um eine gegebene Emissionsvorgabe einzuhalten. Dabei gehen die Modellansätze von der Minimierung der im Gesamtsystem und über den gesamten Betrachtungszeitraum entstehenden Gesamtausgaben als übergeordneter Zielstellung aus.<sup>1</sup>

Bei dieser Herangehensweise bleiben jedoch die spezifischen Rahmenbedingungen auf Ebene der Einzelanlagen und somit die unternehmerische Sichtweise unberücksichtigt, was gleichzeitig den zentralen Kritikpunkt an den verwendeten Ansätzen darstellt. So ergeben sich zahlreiche Fälle, in denen die Kostenminimierung des Gesamtsystems nicht zu einer optimalen Lösung für den einzelnen Anlagenbetreiber führt. Dieser wird nämlich u. a. bestrebt sein, seine anlagenbezogenen Kosten zu minimieren, so dass die

---

<sup>1</sup> Da es sich bei den verwendeten Modellen im weitesten Sinne um Modelle zur Investitionsplanung handelt, sind die betriebswirtschaftlichen Begriffe Kosten und Aufwendungen an dieser Stelle streng genommen unzulässig. Bewertungsrelevant für die verwendeten dynamischen Investitionsrechnungsansätze sind die Ein- und Auszahlungen und deren Zeitpunkte. Im Allgemeinen können die Zahlungen mit Ausgaben und Einnahmen gleichgesetzt werden, was für diese Arbeit angenommen werden soll. Korrekt wäre somit von Ausgaben für Umwelt-schutzmaßnahmen zu sprechen. Für die ökonomische Bewertung nationaler Emissionsminderungsstrategien hat sich jedoch der Begriff Kostenfunktion (*cost function*) eingebürgert. Dementsprechend wird in der einschlägigen Fachliteratur häufig statt Ausgaben der Kostenbegriff in einer sehr allgemeinen Form verwendet (siehe z. B. [Böhringer 1999; Laforsch 1999; Nunge 2001; Rentz et al. 1998]) und insbesondere in englischsprachigen Veröffentlichungen ist nahezu ausschließlich von Kosten (*costs*) die Rede (siehe z. B. [Altman et al. 1994; Johansson 2000; Klimont et al. 2000; Makowski 2000; Shih et al. 1998]), ohne die betriebswirtschaftliche Differenzierung zwischen Ausgaben und Kosten zu berücksichtigen. Da im Kontext der hier behandelten Thematik die Begriffe Kostenfunktion, Gesamtkosten, Kostenminimierung, Kosteneffizienz etc. die geläufigen Bezeichnungen darstellen, werden diese für die vorliegende Arbeit weitgehend beibehalten.

Umsetzung der mit den Optimiermodellen generierten Lösungen in der Praxis wenig realistisch erscheint.

## **1.2 Zielsetzung und Lösungsweg**

Aus der dargestellten Kritik an den verwendeten optimierenden Ansätzen leitet sich die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ab, einen Modellansatz für die techno-ökonomische Bewertung von Luftreinhaltestrategien zu entwickeln, bei dem die Sichtweise des einzelnen Anlagenbetreibers und die anlagenspezifischen Rahmenbedingungen bei der Entscheidung für einen Maßnahmen Einsatz adäquat berücksichtigt werden. Aus einzelwirtschaftlicher Sichtweise stellt die übergeordnete Gesamtausgabenminimierung keine zu verfolgende Zielstellung dar. Die determinierenden Einflussfaktoren für den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen auf betrieblicher Ebene sind zunächst die generelle Erfordernis eines Maßnahmen Einsatzes, die sich aus den jeweiligen gesetzlichen Rahmenbedingungen ergibt, die technische Anwendbarkeit der Maßnahmen sowie als Entscheidungskriterium für die endgültige Maßnahmenauswahl die mit ihrem Einsatz verbundenen Kosten.

Angesichts der bislang zum Teil unzureichenden Berücksichtigung industrieller Sektoren soll der zu entwickelnde Ansatz speziell auf die Analyse nationaler Emissionsminderungsstrategien im Industriebereich ausgerichtet sein. Zusammengefasst besteht die Zielstellung der vorliegenden Arbeit damit in der Entwicklung eines Modells zur techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie unter Berücksichtigung der jeweiligen betriebspezifischen Rahmenbedingungen und Kosten zum Zeitpunkt eines Maßnahmen Einsatzes.

Zur Umsetzung dieser Zielstellung werden in Abschnitt II zunächst die bestehenden Ansätze zur techno-ökonomischen Bewertung von Luftreinhaltestrategien, wie sie im Rahmen internationaler Vereinbarungen zur Luftreinhaltung entwickelt wurden, einer kritischen Analyse unterzogen. Aus dem Ergebnis dieser Betrachtung werden die Anforderungen für den zu entwickelnden alternativen Modellansatz abgeleitet.

Am Beginn von Abschnitt III wird zunächst die prinzipielle Eignung verschiedener methodischer Ansätze zur Umsetzung dieser Anforderungen untersucht. Anschließend wird ein systemdynamischer Modellansatz als alternative Methodik zur techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien im Industriebereich detailliert hergeleitet. Mit Hilfe der Entwicklungsumgebung VENSIM® wird der Ansatz schließlich in Form des computergestützten Modells CLaIr umgesetzt.

Am Beispiel einer Modellapplikation für den Sektor Holzlackierung werden in Abschnitt IV die Wirkungen verschiedener Strategien zur Emissionsminderung erläutert. Weiterhin wird der Einfluss veränderter Rahmenbedingungen auf die Emissionsentwicklung anhand der Variation ausgewählter Modellparameter analysiert. Dabei werden

gleichzeitig die Robustheit und Zuverlässigkeit des entwickelten Modellansatzes untersucht. Schließlich wird dargestellt, wie eine systemdynamische Kostenkurve erzeugt werden kann. Eine kritische Reflexion des entwickelten Ansatzes sowie der Ergebnisse der Beispielanwendung schließen das Abschnitt ab.

Die Schlussfolgerungen hinsichtlich der praktischen Anwendbarkeit des Modells CLaIr und der damit gewonnenen Ergebnisse werden in Abschnitt V gezogen. Des weiteren wird die Übertragbarkeit auf weitere Sektoren diskutiert und ein Ausblick auf mögliche Weiterentwicklungen vorgenommen. Abschnitt VI beinhaltet eine abschließende Zusammenfassung der vorliegenden Arbeit.

## II. Die Kosten von Luftreinhaltestrategien im Kontext internationaler Vereinbarungen

Im Jahre 1967 formulierte der schwedische Chemiker Odén seine Hypothese, dass die zunehmende Versauerung schwedischer Gewässer auf die Verfrachtung von Luftschadstoffen aus kontinentaleuropäischen und britischen Quellen zurückzuführen sei, die 1968 erstmals wissenschaftlich veröffentlicht wurde [Odén 1968]. Daraufhin drängten die skandinavischen Länder immer wieder auf eine Minderung der Schwefeldioxidemissionen in den Verursacherländern, bis schließlich auf der Stockholm-Konferenz der Vereinten Nationen 1972 eine aktive internationale Zusammenarbeit zur Bekämpfung der Versauerung beschlossen wurde. Diese Aktivitäten mündeten 1979 im Rahmen der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (*United Nations Economic Commission for Europe*, UNECE) in der Konvention über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* [CLRTAP 1979]), die von 30 europäischen Staaten, der Europäischen Gemeinschaft, den Vereinigten Staaten von Amerika, Kanada, der Russischen Föderation und der Ukraine unterzeichnet wurde.<sup>2</sup>

Die Konvention war die erste rechtlich verbindliche internationale Vereinbarung zur Minderung der Luftverschmutzung und wurde in den Folgejahren zunächst durch drei schadstoffspezifische Protokolle zur Minderung der Emissionen von Schwefel [Protokoll Helsinki 1985], Stickstoffoxiden [Protokoll Sofia 1988] und flüchtiger organischer Verbindungen [Protokoll Genf 1991] ergänzt. Der darin festgelegte einheitliche Minderungsrahmen für alle Länder wurde jedoch kritisiert, da aufgrund der fehlenden Ursache-Wirkungs-Beziehung keine wissenschaftliche Basis für die darin festgelegten Minderungsziele vorhanden war, bereits umgesetzte Minderungsmaßnahmen dabei unberücksichtigt blieben und die Unterschiede zwischen den Ländern sowohl hinsichtlich der Empfindlichkeit der Ökosysteme als auch der mit der Emissionsminderung verbundenen Kosten vernachlässigt wurden.

Mitte der 80er Jahre wurde von Schweden die Verwendung kritischer Depositionsraten (*critical loads*) als Leitprinzip internationaler Luftreinhaltestrategien erstmals vorgeschlagen [Nilsson 1986]. Die kritische Depositionsrates bezeichnet die maximale Eintragsmenge eines Schadstoffs in ein Ökosystem, die langfristig keine schädlichen Effekte verursacht, und stellt somit einen wirkungsorientierten Ansatz dar. Dieser fand schnell Eingang in die Politik, denn bereits in den Protokollen von Sofia und Genf wurde festgelegt,

---

<sup>2</sup> Für eine ausführliche Darstellung der Historie der internationalen Zusammenarbeit zur Bekämpfung der Luftverschmutzung siehe z. B. [Levy 1995].

in einem weiteren Schritt zusätzliche Maßnahmen zur Emissionsminderung unter Verwendung des Critical-Load-Ansatzes zu verhandeln.

Im Laufe der weiteren Protokollverhandlungen wurde hieraus der Integrated-Assessment-Ansatz entwickelt, mit dem der Ursache-Wirkungs-Bezug von Emissionen auf die lokale Schadstoffbelastung hergestellt wird, indem die Emissionen, der Transport und die Deposition von Luftschadstoffen integriert betrachtet werden. Grundlage dieses Ansatzes bilden die drei Module [Alcamo et. al 1990]:

- a) Kritische Depositionsraten (*critical loads*) bzw. kritische Konzentrationen (*critical levels*) des Schadstoffs im Ökosystem;
- b) Modellierung des Zusammenhangs zwischen Emissionen, atmosphärischer Ausbreitung und Transport, Immission und Deposition;<sup>3</sup>
- c) Emissionsentwicklung und durch den Einsatz von Minderungsmaßnahmen resultierende Kostenkurven.

Die Grundlage der Protokolle dieser sogenannten zweiten Generation bildet somit eine wirkungsorientierte und kostenminimale Minderungsstrategie zur Emissionsreduktion. Kostenkurven (Kostenfunktionen) verbinden dabei die technischen und ökonomischen Gesichtspunkte von Emissionsminderungsmaßnahmen und stellen den funktionalen Zusammenhang zwischen einer Emissionsminderung und den hierdurch entstehenden Kosten dar. Mit Kostenfunktionen soll die Kosteneffizienz von Emissionsminderungsstrategien gewährleistet werden, indem die durch den Maßnahmeneinsatz entstehenden Kosten in die Aufteilung und Zuweisung von Emissionsminderungsverpflichtungen eingehen. Die Erstellung von Kostenfunktionen ist damit von hoher Relevanz bei der Bestimmung nationaler Emissionshöchstgrenzen, wie sie zunächst im zweiten Schwefelprotokoll [Protokoll Oslo 1994] und später im so genannten Multikomponenten-Protokoll [Protokoll Gothenburg 1999] für Schwefeldioxid, Stickoxide, Ammoniak und flüchtige organische Verbindungen festgelegt wurden. Mit der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe [RL 2001/81/EG] wurden ebenfalls auf der Grundlage nationaler Kostenkurven die zulässigen nationalen Emissionshöchstgrenzen für die genannten Schadstoffe in den Ländern der Europäischen Union nochmals reduziert.

Kostenkurven beschreiben die kostenminimalen Kombinationen derjenigen Maßnahmen, die für die Erreichung vorgegebener Emissionshöchstgrenzen eines Schadstoffs in einem gegebenen geographischen Raum (z. B. in einem bestimmten Land) innerhalb

---

<sup>3</sup> Neben der Schadstoffverfrachtung sind auch Wechselwirkungen zwischen den Luftschadstoffen durch u. a. photochemische Reaktionen in der Atmosphäre zu berücksichtigen, die insbesondere bei der Ozonbildung eine wichtige Rolle spielen.

eines definierten Zeitrahmens jeweils einzusetzen sind.<sup>4</sup> Dazu werden ausgehend von einem definierten Bezugsniveau die Kosten für verschiedene Emissionsminderungsszenarien ermittelt. Die Kostenkurve gibt dann für jeden Emissionswert die minimalen Kosten an, mit denen die betrachtete Emittentenstruktur durch Anwendung geeigneter Minderungsoptionen diesen Emissionswert einhalten kann.<sup>5</sup> Je nach Zielsetzung können somit die minimalen Emissionsminderungskosten der Länder über ihre nationalen Kostenfunktionen oder auch die Kosten verschiedener Branchen mittels sektoraler Kostenfunktionen verglichen werden.

Die Kostenfunktion wird auf der Grundlage der bei den betrachteten Emittenten durch die eingesetzten Minderungsmaßnahmen verursachten Kosten bestimmt, was die Kenntnis detaillierter techno-ökonomischer Informationen auf Anlagen- bzw. Prozessebene erforderlich macht. Kostenfunktionen bilden somit das Verbindungsglied zwischen der mikroökonomischen Ebene der einzelnen emissionsverursachenden Anlagen und den verfügbaren (in der Regel) kostenverursachenden Emissionsminderungstechnologien sowie der makroökonomischen Ebene, auf der politische Handlungsalternativen für eine Aufteilung oder Einhaltung vorgegebener Emissionshöchstgrenzen diskutiert werden.

Um die Kostenfunktion für ein Land (bzw. allgemein eine Region) zu erstellen, ist die geographische Zuordnung der emissionsverursachenden Anlagen, der bei diesen Anlagen durch den Einsatz von Minderungsmaßnahmen entstehenden Kosten sowie der jeweils resultierenden Emissionen erforderlich. Weiterhin ist der zeitliche Bezug der Umsetzung internationaler Vereinbarungen zu berücksichtigen, da diese von einem Basisjahr als Ausgangszeitpunkt sowie einem Zieljahr zur Erfüllung der Minderungsverpflichtung ausgehen. Damit müssen zur Ermittlung der Kostenkurve für ein Untersuchungsgebiet alle innerhalb des Umsetzungszeitraums anfallenden Kosten der Emissionsminderung erfasst werden.

---

<sup>4</sup> Alle weiteren Ausführungen werden zur Vereinfachung der Darstellung auf die Minderung eines einzelnen Schadstoffes bezogen.

<sup>5</sup> Weitere Ansätze im Rahmen des Integrated Assessment Modelling zielen darauf, die Kostenbetrachtung nicht nur auf die Emissionsminderung der Schadstoffe zu beziehen, sondern im Sinne einer Kosten-Nutzen-Analyse um eine monetäre Bewertung des Nutzens der Emissionsminderung zu erweitern (siehe z. B. [Smith et al. 1996]). Im Rahmen der Optimierung werden die Ausgaben der Emissionsminderung dann mit dem geldwerten Nutzen der vermiedenen Umweltbelastungen abgewogen. Als Beispiel für einen solchen Ansatz sei das Modell MERLIN (Multi-Pollutant Multi-Effect Modeling of European Air Pollution Control Strategies – an Integrated Approach) genannt [Reis et al. 2001]. In [Tarrasón et al. 2001] wird MERLIN als alternativer und ergänzender Ansatz zur Verbreiterung der wissenschaftlichen Basis zur Weiterentwicklung von Luftreinhaltestrategien beschrieben. Die Berücksichtigung von Wirkungsaspekten soll in der vorliegenden Arbeit jedoch außer Betracht bleiben.

Für die Ermittlung der kostenminimalen Lösung zur Umsetzung von Minderungszielen sind für jeden betrachteten Schadstoff alle emissionsrelevanten Quellgruppen zu betrachten. Da Kostenfunktionen anhand der technologiespezifischen Kosten der Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen in den einzelnen Sektoren ermittelt werden, ist zu ihrer Berechnung eine hinreichend detaillierte, auf konkreten Anlagen und Technologien basierte Darstellung der Sektoren erforderlich. Die differenzierte Betrachtung der Sektoren mit den bei den jeweiligen Anlagentypen durch den Einsatz von Minderungsmaßnahmen spezifisch resultierenden Minderungseffizienzen und Kosten stellt somit die grundlegende Voraussetzung für die fundierte techno-ökonomische Analyse möglicher Umsetzungsstrategien dar.

## II.1 Bestehende Ansätze zur Erstellung von Kostenfunktionen

Bevor die zwei wesentlichen methodischen Ansätze für die Erstellung von Kostenfunktionen diskutiert werden, sollen zunächst die spezifischen Besonderheiten bei der Berücksichtigung industrieller Emittenten im Rahmen der ökonomischen Bewertung von Emissionsminderungsstrategien erläutert werden.

Abhängig vom betrachteten Schadstoff können jeweils unterschiedliche Quellgruppen als Hauptemittenten identifiziert werden. Für die in den ersten Protokollen geregelten Schwefeloxide ( $\text{SO}_x$ ) und Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) waren zunächst insbesondere Verbrennungsanlagen und mobile Quellen (hier vor allem der Straßenverkehr) von Bedeutung. So stellten für  $\text{SO}_x$ -Emissionen Großfeuerungsanlagen und sonstige Verbrennungsanlagen die weitaus wichtigsten Quellgruppen dar, während für  $\text{NO}_x$ -Emissionen mobile Quellen mit Abstand die größte Bedeutung hatten [Vestreng und Klein 2002]. Aufgrund ihrer untergeordneten Relevanz spielten die Emissionen industrieller Prozesse hingegen zunächst nur eine untergeordnete Rolle und waren im Wesentlichen auf den Einbezug großer Industriefeuerungsanlagen wie z. B. in der Zement- und Glasindustrie beschränkt. Dies änderte sich jedoch mit dem Einbezug der Ozonproblematik im Rahmen des Genfer Protokolls zur Verminderung flüchtiger organischer Verbindungen (*Volatile Organic Compounds*, VOC) [Protokoll Genf 1991], da hier neben den mobilen Quellen insbesondere die Lösemittelanwendung sowie die sonstigen Industriesektoren die höchsten Emissionen verursachten [Vestreng und Klein 2002]. Auch hinsichtlich ihrer  $\text{SO}_x$ - und  $\text{NO}_x$ -Emissionen wurden industrielle Prozesse aufgrund der bereits erreichten Minderungen bei Verbrennungsanlagen zunehmend relevant. Dementsprechend ist für die Bestimmung der Emissionen eines Landes und zur Ermittlung von Minderungspotenzialen und Kostenkurven im Rahmen der Umsetzung nationaler Emissionsminderungsstrategien die adäquate Berücksichtigung der jeweils wesentlichen emissionsverursachenden Industriesektoren erforderlich.

Aufgrund der Komplexität der Industriesektoren ergeben sich durch ihren Einbezug in Luftreinhaltestrategien einige Besonderheiten. So gliedert sich die Industrie im Vergleich

zur Energieerzeugung in zahlreiche voneinander unabhängige Einzelsektoren auf. Als Beispiel sind hinsichtlich der VOC-Emissionen so unterschiedliche Sektoren wie Raffinerien, die Verteilung von Kraftstoffen sowie der gesamte Bereich der Lösemittelanwendung relevant.<sup>6</sup> Unter diesem Oberbegriff werden wiederum so verschiedene Branchen wie Druckindustrie, Lackanwendung, Klebstoffanwendung, chemische Reinigungen, Metallentfettung usw. zusammengefasst. Im Gegensatz zu den Emissionen stationärer Verbrennungsprozesse, die überwiegend einer überschaubaren Anzahl von Feuerungsanlagen zugeordnet werden können, stammt ein bedeutender Anteil der industriell bedingten Emissionen somit aus einer Vielzahl kleinerer und sehr heterogener Quellen.

Die resultierenden Emissionen können daher auch nicht auf vergleichsweise wenige Parameter wie z. B. die Energienachfrage zurückgeführt werden, sondern für jeden Sektor ist eine geeignete spezifische Aktivitätsgröße zu betrachten. Während für viele Industriesektoren die jährlich produzierte Masse (in Tonnen Produkt) oder die Menge der produzierten Einheiten als Aktivitätsbezug verwendet werden kann, wird im Bereich der Oberflächenlackierung oft auf die beschichtete Fläche (in Quadratmetern) Bezug genommen, während in anderen Sektoren der Verbrauch an Einsatzstoffen oder Rohmaterialien (z. B. der Verbrauch an Lack, Druckerfarbe oder Rohöl) oder auch die erzeugte Schmutzfracht als Bezugsbasis Verwendung finden (Laforsch 1999; Felbermayer et al. 2002; Klimont et al. 2000). Aufgrund dieser Vielfältigkeit erfordert die techno-ökonomische Evaluation von Emissionsminderungsstrategien für Industrieprozesse einen deutlich höheren Differenzierungsgrad hinsichtlich der Technologien und Maßnahmen als dies in der Regel für Verbrennungsanlagen notwendig ist. Wegen dieser spezifischen

---

<sup>6</sup> Flüchtige organische Verbindungen (VOC) umfassen als Sammelbegriff eine Vielzahl unterschiedlicher Einzelsubstanzen, die eine organische Grundstruktur gemeinsam haben und unter normalen Bedingungen eine hohe Flüchtigkeit aufweisen. Wesentliche Umweltwirkung der VOC-Emissionen ist ihr photochemisches Ozonbildungspotenzial (*Photochemical Ozone Creation Potential*, POCP). In der Regel wird dabei Methan aufgrund seiner unterschiedlichen Quellenstruktur (überwiegend natürliche und landwirtschaftliche Quellen) und seinem im Vergleich geringem POCP in der Regel nicht den anthropogen bedingten VOC-Emissionen zugerechnet, so dass der Begriff VOC ausschließlich die Nicht-Methan VOC (NMVOC) umfasst. In der Literatur existiert jedoch keine einheitliche und allgemein anerkannte Definition für VOC. So werden in [RL 1999/13/EG] VOC definiert als „organische Verbindungen, die bei 293,15 K einen Dampfdruck von 0,01 kPa oder mehr haben oder unter den jeweiligen Verwendungsbedingungen eine entsprechende Flüchtigkeit aufweisen“. Nach [RL 2001/81/EG] und [Protokoll Gothenburg 1999] hingegen sind VOC „organische Verbindungen, die sich aus menschlicher Tätigkeit ergeben, mit Ausnahme von Methan, die durch Reaktion mit Stickstoffoxiden in Gegenwart von Sonnenlicht photochemische Oxidantien erzeugen können“. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff VOC generell als Kurzbezeichnung für anthropogen bedingte NMVOC im Sinne dieser letzteren Definition verwendet.

Erfordernisse wird bei der Diskussion der bestehenden Ansätze zur Ermittlung von Kostenfunktionen jeweils gesondert auf die Behandlung der Industriesektoren eingegangen.

Für die Erstellung der Kostenfunktionen im Rahmen der Protokollverhandlungen der UNECE und der Festsetzung der Emissionshöchstgrenzen der europäischen Richtlinie kamen Optimiermodelle zur Anwendung, die sich zwei verschiedenen methodischen Ansätzen zuordnen lassen:

- a) Die techno-ökonomische Optimierung mittels dynamischer Energie-Emissions-Modelle wie das von der Europäischen Kommission entwickelte Modell EFOM-ENV<sup>7</sup>, welches zur Vorbereitung des zweiten UNECE-Schwefelprotokolls entwickelt und eingesetzt wurde [van Oostvoorn et al. 1991, Rentz et al. 1992].
- b) Die Auswahl der Maßnahmen gemäß eines Rankings der Optionen nach steigenden Grenzausgaben in Bezug auf ihr Minderungspotenzial. Dieser Ansatz liegt dem vom International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) entwickelten Integrated-Assessment-Modell RAINS<sup>8</sup> zugrunde, das als Basis zur Berechnung der Emissionshöchstgrenzen für das Multikomponenten-Protokoll der UNECE sowie der EU-Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen diente. Die Emissionen und Kosten werden hierbei in dem Teilmodul ENEM<sup>9</sup> berechnet [Alcamo et. al 1990, Amann et al. 2004].

Hinsichtlich ihrer Methodik weisen beide Modellansätze grundsätzliche Gemeinsamkeiten auf. Sie verfolgen jeweils einen Bottom-up-Ansatz, bei dem die unterschiedlichen Produktionsprozesse und Technologien durch ihre techno-ökonomischen Parameter beschrieben werden. Hierdurch können die technischen Anpassungsprozesse des Produktionssystems (der Einsatz von Minderungsmaßnahmen) an die exogen vorgegebenen Rahmenbedingungen (Emissionshöchstgrenzen) abgebildet werden. Als Eingangsdaten in die Modelle gehen die Technologiekonfiguration der zu untersuchenden Sektoren, die Nachfrage und ihre zeitliche Entwicklung sowie die verfügbaren Emissionsminderungstechniken mit ihren Minderungseffizienzen und Kosten ein.

Beide Modelle orientieren sich dabei an einer ordnungspolitischen Perspektive: Dieser liegt die Annahme zugrunde, dass die vorgegebenen Emissionsgrenzwerte bzw. Emissionshöchstgrenzen durch den Einsatz geeigneter Emissionsminderungsmaßnahmen auf Seite der Emittenten eingehalten wird.<sup>10</sup> Neben der Befriedigung der Nachfrage geht daher als weitere grundlegende Nebenbedingung die Einhaltung der vorgegebenen Emissionshöchstgrenze in den Modellansatz ein. Bei beiden Modellen wird zur Auswahl von

---

<sup>7</sup> Energy Flow Optimisation Modell – Environment

<sup>8</sup> Regional Air Pollution Information and Simulation

<sup>9</sup> Energy and Emissions

Minderungsmaßnahmen ein Optimieransatz verfolgt mit dem Ziel, die Emissionsvorgabe mit der ausgabenminimalen Maßnahmenkonfiguration zu erreichen. Von den verfügbaren (d. h. technisch realisierbaren) Minderungsoptionen werden daher jeweils diejenigen Maßnahmen ausgewählt, die die geringsten Ausgaben verursachen. Durch ihre Konzeption als Partialmodelle bleiben Rückkopplungen mit anderen (nicht emissionsrelevanten) Märkten sowie der makroökonomischen Ebene (wie z. B. der Einfluss von Minderungsstrategien auf das Wirtschaftswachstum oder die Beschäftigung) bei der Analyse unberücksichtigt.

Unter diesen Voraussetzungen kann die Kostenfunktion ex ante bestimmt werden, indem für definierte Emissionsziele die jeweils kostenminimale Maßnahmenkonfiguration ermittelt wird. Zur Bestimmung der minimalen Kosten verfolgen die Modelle jedoch grundlegend unterschiedliche Ansätze, die im Folgenden dargestellt werden.

### II.1.1 Das Modell EFOM-ENV

Das Energie-Emissions-Modell EFOM-ENV ist eine Weiterentwicklung des Energiesystemmodells EFOM-12c [van der Voort et al. 1984], welches von der Europäischen Union für energiepolitische Analysen und zur Bestimmung der kostenminimalen Entwicklung der Energieversorgungssysteme der Länder konzipiert wurde. Energiesystemmodelle sind bottom-up basierte Partialmodelle, bei denen auf prozessorientierter, technologischer Basis in der Regel die gesamte Energienutzungskette von der Gewinnung der Primärenergien über die verschiedenen Stufen der Energieerzeugung und -umwandlung bis zur Bereitstellung von Nutzenergien oder Energiedienstleistungen dargestellt wird [Böhringer 1999]. Ihre Entwicklung geht zurück bis in die 70er Jahre und neben EFOM-12c sind hier als weitere optimierende Energiesystemmodelle MESSAGE<sup>11</sup> [Agnew et al. 1979] und MARKAL<sup>12</sup> [Fishbone und Abilok 1981] zu nennen. Mit der zunehmenden Bedeutung von Umweltschutz und aufgrund der Tatsache, dass Verbrennungsprozesse in Großfeuerungsanlagen die wichtigsten stationären Quellen für die in den ersten Protokollen geregelten Schadstoffe Schwefeloxide und Stickoxide darstellten, wurden die bestehenden Planungsmodelle um eine Betrachtung der Emissionen der Anlagen erweitert.

EFOM-ENV ist ein mehrperiodisches Optimiermodell auf Basis der linearen Programmierung. Zielfunktion der Optimierung ist die Minimierung der Gesamtausgaben über

---

<sup>10</sup> Aktuelle Weiterentwicklungen der Modelle berücksichtigen ebenfalls umweltökonomische Konzepte wie den CO<sub>2</sub>-Zertifikatehandel (siehe z. B. [Enzensberger 2003])

<sup>11</sup> Model for Energy Supply Systems Alternatives and their General Environmental Impact

<sup>12</sup> Market Allocation Model

den Betrachtungszeitraum. Durch die Berücksichtigung mehrerer Stützjahre (d. h. der Betrachtungszeitraum wird in mehrere Perioden aufgeteilt) können dynamische Aspekte wie die Lebensdauer der Anlagen, die erforderliche Erhöhung von Kapazitäten und der Zeitpunkt des Maßnahmeneinsatzes erfasst werden.

Die durch den Maßnahmeneinsatz verursachten Ausgaben werden anhand der spezifischen Ausgaben (Ausgaben je Aktivitäts- bzw. Kapazitätseinheit) der Minderungsmaßnahmen berechnet. In jeder Periode  $t$  werden für die eingesetzten Maßnahmen  $m$  im Sektor  $s$  die Annuitäten der Investitionen anhand der spezifischen Annuität  $Ann^{spez}$  und der mit einer Maßnahme neu ausgestatteten Anlagenkapazitäten  $Kap^{inb}$  sowie die betriebsabhängigen Ausgaben anhand der spezifischen variablen Ausgaben der Maßnahmen  $VA^{spez}$  und der Produktionsmenge (Aktivität)  $Ak$  der Anlagen nach Gleichung 1 bestimmt.

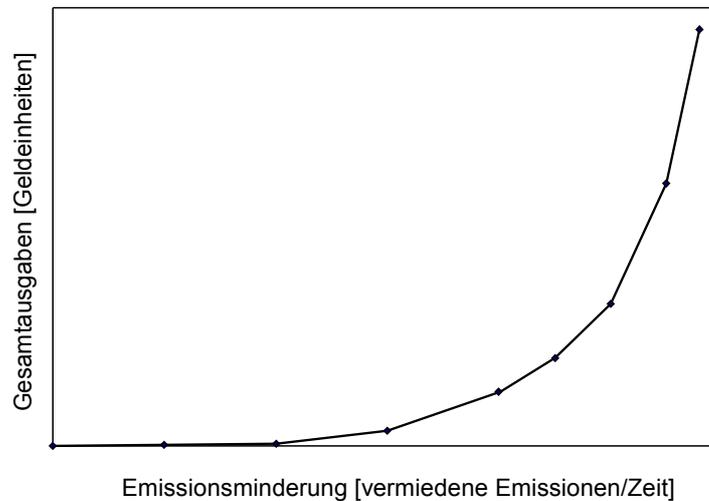
$$A_{s,m,t} = Ann_{s,m}^{spez} \cdot Kap_{s,m,t}^{inb} + VA_{s,m}^{spez} \cdot Ak_{s,m,t} \quad \forall s \in S; \forall m \in M; \forall t \in T \quad (1)$$

Damit werden in jeder Periode die durch den Maßnahmeneinsatz hervorgerufenen Ausgaben erfasst. Die resultierenden Gesamtausgaben  $G$  über den Planungszeitraum ergeben sich durch Diskontierung auf das Basisjahr (mit dem Diskontierungsfaktor  $\delta$ ) und Aufsummierung der periodenbezogenen Ausgaben, und die Zielfunktion kann nach Gleichung 2 dargestellt werden.

$$\min \quad G = \sum_{t \in T} \delta_t \cdot \sum_{s \in S} \sum_{m \in M} A_{s,m,t} \quad (2)$$

Die Minderungsmaßnahmen werden gemäß der Zielfunktion derart eingesetzt, dass die über den gesamten Planungszeitraum insgesamt entstehenden Ausgaben unter Einhaltung der geforderten Emissionshöchstgrenze minimiert werden. Durch die periodische Darstellung werden die jeweils in den Vorperioden implementierten Minderungsoptionen berücksichtigt, und es kann neben einer Emissionshöchstgrenze für das Zieljahr auch ein Emissionsverlauf über die Stützjahre festgelegt werden. Daneben sind zusätzliche Restriktionen für die Emissionen oder die Produktionsmenge spezifisch für die verschiedenen Betrachtungsebenen (bestimmte Prozesse oder Anlagenkategorien) möglich.

In mehreren Modellläufen mit verschiedenen Emissionshöchstgrenzen werden jeweils die resultierenden minimalen Gesamtausgaben berechnet. Diese werden auf die Gesamtausgaben eines Referenzszenarios bezogen und die resultierende Differenz bildet jeweils einen Punkt der Kostenkurve, so dass das Referenzszenario den Nullpunkt der Kostenkurve bildet. Um den Aufwand für die Erzeugung der Kostenkurven zu begren-



**Abbildung II.1:** Schematische Darstellung der mit EFOM-ENV erstellten Kostenkurve

zen, werden diese vereinfacht durch Interpolation der so erhaltenen Einzelpunkte angenähert (Abbildung II.1).

#### *II.1.1.1 Die Berücksichtigung von Industriesektoren in EFOM-ENV und davon abgeleiteten Modellen*

EFOM-ENV ist als Energiesystemmodell konzipiert, bei dem die Energieflüsse das verbindende Element zwischen den Anlagen und Sektoren darstellen. Die gleichzeitige Betrachtung von Industriesektoren mit ihren spezifischen Materialflüssen ist mit dem Modell daher nicht möglich. Der in EFOM-ENV genutzte Ansatz wurde inzwischen u. a. mit den Modellen PERSEUS<sup>13</sup> [Fichtner et al. 1997], E<sup>3</sup>Net [Schaumann und Schweicke 1995] und TIMES<sup>14</sup> [Remme et al. 2002] weiterentwickelt, daneben existieren verschiedene weitere optimierende Modelle wie z. B. IKARUS<sup>15</sup> [VDI 1993]. Allen Modellen ist die technologiebasierte Abbildung des Energiesystems mittels eines Bottom-up-Ansatzes gemeinsam. Als wichtige Energieverbraucher sind dabei auch die energieintensiven Industriebranchen abgebildet, die z. B. bei der Evaluation von Klimagasreduktionsstrategien wie dem CO<sub>2</sub>-Emissionshandel ebenfalls zu berücksichtigen sind. Eine darüber hinaus gehende Darstellung der Industriesektoren in Form einer umfassenden Berück-

---

<sup>13</sup> Program Package for Emission Reduction Strategies in Energy Use and Supply

<sup>14</sup> The Integrated MARKAL EFOM System

<sup>15</sup> Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien

sichtigung der durch Produktionsprozesse verursachten Emissionen ist jedoch in keinem der genannten Modelle implementiert.

Als Weiterentwicklung speziell im Hinblick auf die ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsstrategien für flüchtige organische Verbindungen bei industriellen Prozessen wurde ausgehend von EFOM-ENV das optimierende Stoffflussmodell ARGUS-VOC<sup>16</sup> entwickelt [Laforsch 1999]. Im Gegensatz zu den Energiemodellen werden bei ARGUS keine Energieumwandlungsprozesse, sondern die entsprechenden Produktionsprozesse abgebildet. Durch eine detaillierte Abbildung der jeweiligen Sektorstruktur und der technologieabhängig einsetzbaren Minderungsmaßnahmen wurde das Modell an die spezifischen Anforderungen der Emissionsminderung in Industriesektoren angepasst. ARGUS wurde erstmals in Vorbereitung auf das Multikomponenten-Protokoll der UNECE angewendet [Rentz et al. 1998] und seitdem erfolgreich für weitere Fragestellungen im Bereich der Minderung industrieller Emissionen eingesetzt [Rentz et al. 1999, Rentz et al. 2000, Rentz et al. 2000a, Felbermayer et al. 2002].

### II.1.2 Das Modell RAINS

Ausgangspunkt der Kostenbestimmung in RAINS bilden wie bei EFOM-ENV die auf die Aktivitäts- bzw. Kapazitätseinheit bezogenen spezifischen Annuitäten und variablen Ausgaben für den Maßnahmeneinsatz. Anschließend werden die spezifischen Ausgaben auf das spezifische Minderungspotenzial  $MP$  (Emissionsfaktor im ungeminderten Fall  $EF_0$  mal Minderungseffizienz  $\eta$ ) der Maßnahme bezogen und so die schadstoffspezifischen Minderungsausgaben  $A^{mind}$  (Ausgaben je Einheit vermiedener Emissionen) der Maßnahmen  $m$  im Sektor  $s$  ermittelt:

$$A_{s,m}^{mind} = \frac{Ann_{s,m}^{spez} + VA_{s,m}^{spez}}{MP_{s,m}} \quad \forall s \in S; \forall m \in M \quad (3)$$

$$\text{mit } MP_{s,m} = EF_{s,0} \cdot \eta_{s,m}$$

In einem weiteren Schritt werden die Grenzausgaben  $A^{grenz}$  der Maßnahmen bestimmt. Die Grenzausgaben setzen, jeweils bezogen auf eine weniger effektive Maßnahme, die zusätzlichen Ausgaben für eine effektivere Maßnahme mit ihrem zusätzlichen Minderungspotenzial in Beziehung. Grenzausgaben bezeichnen somit die Ausgaben der Vermeidung einer weiteren Emissionseinheit. Anhand ihrer Grenzausgaben werden die Maßnahmen einem Ranking unterzogen: Die erste Maßnahme im Ranking, die die erste

<sup>16</sup> Allokationsmodul zur rechnergestützten Generierung wirtschaftlicher Umweltschutzstrategien für Emissionen für VOC-Emissionen

Minderungsstufe darstellt, wird durch die Maßnahme mit den geringsten schadstoffspezifischen Minderungsausgaben repräsentiert. Diese entsprechen in diesem Fall den Grenzausgaben der Maßnahme, da das zusätzliche Minderungspotenzial  $\Delta MP$  der Option ihrem gesamten spezifischen Minderungspotenzial entspricht. In den weiteren Stufen wird das jeweils mögliche zusätzliche Minderungspotenzial anhand der Differenz der Minderungspotenziale der Maßnahmen berechnet.<sup>17</sup> Die Grenzausgaben  $A_{s,m}^{grenz}$  der weiteren Minderungsoptionen  $m$  werden somit bezogen auf die spezifischen Ausgaben und das Minderungspotenzial der jeweils vorhergehenden Minderungsstufe  $m - 1$  nach Gleichung 4 berechnet .

$$A_{s,m}^{grenz} = \frac{(Ann_{s,m}^{spez} + VA_{s,m}^{spez}) - (Ann_{s,m-1}^{spez} + VA_{s,m-1}^{spez})}{MP_{s,m} - MP_{s,m-1}} \quad (4)$$

$$\forall s \in S; \forall m \in M; MP_{s,m} \geq MP_{s,m-1}; MP_{s,0} = 0$$

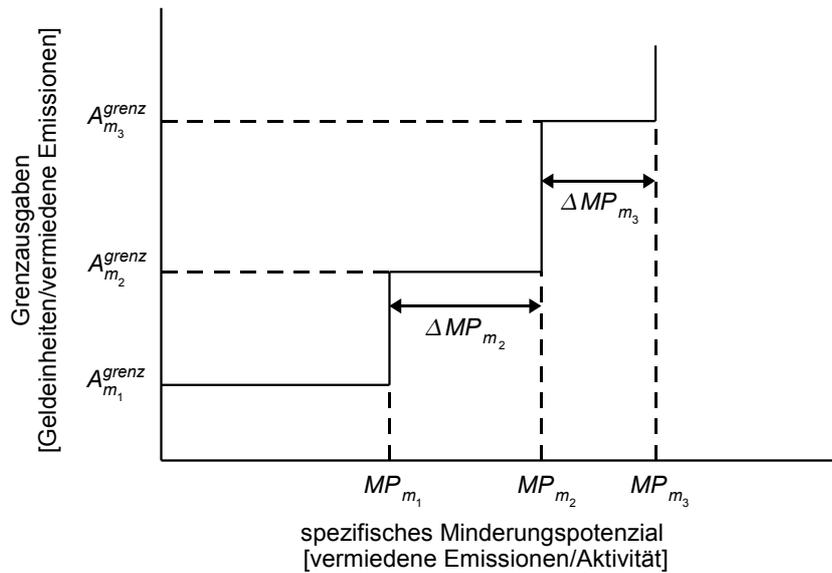
Gleichung 4 lässt sich durch Division mit  $EF_0$  auch mittels der schadstoffspezifischen Minderungsausgaben und der Minderungseffizienz formulieren (siehe Gleichung 3) und man erhält die üblicherweise angegebene Darstellungsform (siehe z. B. [Amann et al. 2004; Klimont et al. 2002]).

$$A_{s,m}^{grenz} = \frac{A_{s,m}^{mind} \cdot \eta_{s,m} - A_{s,m-1}^{mind} \cdot \eta_{s,m-1}}{\eta_{s,m} - \eta_{s,m-1}} \quad \forall s \in S; \forall m \in M; \eta_{s,m} \geq \eta_{s,m-1}; \eta_{s,0} = 0 \quad (5)$$

Die Maßnahme mit den jeweils niedrigsten Grenzausgaben stellt die nächste Minderungsstufe dar, anhand derer wiederum die Grenzausgaben der dann noch verbleibenden Maßnahmen ermittelt werden, usw.. Mit diesem sequenziellen Prozess werden alle Minderungsoptionen eines Sektors anhand steigender Grenzausgaben sortiert und gemäß dieses Rankings zur Erreichung des vorgegebenen Minderungsziels im Zieljahr der Betrachtung eingesetzt. Das Ranking der Maßnahmen mit dem jeweiligen zusätzlichen Minderungspotenzial  $\Delta MP$  ist in Abbildung II.2 veranschaulicht.

Unter der Annahme, dass die Sektoren in Bezug auf die Umsetzung der Optionen unabhängig sind, kann die durch die Anwendung von Emissionsminderungsmaßnahmen resultierende nationale Kostenkurve durch das Ranking der Gesamtheit der Optionen

<sup>17</sup> Wenn z. B. zur Minderung der SO<sub>2</sub>-Emissionen statt einer Nasswäsche mit 95 % Minderungseffizienz ein regeneratives Verfahren mit einem Abscheidegrad von 98 % eingesetzt wird, beträgt das zusätzliche Minderungspotenzial 3 % (mal dem Emissionsfaktor).



**Abbildung II.2:** Veranschaulichung der Vorgehensweise beim Ranking der Maßnahmen

nach den oben sektorweise bestimmten Grenzausgaben bestimmt werden. Um die formale Darstellung zu vereinfachen, wird die Reihe aller möglichen Optionen  $(s,m)$  nach steigenden Grenzausgaben sortiert und von 1 bis  $V$  durchnummeriert. Jeder auf diese Weise definierte Index  $v$  kann somit eindeutig einer Maßnahme  $(s,m)$  zugeordnet werden. Die Gesamtausgaben zur Erreichung eines bestimmten Minderungszieles und somit die Kostenfunktion des RAINS Modells können dann anhand Gleichung 6 abgeleitet werden, wobei  $\Delta E$  jeweils die zusätzliche Emissionsminderung einer Maßnahme im Vergleich zur vorhergehenden Minderungsstufe bezeichnet. Diese ergibt sich durch Multiplikation des zusätzlichen spezifischen Minderungspotenziales  $MP$  mit der entsprechenden Aktivität  $A_k$ .

$$G(E_{n,t_{end}}) = \sum_{v=1}^n A_v^{grenz} \cdot \Delta E_v \quad \forall v \in V \quad (6)$$

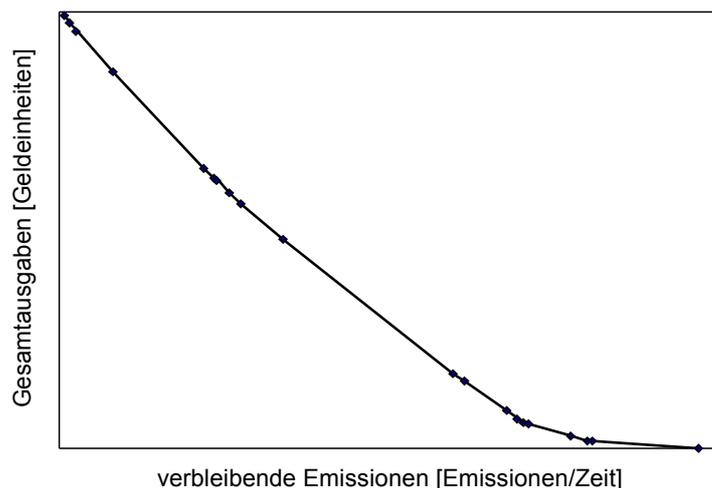
$$\text{mit } \Delta E_v = MP_v \cdot Ak_v$$

$$E_{n,t_{end}} = E_{0,t_{end}} - \sum_{v=1}^n \Delta E_v$$

Die ungeminderten Emissionen im Zieljahr  $E_{0,t_{end}}$  repräsentieren die Emissionen des Basisszenarios, dem die ungeminderten Emissionsfaktoren der Anlagen zugrunde liegen und in dem keine Minderungsmaßnahmen implementiert sind. Werden die Gesamtausgaben nach Gleichung 6 über die jeweils verbleibenden Emissionen  $E_{n,t_{end}}$  nach Umset-

zung der Optionen 1 bis  $n$  aufgetragen, ergibt sich als Kostenkurve wie in Abbildung II.3 dargestellt eine abschnittsweise lineare Funktion, deren Steigung innerhalb der einzelnen Segmente durch die Ausgaben für die angewendeten Maßnahmen determiniert wird [Amann et al. 2004].<sup>18</sup>

In RAINS werden gemäß Gleichung 6 die Ausgaben für den Maßnahmeneinsatz im Zieljahr unter den dann geltenden Rahmenbedingungen (wie z. B. der Nachfrage im Zieljahr) berechnet. Durch das Ranking der Maßnahmen nach steigenden Grenzausgaben wird für jeden Emissionswert im Zieljahr (entsprechend einer zu setzenden Emissionshöchstgrenze) der ausgabenminimale Maßnahmeneinsatz zur Einhaltung dieses Wertes ermittelt. Die Emissionsminderung wird auf die Emissionen eines Basisszenarios (Referenzszenarios) bezogen und die Ausgaben werden als zusätzliche Ausgaben der Emissionsminderung bestimmt.



**Abbildung II.3:** Schematische Darstellung der mit RAINS erstellten Kostenkurve (nach [Amann et al. 2004])

Der in RAINS verfolgte Ansatz unterscheidet sich somit grundlegend von der in EFOM-ENV vorgenommenen Optimierung. Dynamische Aspekte wie der Neubau von Anlagen oder der zeitliche Verlauf der Implementierung der Maßnahmen bleiben bei der Berech-

<sup>18</sup> Der schematische Verlauf der Kostenkurven in Abbildung II.1 und Abbildung II.3 ist vergleichbar, jedoch sind auf der Abszisse einmal die geminderten und einmal die verbleibenden Emissionen aufgetragen. In der Literatur sind beide Darstellungen üblich.

nung unberücksichtigt, ebenso wie die bei Beginn der Betrachtung bereits implementierten Maßnahmen („Grüne-Wiese-Ansatz“).<sup>19</sup>

### *II.1.2.1 Die Berücksichtigung von Industriesektoren in RAINS*

Im RAINS Modell werden die emissionsrelevanten Industriesektoren anhand ihrer spezifischen produktionsbezogenen Emissionsfaktoren berücksichtigt. Dies geschieht jedoch auf eine sehr hoch aggregierte Weise, indem für viele Branchen (z. B. der gesamten Zementindustrie) lediglich ein durchschnittlicher ungeminderter Emissionsfaktor zugrunde gelegt ist. Den so zusammengefassten Industrien werden in der Regel drei Minderungsoptionen mit unterschiedlichen Minderungseffizienzen zugeordnet, denen jedoch zum Teil keine Beschreibung der damit konkret verbundenen Technologien hinterlegt ist, so dass die techno-ökonomischen Parameter der Maßnahmen nicht nachvollzogen werden können. So werden z. B. für einige Sektoren lediglich die drei nicht näher spezifizierten NO<sub>x</sub>-Minderungsoptionen PRNOX1 – 3 mit den Minderungseffizienzen 40 %, 60 % und 80 % angegeben [IIASA 2005]. Durch die aggregierte Sektordarstellung sind die formulierten Maßnahmen in der Regel nicht auf alle durch den Sektor repräsentierten Anlagen gleichermaßen anwendbar, so dass zusätzlich spezifische Annahmen für die Implementierungsraten getroffen werden müssen [Klimont et al. 2000], die jedoch aufgrund der mangelnden Differenzierung nur sehr grobe Abschätzungen darstellen. Zudem werden diese nicht näher bezeichneten Maßnahmen gleichermaßen zum Teil auf so unterschiedliche Branchen wie die Zementherstellung, die Salpetersäureherstellung und die Papierherstellung angewendet [IIASA 2005].

## **II.2 Bewertung der bestehenden Ansätze**

Die Modelle EFOM-ENV und RAINS erfüllen mit dem Bottom-up-Ansatz und der disaggregierten technologieorientierten Abbildung der emissionsrelevanten Sektoren die grundsätzlichen Anforderungen zur techno-ökonomischen Bewertung von Emissionsminderungsstrategien zur Erstellung nationaler Kostenfunktionen. Sie führen gemäß der jeweils implementierten Methodik zu ausgabenminimalen Lösungen für den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen, um eine gegebene Emissionshöchstgrenze einzuhalten, und können daher zur Beantwortung der Fragestellung nach der kosteneffizienten Umsetzung von Emissionsminderungsstrategien herangezogen werden.

---

<sup>19</sup> Für eine ausführliche Dokumentation der RAINS zugrunde liegenden Systematik sei z. B. auf [Alcamo et al. 1990] oder [Amann et al. 2004] verwiesen. Eine kritische Evaluierung der Methodik in RAINS wird in [Rentz et al. 1998] und [Rentz et al. 1998a] vorgenommen.

Die Modellergebnisse zeigen auf, welche Emissionsminderung in einem Land oder einem Sektor (insbesondere im Vergleich zu anderen Ländern bzw. Sektoren) generell umsetzbar ist und welcher finanzielle Aufwand für diese Minderung mindestens erforderlich ist. Weiterhin können aus den Detailergebnissen z. B. Anhaltspunkte abgeleitet werden, für welche Maßnahmen oder Sektoren eine gezielte Förderung von Umweltschutzmaßnahmen zur Erreichung eines Emissionsziels am effizientesten möglich ist. Dabei weisen die Ergebnisse der Modelle jedoch deutliche Unterschiede sowohl hinsichtlich der eingesetzten Maßnahmen wie auch der resultierenden Gesamtausgaben bzw. Kostenfunktionen auf.<sup>20</sup>

Bezogen auf den Industriebereich ist jedoch festzustellen, dass bei den Energie-Emissions-Modellen sowie RAINS die sektorale Aufteilung des produzierenden Gewerbes wenig detailliert vorliegt und das Aggregationsniveau für Industriesektoren im Allgemeinen sehr hoch ist. Die geforderte detaillierte, auf konkreten Anlagen und Technologien basierte Abbildung der Sektoren sowie der jeweils einsetzbaren Minderungsmaßnahmen bleibt auf den Energiebereich beschränkt, so dass eine fundierte Analyse der Umsetzung von Emissionsminderungsstrategien in Industriesektoren nur sehr eingeschränkt möglich ist. Eine Ausnahme bildet hier lediglich das ARGUS Modell, bei dem der erforderliche Detaillierungsgrad für die Darstellung industrieller Quellen gegeben ist und welches daher für die techno-ökonomische Analyse von Minderungsstrategien für Industrie-prozesse von den bislang verwendeten Ansätzen am besten geeignet erscheint.

Methodisch setzen die mit EFOM-ENV und RAINS verfolgten Modellansätze jeweils voraus, dass die Maßnahmen entsprechend der übergeordneten Zielstellung der Minimierung der Systemausgaben eingesetzt werden. Die Erfüllung dieser Zielstellung bedeutet jedoch nicht automatisch, dass hierdurch auch eine für den einzelnen Anlagenbetreiber kostenminimale Lösung ermittelt wird. Es ist im Gegenteil zu vermuten, dass die für den systemoptimalen Fall ermittelte Minderungsverpflichtung und somit auch die finanzielle Belastung der Anlagen höchst unterschiedlich ausfällt. Dies soll an einem einfachen, auf beide Modelle gleichermaßen zutreffenden Beispiel verdeutlicht werden: Wenn in einem Sektor, der angenommen nur aus einer einzigen Anlagenart besteht, das Minderungsziel erreicht werden kann, indem der einen Hälfte der Anlagen eine sehr günstige Maßnahme zugeordnet wird, während bei den anderen Anlagen eine teurere Maßnahme zum Tragen kommt, so stellt dies für das Gesamtsystem das Kostenminimum dar. Jedoch sind von einem Teil der Anlagen deutlich höhere Kosten zu tragen, was aus Sicht der Anlagenbetreiber eine „ungerechte“ Kostenzuteilung darstellt. Dies wäre unter dem

---

<sup>20</sup> Ein direkter Vergleich wird z. B. in [Rentz et al. 1998a] für die Berechnung der SO<sub>2</sub>-Emissionen für Deutschland vorgenommen.

ordnungspolitischen Ansatz gleichzusetzen mit der Vorgabe unterschiedlicher Emissionsgrenzwerte für identische Anlagen, was als unrealistisch betrachtet werden kann.<sup>21</sup>

Darüber hinaus wird in EFOM-ENV perfekte Voraussicht unterstellt, indem die Ausgaben im Hinblick auf den gesamten Betrachtungszeitraum minimiert werden. Somit werden die Maßnahmen in einer Periode ausgabenminimal im Hinblick auf alle weiteren Perioden und zukünftig anzuwendenden Maßnahmen eingesetzt. Insbesondere bei Vorgabe eines Emissionsverlaufs kann dies z. B. dazu führen, dass in einer Periode zur Erreichung des festgelegten Emissionswerts Maßnahmen implementiert werden (müssen), die jedoch in den Folgeperioden nicht weiter genutzt werden, da dann (im Hinblick auf die ausgabenminimale Lösung über die gesamte Planungsperiode) eine ganz andere Maßnahmenkombination kosteneffizienter ist. Wenn jedoch angenommen wird, dass Maßnahmen nur eingesetzt werden, wenn dies aus Unternehmersicht zur Einhaltung von Umweltauflagen erforderlich ist, ist davon auszugehen, dass diese Auflagen während der Betriebsdauer einer Anlage bestehen bleiben, so dass in der Praxis von einer fortgesetzten Verwendung einer einmal implementierten Maßnahme ausgegangen werden kann.

Grundsätzlich wird in beiden Modellen die jeweils kosteneffizienteste Maßnahme zunächst vollständig ausgeschöpft, während weitere Maßnahmen nur dann zum Einsatz kommen, wenn die vorgegebene Emissionshöchstgrenze mit der einen Maßnahme alleine nicht eingehalten werden kann.<sup>22</sup> Betrifft diese Maßnahme lediglich eine Anlagenart eines Sektors, bedeutet dies, dass die erforderliche Minderung ausschließlich durch diesen einen Anlagentyp erbracht wird, während dem Rest des Anlagenparks keine Minderungsmaßnahmen zugeordnet werden. Bei der Betrachtung mehrerer Sektoren kann sich in analoger Weise die Konzentration sämtlicher Minderungsverpflichtungen auf einen einzelnen Sektor ergeben. Eine derart einseitige Verteilung der Maßnahmen-einsatzes stellt hinsichtlich der damit verbundenen Kosten eine unverhältnismäßige Belastung einzelner Marktteilnehmer und somit in der Regel keine realistische Lösung dar.<sup>23</sup>

---

<sup>21</sup> Dies kommt in der Praxis sehr wohl vor, ist dann aber in der spezifischen Standortsituation von Anlagen begründet, wenn diese z. B. in der Nachbarschaft von besonders schutzbedürftigen Gebieten mit strengeren Umweltauflagen versehen werden. Auch Unterschiede im Umweltrecht der Länder führen zu unterschiedlichen Grenzwerten für vergleichbare Anlagen; es sei hier jedoch von einem homogenen Umweltrecht bzw. der Betrachtung eines einzelnen Landes ausgegangen.

<sup>22</sup> Dies entspricht genau dem Grundprinzip des RAINS Modells, betrifft aber gleichermaßen optimierende Energie-Emissions-Modelle wie EFOM-ENV.

<sup>23</sup> In beiden Modellen können derartig als unrealistisch eingeschätzte Lösungen durch die Vorgabe entsprechender Randbedingungen verhindert werden. Da die Verteilung der Minde-

Als fundamentaler Schwachpunkt der Modelle stellt sich somit heraus, dass mit der vorgenommenen Gesamtausgabenminimierung die spezifischen Rahmenbedingungen auf Ebene der Einzelanlagen und somit die unternehmerische Sichtweise nicht berücksichtigt werden. Während zur Beschreibung der Technologien und Maßnahmen ein Bottom-up-Ansatz verwendet wird, werden die Minderungsmaßnahmen ausschließlich im Hinblick auf die Ausgabenminimierung des Gesamtsystems eingesetzt. Mit den dargestellten Beispielen wird deutlich, dass die vorgenommene Systemoptimierung nicht zu kostenminimalen Lösungen auf Ebene der Anlagenbetreiber führt, da die einzelwirtschaftliche Sicht des Unternehmers unberücksichtigt bleibt.

### **II.3 Anforderungen an den neuen Modellansatz**

Hinsichtlich der verwendeten Methodik resultiert aus der dargestellten Kritik an den optimierenden Ansätzen die zentrale Anforderung für den zu entwickelnden Modellansatz, die anlagenspezifischen Rahmenbedingungen bei der Entscheidung für einen Maßnahmeinsatz zu berücksichtigen. Auf Ebene der einzelnen Anlage besitzt die systemübergreifende Ausgabenminimierung als übergeordnete Zielvorgabe jedoch keine Entscheidungsrelevanz. Bei betrieblichen Investitionsentscheidungen für Umweltschutzmaßnahmen geht es um die kosteneffiziente Erfüllung konkreter Auflagen wie z. B. der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten aus der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung einer Anlage. Die betriebsspezifische Entscheidung hängt dabei ausschließlich von den zum Entscheidungszeitpunkt für die jeweilige Anlage verfügbaren Informationen ab.

Mit dem zu entwickelnden Modell soll ebenso wie mit den bestehenden Ansätzen zur Erstellung von Kostenfunktionen veranschaulicht werden, mit welchen Kosten die Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen zur Einhaltung bestimmter Emissionshöchstgrenzen verbunden ist, um eine Grundlage für die politische Entscheidungsunterstützung im Rahmen von Luftreinhaltestrategien zu schaffen. Die Zielsetzung der Kostenminimierung wird jedoch von der nationalen bzw. systemübergreifenden auf die einzelbetriebliche Ebene verlagert. Für die gegebene Fragestellung der kosteneffizienten Umsetzung von Emissionsminderungszielen ergeben sich als Entscheidungskriterien auf betrieblicher Ebene die prinzipielle Notwendigkeit eines Maßnahmeinsatzes, die aus der Vorgabe anlagenbezogener Emissionsgrenzwerte resultiert, sowie die damit verbundenen Kosten. Dabei können sich die genannten Kriterien und der Zeitpunkt der

---

rungsverpflichtung und die Maßnahmenzuteilung jedoch nicht vorhersehbar sind, können zumindest manche derart erforderliche Restriktionen erst nach erfolgter Berechnung aus den Detailergebnissen abgeleitet werden, um dann Eingang in einen erneuten Modelldurchlauf zu finden.

Investitionsentscheidung gegenseitig beeinflussen, da sowohl der Emissionsgrenzwert als auch die Kosten eine zeitliche Dynamik aufweisen können. Dadurch wird die Entscheidung abhängig vom Zeitpunkt, zu dem sie getroffen wird, und kann im Zeitverlauf zu unterschiedlichen Ergebnissen führen.

Für die Kostenkalkulation von Umweltschutzmaßnahmen ist es für den Anlagenbetreiber z. B. entscheidend, ob eine Maßnahme beim Anlagenneubau oder nachträglich aufgrund eines sich verschärfenden Grenzwerts einzusetzen ist. Da einige Maßnahmen unmittelbar den Produktionsprozess beeinflussen, können diese ausschließlich (oder zumindest zu deutlich geringeren Kosten) bei Neuanlagen eingesetzt werden. Im Falle des nachträglichen Maßnahmeneinsatzes ist darüber hinaus das Anlagenalter zu berücksichtigen, da zum einen oft unterschiedliche rechtliche Anforderungen für Alt- und Neuanlagen in Abhängigkeit von ihrem Inbetriebnahmezeitpunkt<sup>24</sup> bestehen, und zum anderen die anzusetzenden Kosten für einen Maßnahmeneinsatz wesentlich von der verbleibenden Lebenserwartung der Anlage abhängen. So erweist sich für eine kurze Nutzungsphase eine Maßnahme mit vergleichsweise niedriger Investition und hohen Betriebskosten gegenüber einer Option mit hoher Investition und niedrigen Betriebskosten als vorteilhaft. Bei längerfristiger Betriebsdauer können hingegen die geringeren laufenden Kosten die höhere Investition aufwiegen und die Maßnahmenauswahl zugunsten der zweitgenannten Option umkehren.

Daraus ergibt sich die Anforderung, die Zeitabhängigkeit der Entscheidung adäquat zu berücksichtigen. Im Einzelnen lassen sich aus der Zielstellung die folgenden Spezifikationen für den zu entwickelnden Modellansatz ableiten:

1. Auslöser für den Einsatz von Minderungsmaßnahmen sind primär die vorgegebenen anlagenbezogenen Emissionsgrenzwerte, die für eine Anlage einzuhalten sind. Die vorliegenden bzw. gewünschten Emissionshöchstgrenzen sind daher im Rahmen eines politischen Verhandlungsprozesses jeweils in anlagenspezifische Grenzwerte umzusetzen. Als Ziel der Festlegung von Grenzwerten wird hierbei ausschließlich die Einhaltung der Emissionshöchstgrenzen angenommen.
2. Der Entscheidungszeitpunkt für die Auswahl einer Maßnahme ist der Anlagenneubau bzw. –ersatz sowie der ggf. erforderliche nachträgliche Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen. Zur Auswahl einer adäquaten Maßnahme zur Einhaltung eines vorgegebenen Grenzwerts ist die detaillierte Darstellung der in einem Sektor

---

<sup>24</sup> Abweichend hiervon werden Altanlagen bzw. bestehende Anlagen z. B. in [TA Luft 2002] abhängig vom Zeitpunkt der Genehmigung der Anlage definiert. Aus Vereinfachungsgründen soll jedoch für die vorliegende Arbeit der Zeitbedarf für Genehmigungsverfahren und Bau der Anlagen unberücksichtigt bleiben und der Zeitpunkt der Inbetriebnahme zur Altanlagendefinition herangezogen werden.

relevanten Anlagen und Prozesse sowie der jeweils spezifisch einsetzbaren Minderungsmaßnahmen mit ihren Minderungseffizienzen und Kosten erforderlich.

3. Das Kriterium für die Auswahl einer Maßnahme ist die Minimierung der anlagenbezogenen Kosten für den Umweltschutz. Dies kann dazu führen, dass auch ohne Vorliegen eines Emissionsgrenzwertes eine Minderungsmaßnahme eingesetzt wird, sofern dies zu einer Kostenreduktion für die Anlage führt. Eine übergeordnete Zielsetzung im Sinne einer Minimierung der nationalen Gesamtkosten wird dabei jedoch nicht verfolgt.
4. Der Zeitpunkt der Inbetriebnahme von Anlagen stellt ebenso wie das Alter bestehender Anlagen ein wichtiges Kriterium zur Bestimmung der möglichen Maßnahmen und der resultierenden Kosten dar, daher ist der Anlagenbestand gemäß seiner Altersstruktur zu differenzieren.
5. Die zeitliche Dynamik der entscheidungsrelevanten Parameter führt zu unterschiedlichen Rahmenbedingungen zum jeweiligen Entscheidungszeitpunkt, wodurch der Entscheidungsprozess zeitabhängig ist. Dies macht eine kontinuierliche dynamische Erfassung aller Systemparameter erforderlich.
6. Angesichts der unzureichenden Berücksichtigung der Industriesektoren in den bislang verwendeten Modellen soll der Ansatz speziell die techno-ökonomische Bewertung von Industriesektoren erlauben.
7. Die Genauigkeit der Ermittlung der emissionsminderungsinduzierten Kosten soll den Anforderungen des Integrated-Assessment-Ansatzes entsprechen. Damit ist ein Detaillierungsgrad erforderlich, der für alle emissionsrelevanten industriellen Quellenkategorien die techno-ökonomische Charakterisierung der Prozesse und Technologien erlaubt. Als Referenz für den Bereich Industriesektoren dient das Modell ARGUS-VOC, dem die detaillierteste Darstellung industrieller Prozesse zugrunde liegt.

Ausgehend von den beschriebenen Anforderungen wird im folgenden Abschnitt ein alternativer Modellansatz für die techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie entwickelt.



### **III. Die Entwicklung eines alternativen Modellansatzes zur techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie**

Nach einer Überprüfung der Eignung verschiedener methodischer Ansätze zur Umsetzung der im vorangegangenen Kapitel entwickelten Anforderungen wird in den weiteren Kapiteln dieses Abschnitts ein systemdynamischer Modellansatzes als alternative Methodik zur techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien im Industriebereich entwickelt. Die methodische Vorgehensweise orientiert sich dabei an der Systematik der für das ARGUS-VOC Modell verwendeten techno-ökonomischen Datenbasis.

Die technischen Daten umfassen zunächst die Anlagen in den jeweiligen Sektoren, deren Emissionsverhalten durch die verwendete Anlagentechnik und die eingesetzten Emissionsminderungsmaßnahmen charakterisiert wird. Der Lebenszyklus der Anlagen wird durch ihre Inbetriebnahme und Stilllegung beschrieben. Zur ökonomischen Bewertung der Emissionsminderung sind die Minderungseffizienzen und Kosten der Minderungsmaßnahmen in Bezug auf die jeweilige Anlagentechnik zu betrachten. Weiterhin ist die spezifische Situation im Untersuchungsraum zu berücksichtigen, die durch die Nachfrage, die Emittentenstruktur und die technische Ausstattung der Anlagen gekennzeichnet ist. Durch die Zusammenführung der Technologie- und Aktivitätsdaten lassen sich die durch den Anlagenbetrieb verursachten Emissionen und Gesamtkosten der Emissionsminderung ermitteln.

Zur Umsetzung von Emissionsminderungsstrategien stehen mit der Verschärfung von Grenzwerten und der Einführung einer Emissionsabgabe des Weiteren verschiedene umweltpolitische Instrumente zur Verfügung, die in dem Ansatz ebenfalls berücksichtigt werden sollen.

#### **III.1 Die Eignung verschiedener methodischer Ansätze zur techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien**

Da die Energiesystemmodellierung eine verwandte Aufgabenstellung zur Abbildung von Industriesektoren darstellt und in diesem Bereich zahlreiche Modellentwicklungen zu verzeichnen sind, sollen die hierbei alternativ zu Optimiermodellen entwickelten Ansätze auf ihre prinzipielle Eignung für die techno-ökonomische Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie untersucht werden.

Die verschiedenen Modellansätze können nach [Koch et al. 2003] in die wesentlichen Modelltypen allgemeine Gleichgewichtsmodelle, Input-Output Modelle und Simulations-

modelle eingeteilt werden.<sup>25</sup> Dabei verfolgen allgemeine Gleichgewichtsmodelle und Input-Output Modelle einen Top-down-Ansatz:

- Allgemeine Gleichgewichtsmodelle zur Modellierung von Energiesystemen werden auch als Energiewirtschaftsmodelle bezeichnet. Ihr Analyseschwerpunkt liegt auf den gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen unter Einbezug der Rückkopplungen des Energiesystems auf die weitere Produktionsfaktoren (Arbeit, Kapital) und die Verflechtung der Wirtschaftsbeziehungen. Das Energiesystem wird dabei stark vereinfacht über allgemeine Produktionsfunktionen dargestellt, und die Modelle enthalten keine prozessorientierte Abbildung der Einzeltechnologien [Böhringer 1999].<sup>26</sup>
- Input-Output-Modelle beruhen auf der volkswirtschaftliche Gesamtrechnung (VGR), die die Entstehung, Verwendung und Verteilung des Sozialproduktes, die Finanzströme, die Produktionsverflechtung und die Bestände an Sach- und Geldvermögen beschreibt. Damit wird die Verflechtung der Produktionsbereiche einer Volkswirtschaft dargestellt [Koch et al. 2003]. Mit diesem aggregierten Ansatz werden in Input-Output-Modellen wie in allgemeinen Gleichgewichtsmodellen keine einzelnen Technologien dargestellt.

Aufgrund ihrer Zielsetzung und der damit verbundenen aggregierten Betrachtungsweise erweisen sich Top-down-Ansätze für die detaillierte techno-ökonomische Betrachtung der Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen als nicht geeignet und stellen somit keine alternative Methodik zu den beschriebenen Optimiermodellen dar. Im Gegensatz hierzu verfolgen Simulationsmodelle einen Bottom-up-Ansatz und erlauben damit prinzipiell die erforderliche technologiespezifische Abbildung der emissionsverur-

---

<sup>25</sup> Die Klassifizierung der Modelltypen stellt keine Abgrenzung anhand formaler wissenschaftlicher Kriterien dar und wird von anderen Autoren auch unterschiedlich vorgenommen. So werden Energie-Emissions-Modelle auch den Modellkonzepten zum Stoffstrommanagement zugeordnet [Plinke et al.]. [Laforsch 1999] wiederum unterscheidet zunächst zwischen Modellen zur Planung effizienter Minderungsstrategien für die Analyse ordnungsrechtlicher Instrumente, denen EFOM-ENV als auch RAINS zuzuordnen sind, und stellt diesen als zweite Obergruppe umweltökonomische Gleichgewichtsmodelle zur Analyse mengen- bzw. preispolitischer Instrumente gegenüber. Der Grundgedanke hierbei liegt in der ökonomischen Anpassung der Emittenten durch ökonomische Anreize, die durch preispolitische Instrumente wie Emissionssteuern oder den Handel mit Emissionszertifikaten gebildet werden. Nach [Schröder 1991] stellen umweltökonomische allgemeine Gleichgewichtsmodelle eine Mischform aus allgemeinen Gleichgewichtsmodellen und Input-Output-Modellen dar.

<sup>26</sup> Auch Energiewirtschaftsmodelle können einen Optimierungsansatz beinhalten; dieser zielt jedoch nicht auf die Optimierung des Energiesystems, sondern auf die Nutzenmaximierung der Konsumenten, die z. B. mit der Hicks'schen Äquivalenzrelation erfasst werden kann [Böhringer 1999].

sachenden Sektoren. Ansätze in dieser Gruppe lassen sich wiederum in die drei Klassen spieltheoretische Ansätze, Multi-Agenten-Systeme und systemdynamische Modelle einteilen [Tietze-Stöckinger 2005].

- Schwerpunkt der spieltheoretischen Ansätze ist die Untersuchung der Bedeutung von Marktmacht in duo- und oligopolistischen Strukturen und die Bewertung möglicher wettbewerbsverzerrender Kooperationsstrategien der Anbieter für eine gegebene Marktsituation. Alternative Marktstrukturen für einzelne Zeitpunkte werden jeweils ex ante über die Ermittlung eines Nash-Gleichgewichts auf der Grundlage von Angebotskurven analysiert. Als Ergebnis dieser Supply-Function-Equilibria-Modelle lassen sich die sich einstellenden Marktpreise und Absatzmengen der einzelnen Anbieter bestimmen. Aufgrund ihrer Zielsetzung und ihres methodischen Ansatzes stellen spieltheoretische Ansätze für die auf einer technologiespezifischen Darstellung beruhende Erstellung von Kostenfunktionen keine mögliche Vorgehensweise dar.
- In Multi-Agenten-Systemen werden die einzelnen Marktteilnehmer durch so genannte Agenten repräsentiert, die jeweils über einen Anlagenpark verfügen. Das Verhalten jedes Agenten wird zunächst durch die vorgegebene Zielfunktion bestimmt. Im Laufe mehrerer Bietrunden reagieren die Agenten auf Marktsignale und passen ihre Strategie anhand von jeweils hinterlegten Entscheidungsregeln dem Marktgeschehen an (teilintelligente oder lernende Systeme). Multi-Agenten-Systeme werden überwiegend für die kurzfristige Analyse des strategischen Marktverhaltens der Teilnehmer mit einem Betrachtungshorizont von bis zu einem Jahr eingesetzt. Mit ihrer kurzfristigen Auslegung können Multi-Agenten-Systeme nicht für die langfristige Analyse der Umsetzung von Emissionsminderungsstrategien herangezogen werden. Des Weiteren ist speziell im Hinblick auf die Betrachtung von Industriesektoren von Bedeutung, dass im Gegensatz zu den (immer noch) weitgehend oligopolistisch geprägten Energiemärkten die meisten Branchen ein Polypol darstellen, bei dem näherungsweise davon ausgegangen werden kann, dass die Marktteilnehmer jeweils nur über eine Anlage verfügen. Der Einsatz von Multi-Agenten-Systemen für die vorliegende Aufgabenstellung erscheint daher nur sehr bedingt möglich.
- Systemdynamische Ansätze zielen auf die Darstellung der strukturellen Zusammenhänge zwischen den Systemkomponenten. Ziel der Analyse ist nicht die Bestimmung einer optimalen Lösung, sondern das Aufzeigen möglicher zukünftiger Entwicklungsszenarien unter vorgegebenen Randbedingungen [Makowski 2000], wobei der Schwerpunkt des Modellansatzes auf der gegenseitigen Beeinflussung der Parameter durch kurz- und langfristige Rückkopplungen liegt. Das System entwickelt sich dabei schrittweise anhand der zum jeweiligen Zeitpunkt verfügbaren Informationen, wodurch das Marktverhalten der Akteure unter sich dynamisch verändernden Rahmenbedingungen dargestellt werden kann. Dadurch können Marktunvollkommenheiten, strategisches Verhalten und zeitliche Verzögerungen als endogene Faktoren in

die Analyse einbezogen werden. Die differenzierte Abbildung der Wirkungszusammenhänge anstelle einer einheitlichen Zielfunktion wird dabei von [Tietze-Stöckinger 2005] als vorteilhaft im Vergleich zu optimierenden Ansätzen angesehen.

Allgemein kann festgestellt werden, dass alle vorgestellten Modellansätze bereits mehrfach auf die Untersuchung von Energiesystemen und -märkten angewendet wurden.<sup>27</sup> Ebenso liegen zahlreiche Modellentwicklungen zu den verschiedensten betriebswirtschaftlichen Fragestellungen auch im Industriebereich vor, die in der Regel die Sicht eines betroffenen Unternehmers einnehmen und spezifische Probleme des betrachteten Unternehmens aufgreifen. Für die sektorübergreifende Betrachtung von Industriesektoren unter der gegebenen Fragestellung der nationalen Emissionsminderung ist jedoch abgesehen von ARGUS-VOC kein Modell bekannt, welches einen Bottom-up-Ansatz verfolgt und somit eine ausreichend differenzierte Abbildung der emissionsrelevanten Technologien und entsprechender Minderungsmaßnahmen erlaubt.

Unter Berücksichtigung der Eigenschaften der verschiedenen methodischen Ansätze wird für die Entwicklung eines alternativen Modells zur techno-ökonomischen Bewertung von Luftreinhaltestrategien auf einen systemdynamischen Ansatz zurückgegriffen. Dieser ermöglicht es, die sich im Zeitverlauf verändernden Rahmenbedingungen und die damit verbundenen Auswirkungen auf das Entscheidungsverhalten der Marktteilnehmer (dies sind für die vorliegende Fragestellung Anlagenbetreiber und politische Entscheidungsträger) zum jeweiligen Entscheidungszeitpunkt adäquat zu berücksichtigen. Systemdynamische Modelle stellen somit einen geeigneten Ansatz dar, die formulierten Modellanforderungen methodisch umzusetzen. Um die geforderte Genauigkeit der Darstellung zu erreichen, wird zur Klassifizierung der Sektoren sowie der techno-ökonomischen Beschreibung der Technologien und Emissionsminderungsmaßnahmen auf die dem Modell ARGUS-VOC zugrunde liegende Systematik zurückgegriffen. Bevor die dem Modell zugrunde liegende Methodik im Detail erläutert wird, werden im Folgenden zunächst die grundlegenden Eigenschaften der verwendeten Methodik umrissen.

---

<sup>27</sup> Die meisten der neueren Modelle konzentrieren sich dabei auf Fragestellungen im Zusammenhang mit der Reduktion von Treibhausgasen, insbesondere der Umsetzung des CO<sub>2</sub>-Zertifikatehandels, dem Einsatz erneuerbarer Energien sowie der Liberalisierung des Strommarktes. Für einen Überblick auf die mit den jeweiligen Ansätzen erstellten Modelle zur Energiesystemmodellierung sei auf die Darstellungen in [Tietze-Stöckinger 2005] und [Enzensberger 2003] verwiesen.

### III.2 Der systemdynamische Ansatz als verwendete Methode

Allgemein sind dynamische Systeme durch die Abhängigkeit mindestens einer Systemeigenschaft von der Zeit gekennzeichnet. Damit zeigen sie ein zeitabhängiges Verhalten mit unterschiedlichen Systemzuständen, und es kommt im Zeitverlauf zu Übergängen von einem Systemzustand in einen anderen. Mathematische Modelle dynamischer Systeme können als zeitkontinuierliche oder zeitdiskrete Modelle formuliert werden. Während bei zeitdiskreten Modellen der Systemzustand nur in vorgegebenen Zeitintervallen aktualisiert wird, lassen sich die Eigenschaften kontinuierlicher Modelle zu jedem beliebigen Zeitpunkt berechnen und angeben. Mit dynamischen Modellen kann im Gegensatz zu statischen Modellen die zeitliche Dynamik eines Systems erfasst werden, d. h. die Geschwindigkeit, mit der eine Systemvariable (bzw. das Gesamtsystem) auf eine äußere Veränderung (Störung) reagiert [Strohhecker 1998].

Systemdynamische Modelle werden in der Regel als zeitkontinuierliche Modelle formuliert, deren Zustandsgrößen (Bestände, engl. *levels, stocks*)  $Z_i(t)$  den jeweils aktuellen Systemzustand definieren. Die Zustandsgrößen werden durch Integration ihrer Zustandsänderungsraten (Flussvariablen, Raten, engl. *rates*)  $z_i(t)$  verändert, die die zeitliche Änderung der Zustandsgrößen beschreiben. Bestände und Raten sind somit über ein Integral- bzw. Differentialgleichungssystem miteinander gekoppelt.

$$Z_i(t) = \int_{t_0}^t z_i(t) dt \quad \text{bzw.} \quad z_i(t) = \frac{dZ_i(t)}{dt} \quad (7)$$

Trotz der Formulierung als kontinuierliches System muss für die numerische Berechnung der Zustandsgrößen auf Näherungslösungen wie den Euler-Cauchyschen Polygonzug oder das Runge-Kutta-Integrationsverfahren zurückgegriffen werden. Indem für die Integralfunktion zu den Stützzeiten  $t$  Näherungswerte ermittelt werden, wird das zeitkontinuierlich formulierte Modell diskretisiert und die Integralgleichungen implizit in Differenzgleichungen transformiert.<sup>28</sup> Das Modell lässt sich dann als ein System von Rekursionsgleichungen beschreiben, bei dem der Systemzustand im Zeitpunkt  $t$  funktional vom jeweils vorhergehenden Zustand zur Zeit  $t - \Delta t$  abhängt. Bei der Eulerschen Integration wird die für  $t$  ermittelte Änderungsrate über das Integrationsintervall  $\Delta t$  konstant gehalten, so dass gilt:

---

<sup>28</sup> [Forrester 1961] schlägt aus diesem Grund sowie wegen der für viele Menschen leichteren Lesbarkeit sogar explizit die Verwendung von Differenzgleichungen für die Modellformulierung vor.

$$Z_i(t + \Delta t) = Z_i(t) + z_i(t) \cdot \Delta t \quad (8)$$

Für eine hinreichend kleine Schrittweite  $\Delta t$  werden die mit der Diskretisierung einhergehenden Fehler wiederum vernachlässigbar klein. Der über die gesamte Integrationsdauer resultierende Fehler bei Verwendung der Eulerschen Methode ist proportional zur Schrittweite [Ventana 2003a]. Die systemdynamischen Modelle werden trotz der diskreten numerischen Lösungsverfahren den kontinuierlichen Modellen zugerechnet [Strohhecker 1998].

Im Allgemeinen werden für systemdynamische Anwendungen zwei vereinfachende Annahmen getroffen: Zustandsänderungen sind kontinuierlich und sie unterliegen keinen stochastischen Einflüssen, d. h. sie sind deterministisch. Analog zur zeitkontinuierlichen Darstellung sind in systemdynamischen Modellen daher häufig auch die möglichen Zustandsausprägungen kontinuierlich formuliert. Dies ist im vorliegenden Fall nur eingeschränkt möglich, da z. B. der Einsatz einer Emissionsminderungsmaßnahme eine diskrete binäre Entscheidung darstellt (die Maßnahme kann nicht anteilig eingesetzt werden).<sup>29</sup>

In den betrachteten Industriesektoren sind insbesondere in einem wichtigen Industrieland wie Deutschland in der Regel eine Vielzahl von Anlagen in den verschiedenen Größenklassen anzutreffen, so dass die einzelne Anlage keinen entscheidenden Einfluss auf das Gesamtsystem aufweist. Die Notwendigkeit für eine explizite Betrachtung einzelner Anlagen ist daher im Allgemeinen nicht gegeben. Die Einzelbetrachtung von Anlagen und somit eine ganzzahlige Modellumsetzung sind insbesondere erforderlich, wenn sich eine Anlage wesentlich auf den Sektor auswirkt. Dies kann einerseits für die einen Sektor beherrschenden Großanlagen der Fall sein, aber auch bei insgesamt nur wenigen Anlagen in einem Sektor, wobei die Einzelbetrachtung industrieller Anlagen oft dadurch eingeschränkt wird, dass die dazu erforderlichen techno-ökonomischen Daten der Anlagen aus Geheimhaltungsgründen nicht zugänglich sind. Inwieweit die Ganzzahligkeit ggf. erforderlich ist, ist daher von Fall zu Fall zu entscheiden.

Es wird für den vorgestellten Ansatz jedoch unterstellt, dass die Zahl der betrachteten Anlagen ausreichend groß ist, dass bei der Modellformulierung auf die Bedingung der Ganzzahligkeit für Anlagen verzichtet werden kann. Wenn für den Anlagenbestand kei-

---

<sup>29</sup> Das Vorliegen solcher diskreter Parameterausprägungen sowie die Verwendung zeitlicher Verzögerungsglieder begründet die Auswahl des Integrationsverfahrens für die vorliegende Arbeit. Unter diesen Bedingungen sollte auf die Eulersche Integration zurückgegriffen werden, da die Verwendung des Runge-Kutta-Algorithmus in diesem Fall oft zu falschen Ergebnissen an den Sprungstellen führt [Ventana 2003].

ne Ganzzahligkeit gefordert ist, können auch die ihn verändernden Flussvariablen beliebige Werte annehmen. Praktisch bedeutet dies, dass z. B. eine Minderungsmaßnahme bei einem beliebigen Bruchteil der vorhandenen Anlagen eingesetzt werden kann. Es gilt jedoch, dass die Eigenschaftsausprägung in Form der eingesetzten Minderungsmaßnahme eindeutig sein muss.

### III.3 Die Definition von Anlagen nach dem Referenzanlagenansatz

Zentraler Gedanke der Modellkonzeption ist die Bestimmung der techno-ökonomischen Parameter von Minderungsmaßnahmen als notwendige Voraussetzung für die Beurteilung ihrer Wirksamkeit und der mit ihrem Einsatz verbundenen Kosten. Als Grundlage hierzu ist die Kenntnis der Produktionsverfahren und der technischen Parameter auf Prozessebene der emissionsverursachenden Anlagen erforderlich.<sup>30</sup> Die technologische Differenzierung bis auf Ebene einzelner Anlagen ist auch zur adäquaten Berücksichtigung gesetzlicher Regelungen unerlässlich.<sup>31</sup> Um die verschiedenen Quellgruppen hinreichend differenziert darstellen zu können, hat sich eine Betrachtung der Sektoren auf SNAP<sup>32</sup> 6-Digit-Ebene als zweckmäßig erwiesen. Einige Beispiele für die strukturierte Klassifizierung nach SNAP sind in Tabelle III.1 angeführt.

In den meisten Sektoren zeigt sich, dass sich selbst bei diesem Detailgrad die installierten Anlagen erheblich hinsichtlich Größe bzw. Kapazität, der verwendeten Produktionsverfahren sowie der einsetzbaren Minderungsmaßnahmen unterscheiden. Aufgrund der enormen Vielzahl und Heterogenität industrieller Emittenten ist jedoch eine Einzelbetrachtung aller individuellen Quellen selbst bei der Untersuchung nur eines einzelnen Industriesektors in der Regel ausgeschlossen. Daher werden zur Beschreibung der Emittentenstruktur industrieller Sektoren typische Anlagenklassen verwendet. Hierzu werden die in den jeweiligen Sektoren vorhandenen Einzelanlagen anhand struktureller Merk-

---

<sup>30</sup> Die zunächst erforderliche Identifizierung relevanter Emissionsquellen (Sektoren und Technologien), die einen signifikanten Beitrag zur betrachteten Emissionssituation leisten, sei als gegeben vorausgesetzt. Diese kann z. B. anhand eines Emissionskatasters, wie es für Deutschland mit dem Zentralen System Emissionen (ZSE) des Umweltbundesamtes vorgehalten wird, erfolgen (für weitere Informationen zum ZSE siehe z. B. [Dreher 2002]).

<sup>31</sup> So werden z. B. die in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) vorgegebenen Emissionsgrenzwerte für Industrieanlagen nicht nur nach Produktionssektoren und Größenklassen differenziert, sondern für einige Bereiche auch nach eingesetztem Brennstoff, Endprodukt und der verwendeten Technologie, wie dies u. a. für die Herstellung von Glas der Fall ist (Nummer 5.4.2.8 der [TA Luft 2002]).

<sup>32</sup> SNAP: Selected Nomenclature for Air Pollution; diese Nomenklatur wurde zur Klassifizierung von Quellkategorien für Luftschadstoffe im Rahmen des Europäischen Emissionskatasters CORINAIR (Core Inventory Air) entwickelt.

**Tabelle III.1:** Beispiele der Klassifizierung von Quellgruppen nach SNAP [TFEIP 2003]

<b>SNAP Code</b>	<b>SNAP Bezeichnung</b>
<b>04</b>	<b>Production Processes</b>
04 01	Processes in petroleum industries
04 01 01	Petroleum products processing
...	
04 02	Processes in iron and steel industries and collieries
04 02 01	Basic oxygen furnace steel plant
...	
<b>06</b>	<b>Solvent and other product use</b>
06 01	Paint application
06 01 01	Manufacture of automobiles
06 01 02	Car repairing
...	
06 01 07	Wood

male definierten Anlagenkategorien zugeordnet, wobei jede Anlagenkategorie durch eine repräsentative Anlage, der so genannten Referenzanlage, spezifiziert wird [Nunge 2001]. Eigenschaften, die zur Bildung der Referenzanlagen herangezogen werden, sind unter anderem:

- Erzeugtes Produkt,
- Größe bzw. Kapazität der Anlage, und
- Produktionsverfahren.

Für den Zweck der Allokation von Emissionsminderungsmaßnahmen werden die Referenzanlagen anhand folgender Kriterien definiert [Nunge 2001]:

- a) Für alle Anlagen, die einer Referenzanlage zugeordnet werden, können die gleichen Emissionsminderungsmaßnahmen implementiert werden.
- b) Alle Anlagen, die einer Referenzanlage zugeordnet werden, weisen für eine gegebene Emissionsminderungsmaßnahme vergleichbare Minderungseffizienzen und Kosten auf.

Die Eigenschaften einer Referenzanlage gelten somit hinsichtlich des Einsatzes von Emissionsminderungsmaßnahmen als repräsentative bzw. durchschnittliche Werte für alle dieser Referenzanlage zugeordneten Anlagen. Entsprechend des im jeweiligen Sektor vorherrschenden Anlagenparks muss dabei eine ausreichende Differenzierung

vorgenommen werden, um trotz der mit dem Referenzanlagenansatz vorgenommenen Vereinfachung eine möglichst realitätsnahe Abbildung des Sektors zu gewährleisten. Dabei ist die spezifische Situation der vorhandenen Technologien und Größenklassen im jeweiligen Untersuchungsraum zu berücksichtigen, so dass alle emissionsrelevanten Anlagen eines Sektors jeweils einer Referenzanlagenkategorie zugeordnet werden können. So wurden zur Erstellung der VOC-Kostenfunktionen für Deutschland je Sektor zwischen einer und 15 Referenzanlagen definiert [Rentz et al. 1998]. Für die Definition der Referenzanlagen wird der im Betrachtungsraum vorhandene Technologiestand berücksichtigt, indem die hinsichtlich ihrer Emissionen jeweils schlechteste zum Einsatz kommende Technologie jeder Anlagenkategorie als Ausgangsbasis zur Beschreibung der Referenzanlage ohne weitere Maßnahmen dient. Die so definierte Basistechnologie der Referenzanlage wird als der so genannte ungeminderte Fall bezeichnet.<sup>33</sup>

Als exemplarischer Anwendungsfall wird im Rahmen dieser Arbeit der Sektor Holzlackierung (SNAP 06 01 07) betrachtet, für den die techno-ökonomischen und strukturellen Daten zur Beschreibung des Sektors [Rentz et al. 1998] entnommen wurden. Die für den Sektor Holzlackierung formulierten Referenzanlagen sind in Tabelle III.2 dargestellt. Demzufolge weisen alle Referenzanlagen dieses Sektors dieselbe grundlegende Technologie auf (die Sprühapplikation lösemittelbasierter Lacksysteme) und unterscheiden sich lediglich hinsichtlich ihrer Produktionskapazität.

Für den vorliegenden Modellansatz wurde der Anlagenbestand  $N$  jeder Referenzanlagenkategorie  $r$  eines Sektors  $s$  als zentrale Integrationsgröße gewählt. Der Bestand in

**Tabelle III.2:** Definition der Referenzanlagen für den Sektor Holzlackierung (nach [Rentz et al. 1998])

Bezeichner	Referenzanlagendefinition
R 1	Small Reference Installation: wood surface to be coated 65.000 m <sup>2</sup> /a. High solvent coating systems (65 wt.-% solvent content), conventional application process (spray application technique)
R 2	Medium Reference Installation: wood surface to be coated 300.000 m <sup>2</sup> /a. High solvent coating systems (65 wt.-% solvent content), conventional application process (spray application technique)
R 3	Large Reference Installation: wood surface to be coated 4.000.000 m <sup>2</sup> /a. High solvent coating systems (65 wt.-% solvent content), conventional application process (spray application technique)

<sup>33</sup> Für länderübergreifende Betrachtungen ist zu beachten, dass sich diese Basistechnologie als auch die später zu diskutierenden Minderungsmaßnahmen von Land zu Land erheblich unterscheiden können. Zur Bestimmung des ungeminderten Falls ist dann auf die über alle Länder emissionsrelevanteste Technologie zurückzugreifen.

der Periode  $t$  ergibt sich aus dem Anfangsbestand im Basisjahr  $t_0$  und den in der Zwischenzeit in Betrieb genommenen und stillgelegten Anlagen nach Gleichung 9.

$$N_{s,r,t} = N_{s,r,t_0} + \int_{t_0}^t (N_{s,r,t}^{inb} - N_{s,r,t}^{sti}) dt \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T \quad (9)$$

### III.4 Das Inbetriebnahmejahr der Anlagen

Mit dem in Gleichung 9 dargestellten Zusammenhang werden sämtliche Anlagen einer Referenzanlagenkategorie zusammengefasst betrachtet. Dies wird der geforderten Berücksichtigung der Entscheidungssituation auf betrieblicher Ebene jedoch nur unzureichend gerecht, da das jeweilige Anlagenalter und die somit noch zu erwartende Lebensdauer einer Anlage ein wichtiges Kriterium für die betriebliche Investitionsentscheidung darstellt. Daher wird für eine verfeinerte Darstellung des Anlagenparks das Inbetriebnahmejahr der Anlagen explizit berücksichtigt, anhand dessen das aktuelle Anlagenalter in jeder Periode ermittelt werden kann. Dabei ist zu beachten, dass ein Inbetriebnahmejahr aufgrund der kurzen Schrittweite in systemdynamischen Modellen in der Regel mehrere Teilperioden umfasst. Demzufolge werden alle Anlagen, die in den Perioden desselben Jahres in Betrieb genommen werden, zusammengefasst und einem Inbetriebnahmejahr  $j$  zugeordnet.<sup>34</sup>

$$N_{s,r,j}^{inb} = \int_{t=j}^{t<j+1} N_{s,r,t}^{inb} dt \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall t \in T \quad (10)$$

Der nach Inbetriebnahmejahr differenzierte Anlagenbestand lässt sich analog zu Gleichung 9 formulieren:

$$N_{s,r,j,t} = N_{s,r,j,t_0} + \int_{t_0}^t (N_{s,r,j,t}^{inb} - N_{s,r,j,t}^{sti}) dt \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall t \in T \quad (11)$$

<sup>34</sup> Die Formulierung impliziert die Definition der Perioden anhand des realen Betrachtungszeitraums (also z. B. 2000 bis 2020) und nicht als reine Zeitmessung innerhalb des Betrachtungszeitraums (was in diesem Fall Perioden von 0 bis 20 ergäbe).

Für die weitere Berechnung werden Anlagen mit demselben Inbetriebnahmejahr als homogene Anlagenklasse betrachtet. Mit dem Inbetriebnahmejahr steht in jeder Folgeperiode das Anlagenalter dieser Klasse als zusätzliches Entscheidungskriterium zur Verfügung. Der Anlagenbestand einer bestimmten Referenzanlagenkategorie zum Zeitpunkt  $t$  ergibt sich dann als Summe der Anlagen aus den einzelnen Inbetriebnahmejahren  $j$ .

$$N_{s,r,t} = \sum_{j \in J} N_{s,r,j,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T \quad (12)$$

### III.5 Die Zuordnung von Emissionsminderungsmaßnahmen

Als Emissionsminderungsmaßnahmen gelten alle produktionsbezogenen Maßnahmen, die zur Minderung der betrachteten Emissionen auf Anlagenebene eingesetzt werden können, wobei Art, Menge und Qualität der hergestellten Produkte beibehalten werden. Umweltschutzmaßnahmen, die auf die Herstellung umweltfreundlicherer Produkte abzielen, werden in diesem Zusammenhang nicht betrachtet. Die Aufgabe der Produktion oder die Umstellung auf ein anderes Produkt stellen somit keine Minderungsmaßnahme dar, auch wenn hierdurch die Emissionen entsprechend vermindert werden.<sup>35</sup> Ebenso wenig fallen sonstige dem Umweltschutz zurechenbaren Maßnahmen, wie z. B. die Einführung eines Umweltmanagementsystems, die Sanierung von Altlasten oder die Rücknahme von Alterzeugnissen unter diese Definition.

Produktionsbezogene Emissionsminderungsmaßnahmen können nach [VDI 2001] in prozess- bzw. anlagenintegrierte sowie nachgeschaltete (End-of-Pipe) Maßnahmen eingeteilt werden. Integrierte Maßnahmen beeinflussen direkt die durch den Produktionsprozess resultierenden Umweltbelastungen, z. B. durch Rückgewinnung oder Kreislauf-führung von Stoffen, Substitution von Einsatzstoffen, Abwärmenutzung oder Modifizierung von Betriebsparametern. Nachgeschaltete Maßnahmen hingegen werden getrennt vom eigentlichen Produktionsprozess eingesetzt, wobei für luftgängige Emissionen verschiedene Abgasreinigungseinrichtungen Verwendung finden.

---

<sup>35</sup> Dies wird bei der Modellformulierung durch die Befriedigung der vorgegebenen Nachfrage gewährleistet, die unabhängig von formulierten Emissionszielen ist (siehe Kapitel III.8). Es wird daher nur dann auf ein umweltfreundlicheres Produkt umgestellt (Reduzierung der bisherigen konventionellen Produktionskapazität und entsprechende Erhöhung einer alternativen Produktionskapazität), wenn für dieses Produkt eine Nachfrage vorhanden ist. Der Sonderfall produktbezogener rechtlicher Regelungen wie z. B. das Verbot von Tributylzinn (TBT) in Schiffsanstrichen und damit verbundene Produktionsumstellungen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit daher nur insoweit berücksichtigt, als dieser sich über eine Veränderung der Nachfrage darstellen lässt.

Für die Entwicklung verlässlicher Emissionsminderungsstrategien muss das gesamte Spektrum möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen in den jeweiligen Sektoren berücksichtigt werden. Integrierte Maßnahmen werden auch als Primärmaßnahmen bezeichnet, von denen nachgeschaltete Maßnahmen als so genannte Sekundärmaßnahmen abgegrenzt werden [Rentz et al. 1998, Laforsch 1999, Rentz et al. 1999, Felbermayer et al. 2002]:

- a) Primärmaßnahmen: Alle Maßnahmen, um mögliche Emissionen schon bei ihrer Entstehung zu vermeiden oder zu vermindern.
- b) Sekundärmaßnahmen: Alle Maßnahmen zur Abscheidung oder Zerstörung der luftgängigen Emissionen in den Abgasströmen der betrachteten Produktionsprozesse.

Für die Beschreibung der verfügbaren Minderungsmaßnahmen im Rahmen des Modellsansatzes werden oft mehrere Einzelmaßnahmen zu einer einzigen Primär- oder Sekundärmaßnahme zusammengefasst. Dies entspricht zum einen der technischen Realität, da bestimmte Einzelmaßnahmen nur in Kombination eingesetzt werden (können), und erlaubt zudem eine übersichtlichere Darstellung der zu betrachtenden Maßnahmen. So impliziert z. B. die Substitution lösemittelhaltiger Lacke einen entsprechenden Anlagenumbau mit rostfreien Zuleitungen und evtl. einer veränderten Auftragstechnik. Die Zusammenfassung verschiedener Maßnahmen innerhalb einer Maßnahmenbeschreibung muss bei der Bestimmung der Minderungseffizienz und der Kosten der Maßnahme unbedingt berücksichtigt werden. Soll die Implementierung verschiedener Einzelmaßnahmen in einem Sektor unabhängig voneinander betrachtet werden, muss jedoch jede der Maßnahmen separat beschrieben werden. Tabelle III.3 gibt eine Übersicht über die für den Sektor Holzlackierung spezifizierten Primär- und Sekundärmaßnahmen.

Die so formulierten Primär- und Sekundärmaßnahmen können in der Regel voneinander unabhängig oder in Form von Maßnahmenkombinationen eingesetzt werden. Jedoch ist es in der Regel nicht sinnvoll, sämtliche theoretisch möglichen Einzelmaßnahmen und daraus resultierenden Verknüpfungen zu betrachten. Die Kriterien, die für eine geeignete Auswahl und zu einer Zusammenfassung von Einzelmaßnahmen angewendet werden, sind [Laforsch 1999]:

- a) Die Kombination der Maßnahmen ist generell technisch möglich;
- b) Die Implementierung der Maßnahmenkombination ist bei einer gegebenen Referenzanlage technisch sinnvoll; und
- c) Durch die Kombination der Maßnahmen wird eine substantielle Minderung der Emissionen erreicht.

Anhand dieser Kriterien werden für jede Referenzanlagenkategorie die möglichen Maßnahmenkombinationen formuliert. Bei der Bestimmung der Maßnahmenkombinationen müssen alle relevanten Varianten der Emissionsminderung für die jeweilige Referenzan-

**Tabelle III.3:** Die Primär- und Sekundärmaßnahmen für den Sektor Holzlackierung (nach [Rentz et al. 1998])

Bezeichner	Maßnahmenbeschreibung
PM 0	No primary measure
PM 1	High solvent coating systems (65 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping
PM 2	Medium solvent coating systems (20 % solvent content, high-solid coatings) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping
PM 3	Low solvent coating systems (5 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping
SM 0	No secondary measure
SM 1	End-of-pipe, destructive (thermal incineration, etc.)
SM 2	End-of-pipe, with solvent recovery (regenerative carbon adsorption)

PM: Primärmaßnahme

SM: Sekundärmaßnahme

lage berücksichtigt werden. Der Referenzanlage ohne weitere Minderungsmaßnahmen (ungeminderter Fall) wird die Maßnahmenkombination „PM 0-SM 0“ zugeordnet.<sup>36</sup> Hier auf aufbauend werden zunächst die einsetzbaren Primärmaßnahmen bestimmt, wodurch sich die reinen Primärmaßnahmenkombinationen ohne Sekundärmaßnahme ergeben. Die zusätzliche Verwendung von Sekundärmaßnahmen wird dann spezifisch auf die jeweilige Primärmaßnahmenkombination bezogen, da die Anwendung nachgeschalteter Maßnahmen häufig von der vorgelagerten Technologie abhängig ist. So hängt der Wirkungsgrad vieler Abscheideeinrichtungen von der Eingangskonzentration der Schadstoffe im Abgas ab, die wiederum unmittelbar durch den Einsatz von Primärmaßnahmen beeinflusst wird. Als Beispiel stellt der Einsatz einer thermischen Nachverbrennung (SM 1) bei Verwendung weitgehend lösemittelfreier Einsatzstoffe (PM 3) keine sinnvolle Maßnahmenkombination dar und wird daher nicht weiter betrachtet.

Ausgehend von den formulierten Primär- und Sekundärmaßnahmen werden den Referenzanlagen des Sektors die geeigneten Maßnahmenkombinationen zugeordnet. Eine Vorauswahl nach ökonomischen Kriterien wird zu diesem Zeitpunkt nicht getroffen. Die Auswahl der Maßnahmen nach ihrer Kosteneffizienz erfolgt erst im Rahmen der Modell-

<sup>36</sup> Da „keine Primärmaßnahme“ ebenso wie „keine Sekundärmaßnahme“ als Maßnahmen definiert sind, können diese wie jede andere Maßnahme zur Bildung entsprechender Maßnahmenkombinationen verwendet werden.

simulation unter den Rahmenbedingungen der spezifischen betrieblichen Situation. Tabelle III.4 gibt exemplarisch die betrachteten Maßnahmenkombinationen für kleine Referenzanlagen (R 1) im Sektor Holzlackierung wider. Die Bezeichnung der Maßnahmenkombinationen setzt sich dabei aus der Nummer der Primärmaßnahme als erster Ziffer und der zugehörigen Sekundärmaßnahme als zweiter Ziffer (siehe Tabelle III.3) zusammen.

Durch die Beschreibung aller technisch verfügbaren Maßnahmenkombinationen einschließlich des ungeminderten Falls kann jeder Anlage genau eine Maßnahmenkombination  $m$  zugeordnet werden, und der Anlagenbestand entsprechend Gleichung 13 formuliert werden.

**Tabelle III.4:** Übersicht der relevanten Maßnahmenkombinationen im Sektor Holzlackierung (nach [Rentz et al. 1998])

Bezeichner	Maßnahmenkombinationen
Mk 0 0	No primary measure (PM 0) + No secondary measure (SM 0)
Mk 0 1	No primary measure (PM 0) + End-of-pipe, destructive (thermal incineration, etc.) (SM 1)
Mk 0 2	No primary measure (PM 0) + End-of-pipe, with solvent recovery (regenerative carbon adsorption) (SM 2)
Mk 1 0	High solvent coating systems (65 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 1) + No secondary measure (SM 0)
Mk 1 1	High solvent coating systems (65 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 1) + End-of-pipe, destructive (thermal incineration, etc.) (SM 1)
Mk 1 2	High solvent coating systems (65 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 1) + End-of-pipe, with solvent recovery (regenerative carbon adsorption) (SM 2)
Mk 2 0	Medium solvent coating systems (20 % solvent content, high-solid coatings) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 2) + No secondary measure (SM 0)
Mk 2 1	Medium solvent coating systems (20 % solvent content, high-solid coatings) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 2) + End-of-pipe, destructive (thermal incineration, etc.) (SM 1)
Mk 2 2	Medium solvent coating systems (20 % solvent content, high-solid coatings) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 2) + End-of-pipe, with solvent recovery (regenerative carbon adsorption) (SM 2)
Mk 3 0	Low solvent coating systems (5 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping (PM 3) + No secondary measure (SM 0)

$$N_{s,r,j,m,t} = N_{s,r,j,m,t_0} + \int_{t_0}^t (N_{s,r,j,m,t}^{inb} - N_{s,r,j,m,t}^{sti}) dt \quad (13)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T$$

Die Maßnahmenkombinationen werden dabei den Anlagen mit ihrem jeweiligen Inbetriebnahmejahr zugewiesen, d. h. das Inbetriebnahmejahr bezieht sich auf die Gesamtanlage und wird durch einen Maßnahmeneneinsatz nicht verändert. Somit wird den Minderungsmaßnahmen das jeweilige Anlagenalter zugewiesen, und sie werden zusammen mit der Anlage stillgelegt. Dabei wird unterstellt, dass auch nachträglich implementierte Maßnahmen im Falle der Anlagenstilllegung nicht weiter verwendet werden können und mit der Gesamtanlage außer Betrieb genommen werden. Der jeweils aktuelle Implementierungsstand, d. h. die unabhängig vom Inbetriebnahmejahr eingesetzten Maßnahmenkombinationen in einem Sektor, lässt sich bestimmen nach:

$$N_{s,r,m,t} = \sum_{j \in J} N_{s,r,j,m,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall t \in T \quad (14)$$

Der Referenzanlagenbestand eines bestimmten Inbetriebnahmejahres ergibt sich zu:<sup>37</sup>

$$N_{s,r,j,t} = \sum_{m \in M_r} N_{s,r,j,m,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall t \in T \quad (15)$$

Vor der techno-ökonomischen Charakterisierung der Minderungsmaßnahmen wird zunächst die Lebensdauer der Anlagen betrachtet, da diese im Zusammenhang mit dem Anlagenalter für die Kostenbestimmung der Maßnahmen eine wichtige Rolle spielt.

### III.6 Die Lebensdauer der Anlagen und Investitionszyklen

Bei einer dynamischen Betrachtungsweise über mehrere Jahrzehnte, wie sie im Rahmen von Luftreinhaltestrategien vorgenommen wird, kann nicht mehr von einem gleich bleibenden Anlagenbestand ausgegangen werden, und der Lebenszyklus der Anlagen ist zu berücksichtigen. Am Ende der Anlagenlebensdauer findet dabei in der Regel eine Anlagenerneuerung statt, so dass unabhängig von Emissionsminderungszielen ein kon-

---

<sup>37</sup> Die Reihenfolge der Aufsummierung über  $m$  und  $j$  ist beliebig, da beide Indices voneinander unabhängig der Referenzanlage zugewiesen sind.

tinuierlicher autonomer Investitionszyklus abläuft. Da der Einsatz von Minderungsmaßnahmen bei der Inbetriebnahme von Anlagen in der Regel technisch einfacher und zu geringeren Kosten möglich ist als eine nachträgliche Anlagenmodifikation, stellt die Anlagenerneuerung einen wichtigen Aspekt bei der Umsetzung von Emissionsminderungszielen dar. Dies gilt insbesondere für integrierte Maßnahmen, die oft mit dem Ersatz oder der Modifizierung des Produktionsverfahrens verbunden sind. Die Anwendung von Primärmaßnahmen wird daher im Allgemeinen erst im Zuge einer Anlagenerneuerung zum Tragen kommen.

Der Investitionszyklus wird berücksichtigt, indem anhand ihrer technischen Lebenserwartung die Stilllegung der vorhandenen Anlagen in den zukünftigen Perioden ermittelt wird. Durch die fortwährende Anlagenstilllegung ergeben sich ausgehend von einem gegebenen Anlagenbestand frei werdende Kapazitäten, die zur Anlagenerneuerung führen und somit einen Spielraum zur Umsetzung integrierter Umweltschutzmaßnahmen eröffnen.

Zur Beschreibung und Vorhersage der Zuverlässigkeit technischer Systeme kommen verschiedene statistische Modelle der Lebensdauerverteilung zum Einsatz, die jeweils durch die verwendete Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion gekennzeichnet sind. Die Zuverlässigkeits- oder Überlebensfunktion der Verteilung bezeichnet die Wahrscheinlichkeit, dass ein System nach Ablauf einer bestimmten Zeit noch in Betrieb ist. Auf Populationen bezogen beschreibt die Überlebensfunktion, welcher Anteil der ursprünglichen Gesamtheit zu dieser Zeit durchschnittlich noch funktionsfähig ist.

Die einfachste Lebensdauerverteilung stellt die Exponentialfunktion dar, die durch eine konstante Ausfallrate gekennzeichnet ist. Dies entspricht dem Fall, dass das Alter des Systems keinen Einfluss auf seine Ausfallwahrscheinlichkeit hat und ein Ausfall stets gleich wahrscheinlich ist. Für technische Anlagen wie im vorliegenden Fall wird jedoch davon ausgegangen, dass ein Alterungseffekt vorliegt, der zu einer mit der Zeit steigenden Ausfallrate führt. Zur Darstellung der Lebensdauerverteilung wird für den vorliegenden Ansatz auf die Weibull-Funktion zurückgegriffen, die sich aufgrund ihrer Flexibilität für einen breiten Einsatzbereich eignet und eine der gebräuchlichsten Funktionen für Zuverlässigkeitsanalysen darstellt [NIST 2006, ReliaSoft 2006]. Ihre Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion  $\omega$  lässt sich in der dreiparametrischen Form allgemein durch Gleichung 16 darstellen.

$$\omega_t = \frac{\beta}{L} \cdot \left( \frac{B_t - b_0}{L} \right)^{\beta} \cdot e^{-\left( \frac{B_t - b_0}{L} \right)^{\beta}} \quad \beta, L > 0; B_t \geq b_0; t \geq 0 \quad (16)$$

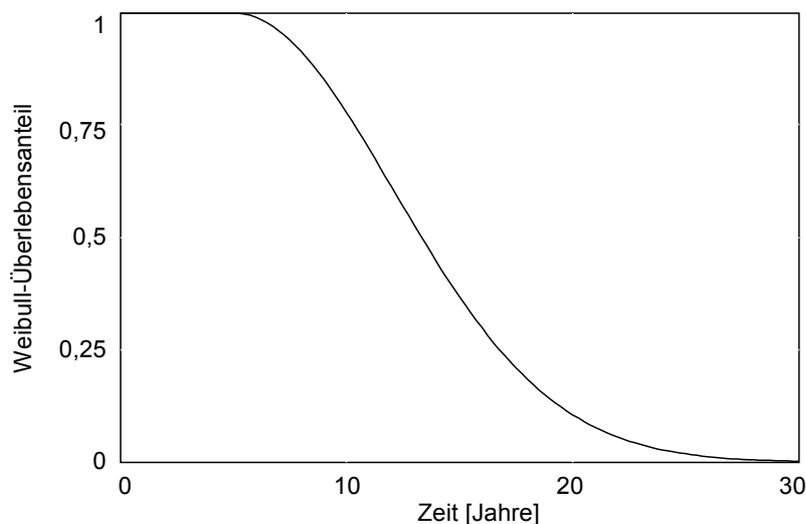
Die Zuverlässigkeits- oder Überlebensfunktion  $\Phi$  der Weibull-Verteilung lautet:

$$\Phi_t = e^{-\left(\frac{B_t - b_0}{L}\right)^\beta} \quad \beta, L > 0; B_t \geq b_0; t \geq 0 \quad (17)$$

Und die zugehörige Ausfallrate  $\zeta$  berechnet sich nach:

$$\zeta_t = \frac{\beta}{L} \cdot \left(\frac{B_t - b_0}{L}\right)^{\beta-1} \quad \beta, L > 0; B_t \geq b_0; t \geq 0 \quad (18)$$

Der Formparameter  $\beta$  (auch Weibull-Modul oder Weibull-Faktor genannt) ist kennzeichnend für die Ausfallrate und entspricht im linearisierten Weibull-Diagramm der Steigung der Ausgleichsgeraden. Der Skalierungsparameter  $L$  stellt die charakteristische Lebensdauer dar, nach der (für  $b_0 = 0$ ) noch ein Anteil von  $e^{-1}$  entsprechend 36,8 % der ursprünglichen Anlagen in Betrieb ist. Die Betriebsdauer  $B$  entspricht dem Anlagenalter, während der Verschiebeparameter  $b_0$  die ausfallfreie Zeit kennzeichnet, vor deren Ablauf keine Ausfälle zu verzeichnen sind. Während der ausfallfreien Zeit ( $B < b_0$ ) ist die Wahrscheinlichkeit eines Ausfalls definitionsgemäß Null und die Zuverlässigkeit bzw. der Überlebensanteil beträgt konstant Eins. In Abbildung III.1 ist der grafische Verlauf der Weibull-Überlebensfunktion für eine typische Lebensdauer  $L$  von zehn Jahren, einer ausfallfreien Zeit  $b_0$  von fünf Jahren und einem Weibull-Faktor  $\beta$  von zwei dargestellt.



**Abbildung III.1:** Die Weibull-Überlebensfunktion für  $L = 10$  Jahre,  $b_0 = 5$  Jahre und  $\beta = 2$

Durch die hohe Flexibilität der Funktion kann die Vielzahl der betrachteten Anlagentypen und Technologien über einen einheitlichen Ansatz abgebildet werden, indem für jede Technologie spezifische Werte für die Parameter  $b_0$ ,  $L$  und  $\beta$  vorgegeben werden.<sup>38</sup> Aus Vereinfachungsgründen wird für den vorliegenden Ansatz nur die Lebensdauer der Gesamtanlage unabhängig von den Ausfällen einzelner technischer Komponenten betrachtet, die als reparabel bzw. ohne Einfluss auf die Gesamtanlage ersetzbar angesehen werden. Weiterhin wird vereinfachend angenommen, dass innerhalb eines Sektors alle Minderungsmaßnahmen und Referenzanlagen eine identische Lebensdauerverteilung aufweisen. Wie bereits in Kapitel III.4 dargestellt, sollen alle Maßnahmen der Lebensdauer der Referenzanlage unterliegen, bei der sie eingesetzt und mit deren Stilllegung sie auch außer Betrieb genommen werden. Weiterhin soll gelten, dass die Überlebensfunktion keine Funktion des Inbetriebnahmejahres ist, wie es z. B. bei einer zunehmenden Haltbarkeit von moderneren Anlagen der Fall wäre. Mit der Weibull-Funktion ergibt sich die Anlagenstilllegung in jeder Periode  $t$  dann unmittelbar anhand der spezifischen Ausfallrate für jeden Jahrgang (Gleichung 19).

$$N_{s,r,j,m,t}^{sti} = N_{s,r,j,m,t} \cdot \zeta_{s,r,j,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T \quad (19)$$

Die Maßnahmenkombinationen werden damit entsprechend der Ausfallrate der Gesamtanlage stillgelegt, die vom Inbetriebnahmejahr der Anlage abhängig ist und nicht vom Einsatzzeitpunkt der Minderungsmaßnahmen.<sup>39</sup> Das für die Berechnung der Ausfallrate erforderliche Anlagenalter  $B$  lässt sich abhängig vom Inbetriebnahmejahr der Anlage nach Gleichung 20 ermitteln.

$$B_{s,r,j,t} = t - j \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall t \in T, t \geq j \quad (20)$$

<sup>38</sup> Die Bestimmung der Weibull-Parameter kann anhand von tatsächlichen Ausfällen mittels statistischer (z. B. Maximum-Likelihood-Methode) oder grafischer Verfahren (Weibull-Diagramm) erfolgen. Beispiele für verschiedene Verfahren sind in [ReliaSoft 2006] dargestellt, die rechnerische Ermittlung anhand realer Ausfalldaten wird detailliert in [Reichelt 1978] beschreiben. Sofern für die einzelnen Technologien keine spezifischen Werte vorliegen, wird die Weibull-Funktion im vorliegenden Ansatz mit  $L = 20$  a,  $b_0 = 5$  a und  $\beta = 2$  als Durchschnittswerte für vergleichbare Technologien parametrisiert.

<sup>39</sup> Für die separate Berücksichtigung der Lebensdauer der Maßnahmen unabhängig von der Lebensdauer der Referenzanlage wäre jeweils ihre spezifische Überlebensfunktion bezogen auf das Maßnahmenalter zu ermitteln, was das Einsatzjahr der Maßnahme als zusätzlichen Index erforderlich machte.

Durch die dynamische Modellierung und die modellinterne Berechnung der Überlebensfunktion werden alle Anlagenjahrgänge gemäß ihrer spezifischen Lebensdauerfunktion in die Lebensdauerberechnung einbezogen.

### III.7 Die techno-ökonomische Beschreibung der Minderungsmaßnahmen

Die Beschreibung der techno-ökonomischen Parameter der Maßnahmen umfasst ihre Minderungseffizienz bezogen auf den betrachteten Schadstoff sowie die Kosten, die durch den Einsatz der Maßnahme der Emissionsminderung zuzurechnen sind.

#### III.7.1 Minderungseffizienz der Maßnahmen

Die Darstellung der Emissionen und Minderungseffizienzen der Maßnahmenkombinationen basiert auf dem Emissionsfaktoransatz [Holtmann 1997]. Als Emissionsfaktor für eine Produktionstechnologie wird der auf eine bestimmte Aktivität bezogene Emissionswert für einen Schadstoff bezeichnet, der unter anderem von Schadstoff, Sektor, Anlage/Prozess (Betriebsbedingungen, Anlagenalter, Entwicklungsstand der Technologie) und Emissionsminderungsmaßnahmen abhängt.<sup>40</sup> Zunächst wird der zugrunde liegende Emissionsfaktor für den ungeminderten Fall der Referenzanlagen ermittelt. Da dies den Ausgangsfall ohne weitere Minderungsmaßnahmen darstellt, werden hierbei die höchsten Emissionen verursacht.<sup>41</sup> Zur Bestimmung dieses Emissionsfaktors werden die ungeminderten Emissionen der Referenzanlage  $\tilde{E}_{m_0}$  auf ihre Nennaktivität bezogen, die der mit der Referenzanlagendefinition festgelegten Kapazität  $\tilde{K}_{\tilde{a}p}$  entspricht:

---

<sup>40</sup> Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird vereinfacht eine einzige Emissionskomponente betrachtet. Die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Luftschadstoffe kann formal durch einen zusätzlichen Index dargestellt werden. Für die techno-ökonomische Bewertung ist zu beachten, dass hier sowohl aus technischer wie aus wirtschaftlicher Sicht eine eindeutige Abgrenzung vorgenommen werden muss, um insbesondere bei Maßnahmen, die eine simultane Minderung von Schadstoffen bewirken, z. B. die Doppelerfassung von Kosten oder auch Doppelzählungen hinsichtlich vermiedener Emissionen zu vermeiden. Auch vom technischen Standpunkt resultieren neue Abhängigkeiten bei einer kombinierten Emissionsminderung, da die verschiedenen Maßnahmen in der Regel nicht voneinander unabhängig einsetzbar sind. Auf die besondere Problematik kombinierter Kostenfunktionen bei der gleichzeitigen Betrachtung mehrerer Schadstoffe soll im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen werden. Verschiedene Lösungsansätze zur Erstellung von gemischten Kostenfunktionen für die simultane Minderung von VOC- und NO<sub>x</sub>-Emissionen werden z. B. in [Laforsch 1999] beschrieben.

<sup>41</sup> Damit ist gleichzeitig impliziert, dass eine Verschlechterung des Technologiestandes unter das im Ausgangsjahr vorhandene niedrigste technische Niveau (den ungeminderten Fall) nicht betrachtet wird und somit ausgeschlossen ist.

$$EF_{s,r,m_0} = \frac{\tilde{E}_{s,r,m_0}}{\tilde{Kap}_{s,r}} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s \quad (21)$$

Der Technologiekonfiguration für den ungeminderten Zustand wird per Definition eine Minderungseffizienz  $\eta$  von Null zugeordnet. Die Emissionsfaktoren aller anderen Maßnahmenkombinationen für eine Referenzanlagenkategorie werden dann ausgehend vom ungeminderten Fall anhand der darauf bezogenen Minderungseffizienzen der Maßnahmen abgeleitet.<sup>42</sup>

$$EF_{s,r,m} = EF_{s,r,m_0} \cdot (1 - \eta_{s,r,m}) \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \eta_{s,r,m_0} = 0 \quad (22)$$

### III.7.2 Kosten der Maßnahmen

Für die Ermittlung der mit einer Emissionsminderung verbundenen Kosten sind die beim Einsatz der Maßnahmenkombinationen entstehenden betrieblich bedingten Ausgabenbestandteile zu bestimmen. Sonstige Ausgaben (wie neutrale Aufwendungen oder außerordentliche Aufwendungen bei Störfällen), werden in diesem Zusammenhang nicht betrachtet. Auch externe Kosten, die dem Unternehmen nicht zugerechnet werden, werden nicht berücksichtigt.<sup>43</sup> Es werden ausschließlich die der Emissionsminderung anzurechnenden Investitionen und laufenden Ausgaben berücksichtigt, die von den sonstigen Kosten des Produktionsprozesses abzugrenzen sind.<sup>44</sup> Zur Abgrenzung der emissionsminderungsinduzierten Ausgaben wird für die vorliegende Arbeit der Begriff der zusätzlichen Ausgaben verwendet, für deren Bestimmung folgende Regeln gelten [Laforsch 1999]:

<sup>42</sup> Die Emissionsfaktoren bzw. Minderungseffizienzen der betrachteten Maßnahmenkombinationen werden für die vorliegende Arbeit als bekannt vorausgesetzt. Sofern diese nicht aus der Literatur oder anhand von Messergebnissen verfügbar sind, existieren verschiedene Ansätze zu ihrer Ableitung aus Anlagen- und Prozessparametern (siehe z. B. für die Lösemittelanwendung in [Laforsch 1999]).

<sup>43</sup> Dies entspricht auch der Vorgehensweise zur Ermittlung der betrieblichen Umweltschutzaufwendungen gemäß [VDI 2001].

<sup>44</sup> Eine ausführliche Problematisierung der Abgrenzung von emissionsminderungsinduzierten Kosten bei der Implementierung von betrieblichen Emissionsminderungsmaßnahmen findet sich in [Rentz 1979].

- a) Für Primärmaßnahmen sind nach [VDI 2001] lediglich die mit der Durchführung von Umweltschutzmaßnahmen verbundenen Ausgaben, d. h. der anteilig auf die Emissionsminderung entfallende Anteil der Gesamtausgaben zu berücksichtigen. Die zusätzliche Investition und die zusätzlichen laufenden Ausgaben können, sofern eine Erfassung der Ausgaben für die relevanten Anlagenteile nicht möglich ist, durch einen Anlagenvergleich ermittelt werden und ergeben sich dann aus der Differenz der gesamten Investition und der gesamten laufenden Ausgaben einer Anlage, in der die entsprechende Maßnahme implementiert ist, und der gesamten Investition und der gesamten laufenden Ausgaben einer konventionellen Produktionsanlage, die der Anlagenkonfiguration im ungeminderten Fall entspricht.
- b) Da Primärmaßnahmen oft mit einem Anlagenumbau verbunden sind, ist in einer dynamischen Perspektive weiterhin zu unterscheiden, ob die Maßnahme im Zuge der autonomen Anlagenerneuerung oder vorzeitig vor Ablauf der Anlagenlebensdauer zum Zweck der Emissionsminderung eingesetzt wird. Bei einem vorzeitigem Anlagenersatz wäre zur Kostenabgrenzung eine Bewertung des Restwerts der bestehenden Anlage in Abhängigkeit vom Anlagenalter erforderlich. Für den Modellansatz wird daher davon ausgegangen, dass Primärmaßnahmen und damit verbundene Anlagenmodifikationen nur zum Ablauf der Lebensdauer im Rahmen der Anlagenerneuerung erfolgen.<sup>45</sup> Damit können die zusätzlichen Ausgaben stets als Differenz zwischen zwei Anlagenvarianten wie unter a) beschrieben abgegrenzt werden.
- c) Bei Sekundärmaßnahmen gehen, sofern ihr Einsatz zweifelsfrei der Emissionsminderung des betrachteten Schadstoffs zugerechnet werden kann, die Investition und die laufenden Ausgaben in voller Höhe als zusätzliche Ausgaben in die Betrachtung ein [VDI 2001]. Zusätzliche Ausgaben entstehen jedoch nicht, wenn im Falle einer kombinierten Emissionsminderung die Reduzierung eines anderen Schadstoffs als des betrachteten im Vordergrund steht. Im Gegensatz zu Primärmaßnahmen können Sekundärmaßnahmen jederzeit, d. h. auch bei bestehenden Anlagen, eingesetzt bzw. nachgerüstet werden.

Die Investition einer Emissionsminderungsmaßnahme wird im Sinne einer entscheidungsorientierten Erfassung emissionsmindernder Belastungen in Anlehnung an [Rentz 1979] als die Summe aller ausgabengleichen Posten bis zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme definiert. Komponenten der Investition sind u. a. Lieferung, Montage, Planungs- und Beratungsleistungen, Zoll, Lizenzen, Ver- und Entsorgungseinrichtungen sowie

---

<sup>45</sup> Eine Ausnahme von dieser Regel ist z. B. in [Felbermayer et al. 2002] für den Sektor Metallentfettung beschrieben: Da einige der dort betrachteten Primärmaßnahmen keine aufwändige Anlagenmodifikation erfordern und zudem mit deutlichen Einsparungen (durch den verringerten Lösemittelverbrauch) verbunden sind, wird in diesem Fall der vorgezogene Einsatz von Primärmaßnahmen zugelassen.

Mess- und Steuergeräte. Im Gegensatz zu [VDI 2001] werden für den vorliegenden Modellansatz jedoch die für die Errichtung einer Anlage erforderlichen Grundstücke und Gebäude generell von der Kostenbetrachtung ausgenommen.<sup>46</sup>

Die laufenden Kosten der Maßnahmen werden auf jährlicher Basis bestimmt und setzen sich aus mehreren Anteilen zusammen [VDI 2001]:

- a) Unter die investitionsbedingten Aufwendungen fallen insbesondere kalkulatorische Abschreibungen, kalkulatorische Zinsen auf das durch die Maßnahme gebundene Kapital, sowie Ausgaben für Versicherungen, Instandhaltung und Reparatur, Verwaltung und Realsteuern, die in der Regel als Prozentsatz der Investition angegeben werden können.
- b) Die betriebsabhängigen Ausgaben setzen sich aus den Kosten für Hilfs- und Betriebsstoffe sowie Personal zusammen.
- c) Folgekosten können entstehen, wenn es durch die Einführung einer Maßnahme z. B. zu Veränderungen des Anlagenwirkungsgrads, der Produktionskapazität oder zu Einbußen aufgrund eines geringeren erzielbaren Verkaufspreises kommt. Eine Veränderung des Wirkungsgrads ist in der Regel mit einem veränderten Betriebsmittelbedarf verbunden, so dass derartige Folgekosten über die betriebsabhängigen Ausgaben erfasst werden. Da Einnahmen aus dem Produktverkauf im Rahmen des Modellansatzes nicht betrachtet werden, bleibt auch deren Änderung durch eine Emissionsminderungsmaßnahme unberücksichtigt.<sup>47</sup> Weiterhin werden die Ausgaben für die Maßnahmen auf die jeweils festgelegte Referenzanlagenkapazität bezogen, so dass geringfügige Kapazitätsänderungen innerhalb des für die Referenzanlagenkategorie geltenden Kapazitätsbereichs vernachlässigt werden. Bei wesentlichen Auswirkungen auf die Anlagenkapazität wäre die betroffene Anlage ggf. einer anderen Referenzanlage zuzuordnen, womit eine Veränderung des Anlagenparks des Sektors einher ginge, was für den betrachteten Ansatz ausgeschlossen werden soll. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit bleiben Folgekosten daher generell außer Betracht.

---

<sup>46</sup> Bei ihrem Einbezug ergeben sich Schwierigkeiten der Abgrenzung aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen der Anlagen. So sind u. U. die erforderlichen Grundstück und Gebäude manchmal bereits verfügbar, während sie in anderen Fällen erst erworben werden müssen. Investitionsanteile für Grundstücke und Gebäude müssten dementsprechend für jede Einzelanlage hinzu bzw. heraus gerechnet werden, um die Investitionsentscheidung vergleichbar zu machen. Zudem dürfte sich die Ermittlung von Grundstücks- und Gebäudedaten im Rahmen der Erfassung der Strukturdaten als nahezu aussichtslos erweisen.

<sup>47</sup> So ist z. B. eine Erhöhung des Verkaufspreises denkbar, wenn eine gesteigerte Nachfrage nach besonders umweltfreundlich hergestellten Produkten vorliegt.

- d) Sonstige Kosten setzen sich u. a. aus Gebühren und Abgaben sowie den anteilig der Maßnahme anzurechnenden Kosten allgemeiner Betriebseinrichtungen zusammen. Auch sonstige Kosten bleiben im Rahmen des Modellansatzes bei der Kostenerfassung unberücksichtigt.
- e) Durch den Betrieb einer Umweltschutzeinrichtung können auch dieser zurechenbare Einnahmen durch den Verkauf von Kuppelprodukten (wie z. B. der Verkauf von REA-Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen) oder vermiedene Ausgaben (z. B. durch Einsparungen von Energie und Betriebsstoffen) auftreten, die nach [VDI 2001] getrennt ausgewiesen werden sollten.

Auf die praktischen Schwierigkeiten der Kostenbestimmung für Emissionsminderungsmaßnahmen soll hier nicht weiter eingegangen werden, und die Kostenbestandteile werden für die vorliegende Arbeit als bekannt vorausgesetzt. Möglichkeiten zur ex ante Bestimmung der Ausgaben von Emissionsminderungsmaßnahmen mittels Schätzfunktionen für Investitionen und betriebsabhängige Ausgaben anhand von Betriebsparametern wie dem Abgasvolumenstrom sind z. B. in [Laforsch 1999, S. 180 ff.] und [Nunge 2001, S. 140 ff.] dargestellt. Eine umfassende Übersicht über die für die Schadstoffe VOC und NO<sub>x</sub> verfügbaren Minderungsmaßnahmen, ihrer Minderungseffizienzen und damit verbundenen Ausgaben wurde im Rahmen der Aktivitäten der UNECE Task Force on the Assessment of Abatement Options/Techniques for Nitrogen Oxides from Stationary Sources und der Task Force on the Assessment of Abatement Options/Techniques for Volatile Organic Compounds from Stationary Sources erstellt [Rentz et al. 1999a, Rentz et al. 1999b]. Neben der strukturierten Darstellung in Datenblättern sind hier auch umfangreiche Hintergrundinformationen zur Ermittlung der jeweiligen Parameter enthalten. Die für den Sektor Holzlackierung spezifizierten Minderungsmaßnahmen mit ihren Minderungseffizienzen und resultierenden Emissionsfaktoren für VOC, zusätzlichen Investitionen und zusätzlichen betriebsabhängigen Ausgaben sind in Tabelle III.5 zusammenfassend wiedergegeben (für die Beschreibung der Maßnahmen siehe Tabelle III.4).

Preissteigerungen bleiben im Rahmen des vorliegenden Modellansatzes generell unberücksichtigt, d. h. die Investition wie auch die Betriebsausgaben der Maßnahmenkombinationen werden als über den Planungszeitraum konstant angenommen und sind somit vom Inbetriebnahmejahr unabhängig. Die laufenden Ausgaben umfassen dabei vereinfacht sämtliche Ausgabenanteile außer der Investition selbst und den aus der Investition abgeleiteten kalkulatorischen Abschreibungen und Zinsen. Sie werden insgesamt als variabel angenommen, wobei vernachlässigt wird, dass ein Teil der investitionsbedingten laufenden Ausgaben als fixe Ausgaben unabhängig von der Produktion anfällt (z. B. Ausgaben für Versicherungen und Verwaltung). Die für die Maßnahmenkombination bestimmten jährlichen laufenden Ausgaben  $LA$  werden daher für die weitere Berechnung

**Tabelle III.5:** Minderungseffizienzen, Emissionsfaktoren, zusätzliche Investitionen und laufende Ausgaben für die Maßnahmenkombinationen für kleine Anlagen (R 1) im Sektor Holzlackierung (nach [Rentz et al. 1998])

Maßnahmenkombination *	Minderungseffizienz [%]	Emissionsfaktor [g VOC/m <sup>2</sup> ]	zusätzliche Investition [Euro]	zusätzliche laufende Ausgaben [Euro/a]
Mk 0 0	0 %	100,0	0	0
Mk 0 1	75 %	25,0	262.000	28.600
Mk 0 2	75 %	25,0	266.000	19.000
Mk 1 0	49 %	51,2	50.000	0
Mk 1 1	87 %	12,8	275.000	21.200
Mk 1 2	87 %	12,8	250.000	14.600
Mk 2 0	84 %	15,7	50.000	4.200
Mk 2 1	96 %	3,9	227.000	18.800
Mk 3 0	97 %	3,2	50.000	4.200

\* für die Beschreibung der Maßnahmenkombinationen siehe Tabelle III.4

auf die Nennaktivität der Anlagen (entsprechend ihrer Referenzanlagenkapazität  $\tilde{Kap}$ ) bezogen und als spezifische variable Ausgaben  $VA^{spez}$  bestimmt.

$$VA_{s,r,m}^{spez} = \frac{LA_{s,r,m}}{\tilde{Kap}_{s,r}} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r \quad (23)$$

$$\text{mit } LA_{s,r,m} = LA_{s,r,m}^{Invest} + LA_{s,r,m}^{Betrieb} - LE_{s,r,m}$$

Bei der Maßnahmenauswahl im Rahmen der betrieblichen Investitionsentscheidung wird die zum Entscheidungszeitpunkt jeweils günstigste mögliche Maßnahme eingesetzt. Zu ihrer Bestimmung wird die Kapitalwertmethode verwendet: Dabei werden die über die Nutzungsdauer entstehenden laufenden Ausgaben für die Maßnahmen auf den Investitionszeitpunkt abgezinst. Dadurch werden die Unterschiede in den zum Entscheidungszeitpunkt fälligen Investitionen und den im Laufe des Anlagenbetriebs entstehenden betriebsabhängigen Ausgaben der Maßnahmen ausgeglichen und die Minderungskosten der Maßnahmen miteinander vergleichbar gemacht. Bei der Bestimmung der variablen Ausgaben wird von einem Anlagenbetrieb bei Nennkapazität entsprechend der festgelegten Referenzanlagenkapazität ausgegangen. Als Nutzungsdauer für Maßnahmen, die mit der Anlage in Betrieb genommen werden, wird die typische Anlagenlebensdauer  $L$  zugrunde gelegt. Der Kapitalwert  $KW$  wird nach der allgemeinen Bar-

wertformel bei nachschüssiger Berechnung bestimmt und ergibt sich unter Annahme einer konstanten Diskontierungsrate  $\lambda$  für einen Maßnahmeneinsatz bei Neuanlagen zu:<sup>48</sup>

$$KW_{s,r,m} = I_{s,r,m} + \gamma_{s,r} \cdot VA_{s,r,m}^{spez} \cdot \tilde{Kap}_{s,r} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r \quad (24)$$

$$\text{mit } \gamma_{s,r} = \begin{cases} \frac{(1 + \lambda)^{L_{s,r}} - 1}{(1 + \lambda)^{L_{s,r}} \cdot \lambda} & ; \lambda > 0 \\ L_{s,r} & ; \lambda = 0 \end{cases}$$

Da Preissteigerungen unberücksichtigt bleiben und für alle Maßnahmenkombinationen dieselbe Lebensdauer angesetzt wird, ist der Kapitalwert der Maßnahmen bei Neuanlagen unabhängig vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme. Beim nachträglichen Einsatz von Minderungsmaßnahmen ist jedoch das Anlagenalter zu berücksichtigen und als Nutzungsdauer ist die verbleibende Betriebsdauer der Anlage anzusetzen. Diese ergibt sich als Differenz aus der Lebensdauer und den aktuellen Betriebsjahren der Anlage zum Zeitpunkt der Nachrüstung. Die Nutzungsdauer einer Maßnahme ist somit davon abhängig, zu welchem Zeitpunkt eine Maßnahme eingesetzt wird und wie lange die Anlage zu diesem Zeitpunkt bereits in Betrieb ist. Für alle bestehenden Anlagen, auch wenn ihr Betriebsdauer  $B$  bereits ihre statistische Lebensdauer  $L$  überschritten hat, wird stets eine minimale Restnutzungsdauer von einem Jahr angenommen. Die Nutzungsdauer  $ND$  der Anlage lässt sich dann in allgemeiner Form angeben zu (siehe auch Gleichung 20):

$$ND_{s,r,j,t} = \max(L_{s,r} - B_{s,r,j,t}; 1) \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall t \in T; t \geq j \quad (25)$$

Die Umrüstung bestehender Anlagen ist unter den gegebenen Annahmen nur in Form einer Sekundärmaßnahme möglich. Die bereits existierende reine Primärmaßnahmenkombination wird dabei durch eine hierfür geeignete kombinierte Maßnahmenkombination ersetzt.<sup>49</sup> Da der Investitionsanteil der Primärmaßnahme bereits zu einem früheren

<sup>48</sup> Da für den vorliegenden Ansatz ausschließlich Ausgaben und keine Rückflüsse betrachtet werden, gehen per Definition alle Ausgabenbestandteile mit positivem Vorzeichen in den Kapitalwert ein.

<sup>49</sup> Der ebenfalls denkbare Ersatz einer bereits installierten Sekundärmaßnahme durch eine andere nachgeschaltete Technologie dürfte in der Praxis kaum vorkommen und soll ausgeschlossen werden.

**Tabelle III.6:** Zusätzliche Investition für die Nachrüstung von Sekundärmaßnahmen bei kleinen Anlagen (R 1) im Sektor Holzlackierung (nach [Rentz et al. 1998])

Maßnahmenkombination *	zusätzliche Investition [Euro]
Mk 0 1	262.000
Mk 0 2	266.000
Mk 1 1	225.000
Mk 1 2	200.000
Mk 2 1	177.000

\* für die Beschreibung der Maßnahmenkombinationen siehe Tabelle III.4

Zeitpunkt getätigt wurde, ist als Investition der Nachrüstung lediglich die Differenz zwischen der Maßnahmenkombination mit Sekundärmaßnahme und der zugrunde liegenden reinen Primärmaßnahmenkombination anzusetzen. Ausgehend von Tabelle III.5 sind in Tabelle III.6 beispielhaft die zusätzlichen Investitionen für eine Nachrüstung von Sekundärmaßnahmen bei kleinen Anlagen im Sektor Holzlackierung wiedergegeben.

Der Kapitalwert für Sekundärmaßnahmen im Falle der Nachrüstung  $KW^{nach}$  ergibt sich somit abhängig von der verbleibenden Nutzungsdauer  $ND$  der Anlage (wiederum unter der Annahme einer konstanten Diskontierungsrate  $\lambda$ ) zu:

$$KW_{s,r,j,m,t}^{nach} = I_{s,r,m}^{nach} + \gamma_{s,r,j,t} \cdot VA_{s,r,m}^{spez} \cdot \tilde{Kap}_{s,r} \quad (26)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall m_{ps} \in M_r; \forall m_{p0} \in M_r; \forall t \in T$$

$$\text{mit } \gamma_{s,r,j,t} = \begin{cases} \frac{(1 + \lambda)^{ND_{s,r,j,t}} - 1}{(1 + \lambda)^{ND_{s,r,j,t}} \cdot \lambda} & ; \lambda > 0 \\ ND_{s,r,j,t} & ; \lambda = 0 \end{cases}$$

$$I_{s,r,m}^{nach} = I_{s,r,m_{ps}} - I_{s,r,m_{p0}}$$

Anhand des Vergleichs der Kapitalwerte wird bei der Inbetriebnahme von Anlagen bzw. beim nachträglichen Einsatz von Sekundärmaßnahmen jeweils die Maßnahmenkombination ausgewählt, die von den zulässigen Minderungsoptionen den geringsten Kapitalwert aufweist.

Mit der Definition der Referenzanlagen und der Darstellung der jeweils verfügbaren Emissionsminderungsmaßnahmen mit ihren Minderungseffizienzen und den mit ihrem Einsatz verbundenen Ausgaben ist die Erarbeitung der technologiespezifischen Daten abgeschlossen. Im Folgenden wird die Bestimmung der Aktivitätsdaten für den betrachteten Untersuchungsraum dargestellt. Die hierzu benötigten Informationen umfassen die wirtschaftliche Aktivität des Sektors, die Sektorstruktur und die Technologiekonfiguration.

### III.8 Nachfrage und Aktivität im Sektor

Zur Abschätzung der Emissionsentwicklung mittels des Emissionsfaktoransatzes ist zunächst die wirtschaftliche Entwicklung der Sektoren in Form der Nachfrage zu betrachten, da diese das Produktionsvolumen im Sektor bestimmt. In der dynamischen Perspektive ist dabei die Nachfrageentwicklung über den gesamten Betrachtungszeitraum zu ermitteln. Entsprechende Konjunkturdaten lassen sich z. B. mittels statistischer Projektionsverfahren aus vergangenen Produktionsdaten ableiten. Die Ergebnisse der statistischen Analyse werden dann in Form einer Zeitreihe für die Perioden des Betrachtungszeitraums vorgegeben. Alternativ wird ausgehend von der Nachfrage in der Basisperiode oft eine durchschnittliche jährliche Marktentwicklung des Sektors  $c$  (in Prozent pro Jahr) zugrunde gelegt, und die Änderung der Nachfrage  $D$  ergibt sich zu:

$$\frac{dD_{s,t}}{dt} = c_s \cdot D_{s,t} \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (27)$$

In der Integralschreibweise lässt sich die Nachfrage dann angeben als:

$$D_{s,t} = D_{s,t_0} + c_s \cdot \int_{t_0}^t D_{s,t} dt \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (28)$$

Ausgehend von der Nachfrage ist für jeden Sektor die zugehörige Produktion bzw. Aktivität  $Ak$  zu bestimmen. Dabei soll die Sektoraktivität stets der Nachfrage im Sektor entsprechen, so dass diese genau erfüllt wird.

$$Ak_{s,t} = D_{s,t} \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (29)$$

Die Sektoraktivität ergibt sich in jeder Periode aus der Summe der Aktivitäten aller im Sektor vorhandenen Anlagen mit den jeweiligen Maßnahmenkombinationen.

$$Ak_{s,t} = \sum_{r \in R_s} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M_r} Ak_{s,r,j,m,t} \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (30)$$

Für die Aktivität jeder Anlage gilt die Annahme, dass diese zu jedem Zeitpunkt maximal der durch die Referenzanlagendefinition vorgegebenen Kapazität  $\tilde{Kap}$  entsprechen kann.

$$Ak_{s,r,t} \leq \tilde{Kap}_{s,r} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s \quad (31)$$

Die Aktivität im Sektor kann daher nur erbracht werden, wenn eine genügend hohe Kapazität  $Kap$  durch eine entsprechende Zahl von Anlagen  $N$  installiert ist.

$$Ak_{s,t} \leq Kap_{s,t} = \sum_{r \in R_s} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M_r} (N_{s,r,j,m,t} \cdot \tilde{Kap}_{s,r}) \quad (32)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T$$

Dementsprechend gilt, dass die installierte Anlagenkapazität  $Kap$  mindestens der Nachfrage  $D$  entsprechen muss.

$$D_{s,t} \leq Kap_{s,t} \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (33)$$

Eine über die installierte Kapazität hinaus steigende Nachfrage kann daher nicht durch eine (kurzfristig) höhere Auslastung der Anlagen befriedigt werden, sondern es muss eine entsprechende Erhöhung der installierten Kapazität durch die Inbetriebnahme neuer Anlagen erfolgen. Der dynamische Zubau von Anlagen wird in Kapitel III.12 dargestellt.

### III.9 Die Sektorstruktur der Anlagen

Die Sektorstruktur spiegelt die Verteilung der Sektorkapazität auf die betrachteten Referenzanlagen des Sektors und somit auf die vorhandenen Größenklassen und Produkti-

onstechnologien wider.<sup>50</sup> Sofern keine zuverlässigen Informationen über die realen Verhältnisse in einem Sektor zur Verfügung stehen (z. B. aus Produktionsstatistiken der Statistikbehörden oder von Verbänden)<sup>51</sup>, sind in der Praxis im Allgemeinen Abschätzungen der relativen Kapazitätsanteile  $\rho$  der Anlagenkategorien an der Sektorkapazität üblich. Die Summe der relativen Kapazitätsanteile aller betrachteten Referenzanlagenkategorien eines Sektors ist auf Eins normiert.

$$Kap_{s,r,t} = \rho_{s,r,t} \cdot Kap_{s,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T \quad (34)$$

$$\text{mit } \sum_{r \in R^s} \rho_{s,r,t} = 1$$

Bei einer dynamischen Veränderung der Sektorstruktur, d. h. dem Übergang zwischen verschiedenen Referenzanlagenkategorien, ist grundsätzlich davon auszugehen, dass dies mit einer Veränderung des Emissionsfaktors und somit der entstehenden Emissionen verbunden ist. Dies gilt gleichermaßen beim Übergang in eine andere Größenklasse als auch beim Wechsel der verwendeten Anlagentechnologie. Im Falle der Anlagenerneuerung ist daher prinzipiell sowohl der Umstieg in eine andere Größenklasse als auch der Wechsel des Produktionsverfahrens als kosteneffiziente Maßnahme zur Emissionsminderung vorstellbar. Die Berücksichtigung struktureller Änderungen innerhalb eines Sektors als nutzbare Minderungsoptionen hinsichtlich einer Emissionsreduktion wirft jedoch methodische Probleme auf. Während der Einsatz von Emissionsminderungs-

---

<sup>50</sup> Die installierte Kapazität stellt ein einheitliches und von den verwendeten Größenklassen unabhängiges Maß für alle im Sektor vorhandenen Anlagen dar, auf das im Folgenden statt auf die Anlagenzahl häufig Bezug genommen wird. Installierte Kapazität und Anlagenzahl können über die Referenzanlagenkapazität stets ineinander überführt werden.

<sup>51</sup> Nicht nur aufgrund der höheren Diversifizierung gestaltet sich die Datenerhebung für Industriesektoren in der Regel bedeutend schwieriger als bei Verbrennungsanlagen oder mobilen Quellen. Im Energie- und auch Verkehrsbereich liegen durch die zentralen Planungsansätze (Oligopol im Bereich öffentliche Energieerzeugung, staatliche Lenkung der überregionalen Verkehrsströme für die drei Verkehrsträger Straße, Schiene, und Wasserstraße im Bundesverkehrswegeplan) beispielsweise für die Bestimmung des zukünftigen Bedarfs langjährige und detaillierte Statistiken sowie etablierte Prognoseinstrumente vor. Derartig fundierte Daten stehen für Industriesektoren in der Regel nur ansatzweise zur Verfügung, da zur Datengewinnung hier meist lediglich die Erhebungen der Industrieverbände sowie des Statistischen Bundesamtes zur Verfügung stehen. Offizielle statistische Daten wie z. B. [Statistisches Bundesamt 2005] oder [Eurostat 2006] lassen jedoch keinen Rückschluss auf die verwendete Produktionstechnologie zu, die ja Bestandteil der Referenzanlagendefinition ist. Für die vorgenommene Aufteilung sind daher Informationen von Industrieverbänden und Branchenexperten unerlässlich.

maßnahmen über die Vorgabe von Emissionsgrenzwerten steuerbar ist, hat der Gesetzgeber in der Regel keinen Einfluss auf die Produktionskapazität und die Produktionstechnologie einer Anlage, die der freien Entscheidung des Unternehmers unterliegen.<sup>52</sup> Da jedoch die vorliegende Methodik als strategisches Instrument zur politischen Entscheidungsunterstützung eingesetzt werden soll, ist darauf zu achten, dass die Umsetzung der Ergebnisse der Analyse auch dem politischen Willen unterliegt. Dies ist hinsichtlich einer Veränderung der Sektorstruktur nicht gegeben, da ein hieraus abgeleitetes Ergebnis (wie z. B. die kostenminimale Emissionsreduktion durch die Stilllegung aller kleineren Anlagen) politisch nicht umsetzbar ist. Der Übergang zwischen verschiedenen Referenzanlagenkategorien und eine sich hieraus ggf. ergebende Emissionsminderung werden daher im Rahmen des vorgestellten Ansatzes nicht als verwertbares Minderungspotenzial berücksichtigt.

Dementsprechend werden die Kapazitätsanteile der Referenzanlagen in Form einer Zeitreihe für den Betrachtungszeitraum vorgegeben. Aufgrund fehlender Daten zur weiteren Entwicklung der Sektoren werden die Aktivitätsanteile in der Regel vereinfacht als konstant (d. h.  $\rho_{s,r,t} = \rho_{s,r} = \text{const.}$ ) angenommen [Laforsch 1999].<sup>53</sup> Sofern im Ausnahmefall z. B. gesetzliche Regelungen die zu verwendenden Produktionsverfahren im Laufe des Betrachtungszeitraums einschränken, ist dies in Form entsprechender Gültigkeitsregeln für die Referenzanlagenkategorien zu berücksichtigen.<sup>54</sup>

### III.10 Der Implementierungsstand der Maßnahmen

Entsprechend der mit der Sektorstruktur beschriebenen Aufteilung der Sektorkapazität auf die Ebene der Referenzanlagenkategorien wird mit dem Implementierungsstand die weitere Untergliederung auf die verfügbaren Maßnahmenkombinationen jeder Referenzanlage vorgenommen. In der Regel sind auf dieser detaillierten Ebene keine gesicherten Informationen über die in einem Sektor implementierten Minderungsmaßnahmen

---

<sup>52</sup> Eine Anlagengenehmigung kann allerdings mit der Auflage standortspezifischer Einschränkungen der Produktionskapazität verbunden sein, wenn dies zur Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen auf Grund der lokalen Immissionssituation erforderlich ist [BImSchG 2002, § 12]. Diese Sonderfälle sollen jedoch für die Betrachtung vernachlässigt werden.

<sup>53</sup> Zur Bestimmung der zeitlichen Veränderung der vorhandenen Anlagengrößenklassen können u. U. noch statistische Verfahren analog zur Bestimmung der Nachfrageentwicklung verwendet werden. Weitergehende Aussagen hinsichtlich eines zeitlichen Wandels der eingesetzten Produktionsverfahren sind jedoch nur in Ausnahmefällen verfügbar.

<sup>54</sup> So gibt es im deutschen Recht für einige wenige Sektoren Beschränkungen hinsichtlich der einzusetzenden Anlagentechnologie bei Neuanlagen wie z. B. für die Chlor-Alkali-Industrie [TA Luft 2002].

und die damit ausgestattete Anlagenkapazität verfügbar, so dass wiederum auf die Angabe des relativen Kapazitätsanteils  $\sigma$  der einzelnen Maßnahmenkombinationen an der Kapazität der Referenzanlagenkategorie zurückgegriffen werden muss. Die Implementierungsstände sämtlicher Maßnahmenkombinationen einer Referenzanlagenkategorie sind wiederum auf Eins normiert.

$$Kap_{s,r,m,t} = \sigma_{s,r,m,t} \cdot Kap_{s,r,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall t \in T \quad (35)$$

$$\text{mit } \sum_{m \in M^r} \sigma_{s,r,m,t} = 1$$

Mit der vorgenommenen Zuteilung über die Sektorstruktur und den Implementierungsstand werden sämtliche Anteile der Sektorkapazität jeweils genau einer Maßnahmenkombination zugeordnet. Da der Einsatz der Minderungsmaßnahmen über die Zeit die Systemvariablen darstellt, ist der Implementierungsstand nur für die Basisperiode vorzugeben. Hierbei ist in der Regel festzustellen, dass in der Vergangenheit nicht die jeweils kosteneffizientesten Maßnahmen zur Emissionsminderung zum Einsatz kamen, und selbst Maßnahmen, die zu offensichtlichen Kosteneinsparungen führen, oft nur bei einem Bruchteil der Anlagen umgesetzt sind.<sup>55</sup> Dem kosteneffizienten Einsatz von Minderungsmaßnahmen stehen in der Praxis zahlreiche Hemmnisse wie Informationsdefizite, Gewohnheiten, sowie technische und logistische Einschränkungen entgegen, so dass in der Regel eine breite Streuung der eingesetzten Technologien mit unterschiedlicher Kosteneffizienz vorzufinden ist. Auch die Qualitätsanforderungen der Kunden können sich limitierend auf den Einsatz von Minderungsmaßnahmen auswirken. So gibt es in der Automobilserienlackierung Beschränkungen hinsichtlich des Einsatzes von Wasserlacken bei bestimmten Lackschichten, weil anderenfalls die geforderte Lackqualität nicht erreicht werden kann [Laforsch 1999]

Auf die Bestimmung des Implementierungsstandes für die Basisperiode soll im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen werden. Aussagen hierzu können zum Teil aus den Anforderungen der Umweltgesetzgebung abgeleitet werden, da für einige Sektoren direkte Vorgaben für die einzusetzenden Maßnahmen bestehen, wie z. B. für den Betrieb von Tankstellen [21. BImSchV 1992] oder die Schwefelsäureproduktion [TA Luft 2002]. In der Regel besteht jedoch die Schwierigkeit, dass ein Rückschluss von Emis-

<sup>55</sup> Sehr anschaulich wird dies in [Felbermayer et al. 2002] für den Sektor Metallentfettung beschrieben. Alle dort beschriebenen kostensenkenden Maßnahmen sind im Ausgangsjahr der Untersuchung nur zu einem Bruchteil implementiert. Auch ohne Emissionsbegrenzung ergibt sich in diesem Fall durch die Ausnutzung vorhandener Einsparpotenziale aufgrund rein ökonomischer Kriterien eine wesentliche Emissionsminderung.

ongrenzwerten auf konkrete Emissionsminderungsmaßnahmen nicht unmittelbar möglich ist. Weitere Erkenntnisse können durch die Auswertung von Branchenstatistiken und die Fachkenntnis von Anlagenbauern und Branchenexperten gewonnen werden.

In den Folgeperioden kann der Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen aufgrund von Emissionsrestriktionen erforderlich werden oder sich aufgrund von Einsparpotenzialen als lohnend erweisen. Die Auswirkungen verschärfter Emissionsgrenzwerte auf die Maßnahmenauswahl werden in Kapitel III.15.1 beschrieben. Rechtliche Regelungen hinsichtlich der Vorgabe bestimmter Minderungsmaßnahmen sind durch die Vorgabe entsprechender Gültigkeitsregeln für die zur Verfügung stehenden Maßnahmen umzusetzen. Mit dem Einsatz von Minderungsmaßnahmen ergibt sich die dynamische Veränderung des Implementierungsstandes über den Betrachtungszeitraum.

### III.11 Der Anlagenbestand in der Basisperiode

Die Sektorstruktur und der Implementierungsstand beschreiben mit den vorhandenen Anlagen und den jeweils eingesetzten Maßnahmenkombinationen die Technologiekonfiguration eines Sektors unabhängig vom Inbetriebnahmejahr der Anlagen. Neuanlagen wird das Inbetriebnahmejahr entsprechend Gleichung 10 bei ihrer Inbetriebnahme zugeordnet. Damit ist das Inbetriebnahmejahr aller Anlagen, die während der Modelllaufzeit in Betrieb genommen werden, festgelegt. Für die Zuweisung des Inbetriebnahmejahres auf den vorhandenen Anlagenbestand in der Basisperiode ist die Berücksichtigung der Altersstruktur der Anlagen erforderlich.

Die im Basisjahr vorhandenen Minderungstechniken wurden in der Regel zu unterschiedlichen Zeiten in der Vergangenheit eingesetzt. So weisen z. B. fortschrittlichere Minderungstechniken gewöhnlich eine insgesamt jüngere Altersstruktur auf als die Basistechnologien, auch kann sich der Zeitpunkt des Maßnahmeneinsatzes je nach Referenzanlage unterscheiden. Die Altersstruktur wird daher separat für jede Referenzanlage und Maßnahmenkombination bestimmt. Hierzu werden für die bei Modellbeginn vorhandenen Anlagen mit den jeweils zugeordneten Minderungsmaßnahmen deren Inbetriebnahmejahre mit Hilfe der Lebensdauervertelung ermittelt.

Mit der Lebensdauervertelung lässt sich von den in einem Inbetriebnahmejahr  $j$  mit einer bestimmten Minderungstechnik installierten Anlagen  $N^{inb}$  der verbleibende Bestand  $N^{alt}$  für jede zukünftige Periode  $t$  mit Hilfe der Weibull-Überlebensfunktion  $\Phi$  (siehe Gleichung 17) bestimmen.

$$N_{s,r,j,m,t}^{alt} = N_{s,r,j,m}^{inb} \cdot \Phi_{r,j,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T; t \geq j \quad (36)$$

Der Altanlagenbestand  $N^{alt}$  in der Periode  $t$  setzt sich somit zusammen aus der Summe der verbleibenden Anlagen aus allen früheren Inbetriebnahmejahren.

$$N_{s,r,m,t}^{alt} = \sum_{j=j_0}^{t-1} N_{s,r,j,m,t}^{alt} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall t \in T; t \geq j_0 \quad (37)$$

Ebenso ergibt sich die Anlagenkonfiguration  $N$  in der Basisperiode  $t_0$  als Summe der verbleibenden Anlagen  $N^{alt}$ , die in den Jahren  $j$  vor Beginn des Betrachtungszeitraums in Betrieb genommen wurden.

$$N_{s,r,m,t_0} = N_{s,r,m,t_0}^{alt} = \sum_{j=j_0}^{t_0-1} N_{s,r,j,m,t_0}^{alt} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; t_0 \geq j_0 \quad (38)$$

$$\text{mit } N_{s,r,m,t_0} = \frac{Kap_{s,r,m,t_0}}{\tilde{Kap}_{s,r}}$$

Da zur Altersverteilung der Anlagen in der Regel keine detaillierten Angaben verfügbar sind, wird der Altanlagenbestand in verschiedene Altersklassen  $h$  eingeteilt, die für ein bestimmtes Anlagenalter stehen (z. B.  $h_1$  für ein bis vier Jahre alte,  $h_2$  für fünf bis neun Jahre alte Anlagen, etc.) und die entsprechenden Inbetriebnahmejahre vor Modellbeginn umfassen (d. h. bei einem Startjahr 2000 entspricht  $h_1$  dann den Inbetriebnahmejahren  $j_{hmin}$  1996 bis  $j_{hmax}$  1999,  $h_2$  den Jahren 1991 bis 1995, etc.). Für jede in der Basisperiode vorhandene Maßnahmenkombination werden dann die relativen Anteile  $\mu$  jeder Altersklasse am vorhandenen Bestand abgeschätzt, wobei die Summe der Altersklassenanteile auf Eins normiert ist. Damit ergibt sich der Altanlagenbestand  $N^{alt}$  nach Altersklassen im Basisjahr zu:

$$N_{s,r,m,h,t_0}^{alt} = \mu_{s,r,m,h,t_0} \cdot N_{s,r,m,t_0} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall h \in H \quad (39)$$

$$\text{mit } \sum_{h \in H} \mu_{s,r,m,h,t_0} = 1$$

Für die weitere Berechnung wird der Weibull-Überlebensanteil  $\Phi$  jedes Inbetriebnahmejahres einer Altersklasse  $j_h$  durch Bezug auf den gesamten Überlebensanteil der jeweiligen Altersklasse normiert. Durch Multiplikation mit der altersklassenspezifischen Tech-

nologiekonfiguration ergibt sich die Verteilung der Altanlagen auf die Inbetriebnahmejahre vor Modellbeginn.<sup>56</sup>

$$N_{s,r,j_h,m,t_0}^{alt} = \sum_{h \in H} \left( \frac{\Phi_{r,j_h,t_0}}{\sum_{j_h=j_{hmin}}^{j_{hmax}} \Phi_{r,j_h,t_0}} \cdot N_{s,r,m,h,t_0}^{alt} \right) \quad (40)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j_h \in J; j_h < t_0; \forall m \in M_r$$

Da  $j_h$  alle Inbetriebnahmejahre innerhalb der Altersklassen vor Modellbeginn umfasst, ist die Bedingung für die Summenbildung in Gleichung 38 erfüllt, und es kann geschrieben werden:

$$N_{s,r,m,t_0} = \sum_{j_h \in J} N_{s,r,j_h,m,t_0}^{alt} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r \quad (41)$$

Damit wird der in der Basisperiode vorhandene Implementierungsstand entsprechend der Altersklassenverteilung der Maßnahmenkombinationen auf die einzelnen Inbetriebnahmejahre vor Modellbeginn aufgeteilt.

### III.12 Die Inbetriebnahme von Anlagen und ihre Auslastung

Gemäß Gleichung 29 entspricht die Aktivität im Sektor jeweils der vorgegebenen Nachfrage. Im Gleichgewicht arbeiten alle Anlagen bei ihrer Nennkapazität, so dass mit der Aufgliederung der Gesamtkapazität nach Sektorstruktur und Implementierungsstand auch die im Sektor installierte Kapazität der Nachfrage entspricht. Selbst im Falle einer konstanten Nachfrage kommt es jedoch aufgrund von Anlagenstilllegungen im Zeitverlauf zu einem Kapazitätsdefizit. Dieses ist umso größer, je stärker die Nachfrage zunimmt, und muss, da eine über ihre Nennkapazität hinausgehende Aktivität der Anlagen ausgeschlossen wurde, über einen entsprechenden Anlagenneubau ausgeglichen werden, um die zur Befriedigung der Nachfrage erforderlichen Kapazitäten wieder zur Verfügung zu stellen (siehe Kapitel III.8). Der erforderliche Kapazitätszuwachs  $Kap^{inb}$  entspricht dem Kapazitätsdefizit und wird durch die nach der Lebensdauerberechnung verbleibenden Kapazitäten der Altanlagen, die dem Anlagenbestand  $N$  in der Periode  $t$  entsprechen, und die Marktnachfrage  $D$  in der jeweiligen Periode bestimmt:

<sup>56</sup> Die Summation über  $h$  ist formal erforderlich, um den Altersklassenindex zu entfernen.

$$Kap_{s,t}^{inb} = D_{s,t} - Kap_{s,t} \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (42)$$

$$\text{mit } Kap_{s,t} = \sum_{r \in R_s} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M_r} (N_{s,r,j,m,t} \cdot \tilde{Kap}_{s,r})$$

Da eine über die Zeit konstante Sektorstruktur angenommen wird (siehe Kapitel III.9), werden die neuen Kapazitäten gemäß dem bisherigen Anlagenbestand auf die Referenzanlagen aufgeteilt, und die in Betrieb genommenen Anlagen  $N^{inb}$  ergeben sich aus den Anlagenstilllegungen  $N^{sti}$  und der Kapazitätsanpassung des Anlagenbestandes:<sup>57</sup>

$$N_{s,r,t}^{inb} = N_{s,r,t}^{sti} + \frac{D_{s,t} - Kap_{s,t}}{Kap_{s,t}} \cdot N_{s,r,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T \quad (43)$$

Die Neuanlagen werden gemäß Gleichung 10 einem Inbetriebnahmejahr zugeordnet. Die erforderliche Maßnahmenkombination wird aus den zum jeweiligen Zeitpunkt einsetzbaren Maßnahmen anhand ihres Kapitalwerts ausgewählt (siehe Kapitel III.7.2). Damit wird für jede Periode und zugeordnet zum jeweiligen Inbetriebnahmejahr der Zubau an Anlagen mit den verschiedenen Maßnahmenkombinationen bestimmt.

$$N_{s,r,j,m,t}^{inb} = N_{s,r,t}^{inb} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; j \geq t_0; \quad (44)$$

$$\forall m \in M_r; \min(KW_{s,r,m}); \forall t \in T; j \leq t < j+1$$

Gemäß Gleichung 13 ist damit die zur Erfüllung der Nachfrage in Periode  $t$  erforderliche Zunahme des Anlagenbestandes gegeben. Aufgrund der Integration entspricht die installierte Anlagenkapazität einer Periode jedoch nicht der aktuellen Nachfrage, sondern der Nachfrage der Vorperiode. Dadurch unterscheidet sich die Kapazität und somit auch die resultierende Aktivität stets von der vorgegebenen Nachfrage und die Gleichheitsbedingung nach Gleichung 29 ist verletzt. Dies wird ausgeglichen, indem als Aktivitätsmaß im folgenden die rechnerische Aktivität  $Ak^*$  angesetzt wird. Diese wird bestimmt, indem die installierte Kapazität mit der rechnerischen Auslastung (als Verhältnis von Nachfrage  $D$  zu installierter Gesamtkapazität) multipliziert wird.

<sup>57</sup> Im Falle einer zeitlich variablen Sektorstruktur wären die Kapazitätsverschiebungen zwischen den Referenzanlagenkategorien als zusätzliche Faktoren zu berücksichtigen.

$$Ak_{s,r,m,t}^* = Kap_{s,r,m,t} \cdot \frac{D_{s,t}}{Kap_{s,t}} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall t \in T \quad (45)$$

$$\text{mit } Kap_{s,r,m,t} = \sum_{j \in J} (N_{s,r,j,m,t} \cdot \tilde{Kap}_{s,r})$$

Neben dem entstehenden Integrationsfehler ist die Verwendung der rechnerischen Aktivität auch für den Fall von Überkapazitäten von Bedeutung. Überkapazitäten entstehen, wenn die Nachfrage trotz Anlagenstilllegungen unter die im Sektor vorhandene Kapazität sinkt. Um das Gleichgewicht zwischen Nachfrage und Kapazität herzustellen, müssten in diesem Falle außerplanmäßige Stilllegungen berücksichtigt werden, um die installierte Anlagenkapazität entsprechend zu reduzieren (dies könnte z. B. durch Insolvenzen begründet werden). Für den vorliegenden Ansatz wird jedoch davon ausgegangen, dass die zu viel vorhandenen Anlagen weiter bestehen bleiben und die installierte Kapazität auch im Falle von Überkapazitäten ausschließlich über die allmähliche altersbedingte Stilllegung der Anlagen angepasst wird.

Unter der Annahme, dass alle Anlagen gleichermaßen von der Überkapazität betroffen sind und bei geringerer Auslastung arbeiten, kann durch Verwendung der rechnerischen Aktivität die Produktionsleistung aller Anlagen gleichmäßig auf das Niveau der Nachfrage reduziert werden. Unabhängig von der installierten Kapazität entspricht die rechnerische Aktivität damit unter allen Bedingungen der vorgegebenen Nachfrage einer Periode. Die folgenden Berechnungen der Emissionen und emissionsminderungsinduzierten Gesamtkosten stützt sich daher auf die rechnerische Aktivität als Aktivitätsmaß.

### III.13 Die entstehenden Emissionen

Durch die Verknüpfung der technologiespezifischen mit den Aktivitätsdaten eines Sektors können die Emissionen der Anlagen sowie die durch den Einsatz der Minderungsmaßnahmen verursachten Kosten ermittelt werden. Damit die Emissionen jeweils der zur Erfüllung der vorgegebenen Nachfrage erforderlichen Aktivität entsprechen, wird zu ihrer Bestimmung die rechnerische Aktivität verwendet. Die Emissionen  $E$  in der Periode  $t$  für die mit einer bestimmten Maßnahmenkombination ausgestatteten Anlagen ergeben sich dann durch Multiplikation des Emissionsfaktors  $EF$  mit der rechnerischen Aktivität  $Ak^*$ .

$$E_{s,r,m,t} = EF_{s,r,m} \cdot Ak_{s,r,m,t}^* \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall t \in T \quad (46)$$

Die Gesamtemissionen in der Periode  $t$  ergeben sich somit zu:

$$E_t = \sum_{s \in S} \sum_{r \in R_s} \sum_{m \in M_r} E_{s,r,m,t} \quad \forall t \in T \quad (47)$$

### III.14 Die Gesamtausgaben der Emissionsminderung

Für die Berechnung der Gesamtausgaben werden die durch die eingesetzten Minderungsmaßnahmen insgesamt zusätzlich verursachten Ausgaben bestimmt, die periodenbezogen erfasst werden. Die zusätzliche Investition einer Maßnahmenkombinationen wird hierzu mittels der Annuitätenmethode auf die Nutzungsdauer  $ND$  umgelegt, wobei für Neuanlagen die typische Anlagenlebensdauer und für Altanlagen die verbleibende Betriebsdauer angesetzt wird. Die Annuität  $Ann$  einer Investition  $I$  lässt sich für einen konstanten Kalkulationszinsfuß  $\kappa$  berechnen nach:

$$Ann_{s,r,j,m,t} = f_{s,r,j,m,t} \cdot \alpha_{s,r,j,m,t} \cdot I_{s,r,m} \quad (48)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T$$

$$\text{mit } f_{s,r,j,m,t} = \begin{cases} 1 & ; t_0 \leq t_{inb} \leq t < t_{inb} + ND_{s,r,j,m,t} \leq t_{end} \\ 0 & ; t < t_{inb}, t \geq t_{inb} + ND_{s,r,j,m,t} \end{cases}$$

$$\alpha_{s,r,j,m,t} = \begin{cases} \frac{(1 + \kappa)^{ND_{s,r,j,m,t}} \cdot \kappa}{(1 + \kappa)^{ND_{s,r,j,m,t}} - 1} & ; \kappa > 0 \\ \frac{1}{ND_{s,r,j,m,t}} & ; \kappa = 0 \end{cases}$$

Die Annuitäten der nachträglich eingesetzten Sekundärmaßnahmen werden analog unter Verwendung von  $I^{nach}$  berechnet. Gemäß der für Gleichung 48 formulierten Nebenbedingungen werden die Annuitäten nur für innerhalb des Planungszeitraums eingesetzte Minderungsmaßnahmen erfasst, während die Annuitäten der zu Beginn der Betrachtung bereits vorhandenen Technologien als bereits getätigte, nicht mehr entscheidungsrelevante Ausgaben nicht in die Bestimmung der Gesamtausgaben eingehen. Auch werden nur die innerhalb des Betrachtungszeitraums anfallenden Annuitäten erfasst. Auf diese Weise werden die Restwerte der bestehenden Anlagen zum Ende des Planungszeitraums berücksichtigt [van Oostvoorn et al. 1991].

Aufgrund der Anlagenstilllegung gemäß der statistischen Lebensdauerverteilung wird ein Teil der Anlagen nicht bis zum Ende der regulären Nutzungsdauer betrieben. Weiterhin kann eine reine Primärmaßnahme vorzeitig durch eine Maßnahmenkombination mit Sekundärmaßnahme (Nachrüstung) ersetzt werden oder, falls dies nicht möglich ist, die Anlage erzwungenermaßen stillgelegt werden. Die Annuitäten einer einmal getätigten Investition werden jedoch in allen Fällen bis zum Ende der ursprünglich erwarteten Nutzungsdauer (d. h. bis zum Ende der typischen Anlagenlebensdauer) in Ansatz gebracht.

Zur Bestimmung der betriebsabhängigen Ausgaben werden die spezifischen variablen Ausgaben  $VA^{spez}$  mit der Anlagenaktivität im Sektor multipliziert, so dass diese nur während der Betriebszeit der Anlagen und entsprechend der mit der jeweiligen Maßnahmenkombination verbundenen Aktivität anfallen. Um bei der Ermittlung der zusätzlichen Betriebsausgaben eine der jeweiligen Nachfrage entsprechende Aktivität zu berücksichtigen, wird wie zur Berechnung der Emissionen die rechnerische Aktivität  $Ak^*$  angesetzt. Die durch die Anwendung einer Maßnahmenkombination verursachten zusätzlichen Ausgaben  $A$  in jeder Periode  $t$  ergeben sich dann zu:

$$A_{s,r,j,m,t} = Ann_{s,r,j,m,t} \cdot N_{s,r,j,m,t}^{inb} + VA_{s,r,m}^{spez} \cdot Ak_{s,r,m,t}^* \quad (49)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T$$

Die insgesamt entstehenden periodenbezogenen Ausgaben können durch Aufsummierung über die diversen Indexmengen bestimmt werden:

$$A_t = \sum_{s \in S} \sum_{r \in R_s} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M_r} A_{s,r,j,m,t} \quad \forall t \in T \quad (50)$$

Für die Ermittlung der über die Zeit entstehenden Gesamtausgaben  $G$  werden die in jeder Periode anfallenden Ausgaben mit der Diskontierungsrate  $\lambda$  auf das Basisjahr abgezinst und integriert.

$$G_t = \int_{t_0}^t \frac{1}{(1 + \lambda)^{(t-t_0)}} \cdot A_t dt \quad \forall t \in T \quad (51)$$

Mit den Gesamtausgaben am Ende der Modelllaufzeit sind sämtliche zusätzlichen Ausgaben erfasst, die während des Betrachtungszeitraums durch den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen anfallen. Durch die Diskontierung auf das Ausgangsjahr

werden die jeweiligen periodenbezogenen Ausgaben vergleichbar gemacht. Da Preissteigerungen keine Berücksichtigung finden, tragen die Maßnahmen umso weniger zu den Gesamtausgaben bei, je später im Betrachtungszeitraum sie angewendet werden. Da die Gesamtausgaben jedoch nicht entscheidungsrelevant für die Maßnahmenauswahl auf Anlagenebene sind, wird der Einsatz der Minderungsmaßnahmen hierdurch nicht beeinflusst.<sup>58</sup>

### III.15 Politische Instrumente zur Emissionsminderung

Mit dem dargestellten Ansatz können der Emissionsverlauf über die Zeit dargestellt sowie die mit dem Einsatz von Minderungsmaßnahmen verbundenen Ausgaben ermittelt werden. Die Aktivitätsentwicklung der Sektoren folgt dabei der vorgegebenen Marktentwicklung, und die Minderungsmaßnahmen werden entsprechend der technischen Möglichkeiten aufgrund ökonomischer Kriterien eingesetzt. Ein regelndes Eingreifen des Staates ist bislang nicht berücksichtigt. Dieses wird unter der gegebenen Aufgabenstellung jedoch erforderlich, wenn die für ein bestimmtes Zieljahr vorgegebene Emissionshöchstgrenze absehbar überschritten wird. Hierzu ist eine Emissionsprognose für das Zieljahr erforderlich, anhand derer die für das Zieljahr erwarteten Emissionen mit der Emissionshöchstgrenze verglichen werden können. Die Emissionsprognose  $E^{prog}$  wird im Rahmen des vorliegenden Ansatzes anhand der aktuellen Sektoremissionen und der jeweiligen Marktentwicklung  $c$  spezifisch für jeden Sektor  $s$  vorgenommen. Als Zieljahr der Emissionshöchstgrenze wird das Endjahr der Betrachtung  $t_{end}$  angenommen.

$$E_{s,t}^{prog} = E_{s,t} \cdot (1 + c_s)^{(t_{end} - t)} \quad \forall s \in S; \forall t \in T \quad (52)$$

Die erwarteten Gesamtemissionen im Zieljahr  $E^{prog}$  ergeben sich aus der Summe der prognostizierten Emissionen der Einzelsektoren. Liegen diese über der festgelegten Emissionshöchstgrenze  $EHG$ , entsteht ein politischer Handlungsbedarf zur Emissionsreduktion. Das Ausmaß der voraussichtlichen Überschreitung der Emissionshöchstgrenze und somit die erforderliche prozentuale Emissionsminderung  $p$  zu ihrer Einhaltung ist durch Gleichung 53 gegeben.

---

<sup>58</sup> Im Gegensatz hierzu werden die Maßnahmen bei den optimierenden Ansätzen im Falle von  $\lambda > 0$  generell möglichst spät eingesetzt, um die Gesamtausgaben durch die Diskontierung zu minimieren.

$$p_t = \begin{cases} 1 - \frac{EHG_{t_{end}}}{\sum_{s \in S} E_{s,t}^{prog}} & ; EHG_{t_{end}} < \sum_{s \in S} E_{s,t}^{prog} \\ 0 & ; EHG_{t_{end}} \geq \sum_{s \in S} E_{s,t}^{prog} \end{cases} \quad \forall t \in T \quad (53)$$

Zur Umsetzung der Emissionsminderung stehen der Politik verschiedene Handlungsalternativen zur Verfügung, die aufgrund ihres unterschiedlichen Ansatzes in ordnungsrechtliche Instrumente und marktwirtschaftliche Anreizinstrumente unterschieden werden können. Ziel des staatlichen Eingreifens ist es jeweils, die Emissionsentwicklung so zu steuern, dass die geforderte Emissionshöchstgrenze eingehalten wird.

### III.15.1 Der ordnungspolitische Ansatz

Das klassische ordnungsrechtliche Instrument zur Emissionsreduktion stellen umweltbezogene Auflagen dar. Diese können sich auf die verwendeten Einsatzstoffe oder die anzuwendende Technologie beziehen (Auflagen für Produktionsverfahren), die Produktionsmenge oder den Standort (Produktionsauflagen) sowie das Produkt selbst und die bei der Produktion entstehenden Emissionen (Emissionsauflagen) [Pätzold und Mussel 1996]. Die Art der verwendeten Einsatzstoffe bleibt jedoch im Rahmen des vorliegenden Ansatzes generell unberücksichtigt, da diese lediglich in Form der variablen Betriebsausgaben eingehen. Einschränkungen hinsichtlich Produktionsverfahren und -menge wurden in Kapitel III.9 als Sonderfälle einer emissionsminderungsinduzierten Verschiebung der Sektorstruktur identifiziert, da diese die Zulässigkeit der Referenzanlagenkategorien beeinflussen, und sollen von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden. Produktbezogene Vorgaben wirken wie eine freiwillige Produktumstellung, was nach Kapitel III.5 keine zulässige Minderungsmaßnahme darstellt; in beiden Fällen wäre die Berücksichtigung der strukturellen Veränderung der Nachfrage erforderlich, indem Aktivitätsanteile zwischen verschiedenen Sektoren übertragen werden.

Die weitaus gebräuchlichste Form der Umweltauflage stellen Emissionsgrenzwerte dar. Diese gelten anlagenspezifisch und sind im Rahmen der betrieblichen Investitionsentscheidung zu berücksichtigen, da sie die Auswahl einsetzbarer Maßnahmenkombinationen entsprechend einschränken: Die durch die Anlage verursachten Emissionen müssen durch den Einsatz geeigneter Minderungsmaßnahmen so weit reduziert werden, dass der vorgegebene Emissionsgrenzwert eingehalten wird.

Emissionsgrenzwerte auf Anlagenebene liegen im Umweltrecht praktisch ausschließlich als Massenkonzentration bezogen auf das Abluftvolumen oder seltener als Emissionsmassenstrom vor [TA Luft 2002]. Nur sehr selten sind produktspezifische Grenzwerte

angegeben, die direkt den maximal zulässigen Emissionsfaktor einer Referenzanlage beschreiben.<sup>59</sup> Massenkonzentrationen und -ströme hingegen sind zunächst in Emissionsfaktoren umzurechnen, was erhebliche methodische Probleme aufwirft.

Massenstrom und Massenkonzentration können über den Abluftvolumenstrom ineinander überführt werden. Die Umrechnung von Massenkonzentrationen in zulässige Emissionsfaktoren (und umgekehrt) erfordert darüber hinaus die Kenntnis der Jahresbetriebsstunden und der Jahresproduktion. Da die Referenzanlagen lediglich über ihre jährliche Produktionskapazität definiert sind, lassen sich über den Abluftvolumenstrom, die Jahresbetriebsstunden und die tatsächliche Produktionsmenge (da diese von der Produktionskapazität abweichen kann) zunächst keine weiteren Aussagen treffen. Während für die Jahresbetriebsstunden und die Produktionsmenge (bei Gleichsetzung mit der Anlagenkapazität) noch sinnvolle Annahmen getroffen werden können, sind für den Abluftvolumenstrom in der Regel keine ausreichenden Informationen verfügbar.

Für den vorliegenden Ansatz wurde daher eine andere Vorgehensweise gewählt, bei der der Emissionsgrenzwert in Form des maximal zulässigen Emissionsfaktors zunächst anhand des Implementierungsstandes in der Basisperiode festgelegt wird. Dabei wird davon ausgegangen, dass sämtliche im Ausgangsjahr vorhandenen Technologien die zu diesem Zeitpunkt gültigen Normen einhalten. Der für jede Referenzanlagenkategorie initial festgesetzte Grenzwert  $EG_{t_0}$  entspricht dann dem maximalen Emissionsfaktor  $EF$ , der sich aus dem Implementierungsstand  $\sigma$  der Basisperiode ergibt.

$$EG_{s,r,t_0} = \max \left( EF_{s,r,m_0} \cdot (1 - \eta_{s,r,m}) \right) \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \sigma_{s,r,m,t_0} > 0 \quad (54)$$

Für den politischen Entscheidungsprozess wird davon ausgegangen, dass die über gesetzliche Regelungen festgelegten Grenzwerte eine gewisse Gültigkeitsdauer aufweisen, innerhalb derer sie nicht verändert werden. Die Überprüfung und Anpassung des Grenzwerts wird daher nicht kontinuierlich, sondern nur in bestimmten Zeitabständen vorgenommen. Ergibt die Überprüfung gemäß Gleichung 53, dass eine Emissionsminderung erforderlich ist, führt dies zu einer Gesetzesinitiative, die nach einer gewissen Verzögerung durch den Gesetzgebungsprozess in einer entsprechenden Grenzwertverschärfung resultiert.

---

<sup>59</sup> Angaben zu Emissionsfaktoren können unter anderem den BREFs entnommen werden, die jedoch explizit keine Grenzwerte darstellen. Ein produktspezifischer Grenzwert findet sich z. B. für die Pelletproduktion in der primären Eisen- und Stahlindustrie in [Protocol Aarhus 1998].

Der neue Grenzwert ist von Neuanlagen in der Regel sehr kurzfristig nach Inkrafttreten der neuen Regelung einzuhalten, während für Altanlagen eine Übergangsfrist von mehreren Jahren eingeräumt wird. In der Praxis ist festzustellen, dass Unternehmen eine bevorstehende Grenzwertverschärfung antizipieren und bereits vor der Gesetzesverabschiedung geeignete Maßnahmen ergreifen, dass die während des Gesetzgebungsprozesses neu errichteten Anlagen den zukünftigen neuen Grenzwert einhalten, um eine absehbare (und in der Regel teure) Nachrüstung zu vermeiden. Im Rahmen des vorliegenden Ansatzes wird vereinfacht davon ausgegangen, dass alle Neuanlagen unmittelbar ab dem Zeitpunkt der Überprüfung  $t_{\bar{u}}$  den absehbaren verschärften Grenzwert einhalten. Der von Neuanlagen bei Inbetriebnahme einzuhaltende Emissionsgrenzwert  $EG^{inb}$  ergibt sich dann nach:

$$EG_{s,r,t}^{inb} = EG_{s,r,t_0} \cdot (1 - p_{t_{\bar{u}}}) \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T; \forall t_{\bar{u}} \in T; t \geq t_{\bar{u}} \quad (55)$$

Für zum Zeitpunkt der Überprüfung bestehende Altanlagen wird angenommen, dass diese erst mit deutlicher Verzögerung zur Einhaltung des neuen Grenzwerts verpflichtet sind. Dabei ist die Zeitspanne bis zur Verabschiedung der neuen Regelung zuzüglich der darin geregelten Übergangsfrist für Altanlagen zu berücksichtigen. Beide Fristen werden vereinfacht in einem einzigen Wert für eine Übergangsfrist  $\bar{UF}$  zusammengefasst, nach der der Grenzwert für Altanlagen  $EG^{alt}$  gelten soll.

$$EG_{s,r,t}^{alt} = EG_{s,r,t_0} \cdot (1 - p_{t_{\bar{u}}}) \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T; \forall t_{\bar{u}} \in T; t \geq t_{\bar{u}} + \bar{UF} \quad (56)$$

Es wird daher prinzipiell davon ausgegangen, dass für Altanlagen dieselben Anforderungen wie für Neuanlagen gelten, diese jedoch erst nach Ablauf der Übergangsfrist einzuhalten sind. In der Praxis sind hier für die einzelnen Industriesektoren sehr unterschiedliche Regelungen zu finden: So gibt es für Altanlagen je nach Schadstoff oder Anlagentyp z. T. Ausnahmeregelungen in Form höherer Grenzwerte und/oder spezifischer Übergangsfristen, die hier jedoch nicht differenzierter berücksichtigt werden sollen [TA Luft 2002]. Durch die prozentuale Minderungsverpflichtung wird gleichzeitig eine verursachergerechte Aufteilung der Emissionsminderung erreicht, da sich für Referenzanlagenkategorien, die bereits einen fortschrittlichen Stand der Technik und somit einen geringen Emissionsfaktor aufweisen, der erlaubte absolute Emissionsfaktor vergleichsweise geringfügig ändert, während die emissionsrelevantesten Anlagen die Hauptlast der Emissionsminderung zu tragen haben.

Damit der jeweils geltende Emissionsgrenzwert eingehalten wird, muss der Emissionsfaktor  $EF$  der bei den Anlagen eingesetzten Maßnahmenkombination den jeweils gefor-

derten Emissionsgrenzwert  $EG$  (der als maximal zulässiger Emissionsfaktor ausgedrückt wird) mindestens einhalten.

$$EF_{s,r,m} \leq EG_{s,r,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r; \forall t \in T \quad (57)$$

Welcher Grenzwert für welche Anlagen in einer Periode zum Tragen kommt, ergibt sich aus den Gleichungen 55 und 56. Die Verwendung von Maßnahmenkombinationen mit einem höheren Emissionsfaktor ist dann ab dem jeweiligen Zeitpunkt nicht mehr zulässig und entsprechend bei der Maßnahmenauswahl für Neuanlagen zu beachten. Ungleichung 57 geht damit als zusätzliche Nebenbedingung in Gleichung 44 ein.

Bestehende Altanlagen, durch die der Grenzwert nach Ablauf der Übergangsfrist nicht eingehalten wird, sind entsprechend mit einer Sekundärmaßnahme nachzurüsten. Dies ist definitionsgemäß nur bei Anlagen möglich, die bislang lediglich eine Primärmaßnahme  $m_{p0}$  aufweisen, und auch nur dann, wenn eine geeignete Sekundärmaßnahme  $m_{ps}$  zur Verfügung steht, mit der der veränderte Grenzwert eingehalten werden kann. Die nachzurüstenden Anlagen  $N^{nach,out}$  nach Ablauf der Übergangsfrist  $\ddot{U}F$  ergeben sich dann zu:

$$\begin{aligned} N_{s,r,j,m_{p0},t}^{nach,out} &= N_{s,r,j,m_{p0},t} - N_{s,r,j,m_{p0},t}^{sti} & (58) \\ \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; t &= t_{\ddot{u}} + \ddot{U}F; \\ \forall m_{p0} \in M_r; EF_{s,r,m_{p0}} &> EG_{s,r,t}^{alt}; \exists m_{ps} \text{ mit } EF_{s,r,m_{ps}} \leq EG_{s,r,t}^{alt} \end{aligned}$$

Diese Anlagen werden durch die Nachrüstung mit einer geeigneten Sekundärmaßnahmenkombination versehen ( $N^{nach,in}$ ), wobei die Sekundärmaßnahme  $m_{ps}$  nach dem geringsten Kapitalwert  $KW^{nach}$  für Nachrüstung gemäß Gleichung 26 ausgewählt wird. Das Inbetriebnahmejahr  $j$  bleibt bei dieser Neuuzuordnung der Maßnahmenkombination unverändert.

$$\begin{aligned} N_{s,r,j,m_{ps},t}^{nach,in} &= N_{s,r,j,m_{p0},t}^{nach,out} & (59) \\ \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; t &= t_{\ddot{u}} + \ddot{U}F; \\ \forall m_{p0} \in M_r; EF_{s,r,m_{p0}} &> EG_{s,r,t}^{alt}; \\ \forall m_{ps} \in M_r; EF_{s,r,m_{ps}} &\leq EG_{s,r,t}^{alt}; \min(KW_{s,r,j,m_{ps},t}^{nach}) \end{aligned}$$

Ist eine solche Nachrüstung nicht möglich, z. B. da die Anlage trotz bereits vorhandener oder zusätzlicher Sekundärmaßnahme den Grenzwert weiterhin überschreiten würde, wird angenommen, dass diese Anlagen erzwingenermaßen stillgelegt werden ( $N^{sti,zw}$ ).

$$N_{s,r,j,m,t}^{sti,zw} = N_{s,r,j,m,t} - N_{s,r,j,m,t}^{sti} - N_{s,r,j,m,t}^{nach,out} \quad (60)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; t = t_{\bar{u}} + \bar{U}F;$$

$$\forall m \in M_r; EF_{s,r,m} > EG_{s,r,t}^{alt}; \nexists m_{ps} \text{ mit } EF_{s,r,m_{ps}} \leq EG_{s,r,t}^{alt}$$

Die solchermaßen zwangsweise stillgelegten Anlagen werden den altersbedingt stillgelegten Anlagen hinzugerechnet und wie diese als regelungskonforme Neuanlagen wieder in Betrieb genommen. Gleichung 43 wird dadurch erweitert zu:

$$N_{s,r,t}^{inb} = N_{s,r,t}^{sti} + N_{s,r,t}^{sti,zw} + \frac{D_{s,t} - Kap_{s,t}}{Kap_{s,t}} \cdot N_{s,r,t} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall t \in T \quad (61)$$

Durch die Nachrüstung bestehender Anlagen bzw. deren zwangsweiser Stilllegung ist die Integralgleichung für den Anlagenbestand  $N$  (Gleichung ) um diese Terme zu ergänzen und lautet dann:

$$N_{s,r,j,m,t} = N_{s,r,j,m,t_0} + \int_{t_0}^t \left( N_{s,r,j,m,t}^{inb} + N_{s,r,j,m,t}^{nach,in} - N_{s,r,j,m,t}^{sti} - N_{s,r,j,m,t}^{nach,out} - N_{s,r,j,m,t}^{sti,zw} \right) dt \quad (62)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T$$

### III.15.2 Der umweltökonomische Ansatz

Neben den ordnungsrechtlichen Regelungen stehen zur politischen Umsetzung von Emissionsminderungsstrategien auch sog. umweltökonomische Instrumente zur Verfügung. Grundgedanke des umweltökonomischen Ansatzes ist es, die Marktkräfte zur Erreichung eines umweltpolitischen Zieles zu nutzen, indem die Umweltnutzung mit einem Preis belegt wird. Damit soll erreicht werden, einen gewünschten Umweltstandard mit möglichst geringen Kosten zu erreichen, da die Umsetzung von Umweltschutzmaßnahmen zunächst dort erfolgen wird, wo sie am kosteneffizientesten bewerkstelligt werden kann. Als Vorzüge der umweltökonomischen Instrumente werden die individuelle Entscheidungsfreiheit der Emittenten angeführt und dass unabhängig vom erzielten Emissi-

onsniveau die Belegung der Emissionen mit Kosten einen permanenten Anreiz zur weiteren Emissionsminderung darstellt [Pätzold und Mussel 1996].

Umweltökonomische Instrumente lassen sich in Umweltabgaben und Umweltzertifikate einteilen. Emissionszertifikate werden im Umfang der gewünschten Emissionshöchstgrenze vom Staat ausgegeben und berechtigen den Emittenten, jährlich eine bestimmte Menge an Schadstoffen zu emittieren. Ein Unternehmen, das über die konzessionierte Menge hinaus emittieren will, muss die hierfür erforderlichen Emissionslizenzen am Zertifikatemarkt hinzukaufen. Der Preis bestimmt sich dabei nach Angebot und Nachfrage um die insgesamt vorhandenen Emissionsrechte, die zwischen den Emittenten frei gehandelt werden können. Als Anbieter können z. B. Emittenten auftreten, bei denen sich für einen gegebenen Zertifikatspreis der Einsatz einer Minderungsmaßnahme durch den Verkauf der entsprechend frei werdenden Emissionsrechte als rentabel gestaltet. Im Ergebnis vermindern zunächst diejenigen Unternehmen ihre Emissionen, deren Vermeidungskosten unter dem Zertifikatspreis liegen, während Unternehmen mit hohen Umweltschutzkosten bevorzugt Zertifikate zukaufen. Die Einhaltung der maximalen Emissionen ist jeweils durch die Höhe der insgesamt zugeteilten Emissionsrechte gewährleistet.

Bei einer Emissionsabgabe werden die entstehenden Emissionen mit einem Entgelt belegt, wodurch ein ökonomischer Anreiz zur Emissionsvermeidung entsteht. Die Höhe der Abgabe richtet sich nach dem zu erreichenden Umweltziel, d. h. es wird derjenige Abgabensatz gesucht, mit dem die Emissionen so weit reduziert werden, dass die vorgegebenen Emissionshöchstgrenze eingehalten wird. Bei einer Emissionsabgabe wird jedes Unternehmen unter Kostenaspekten seine Emissionen so weit mindern, bis die Grenzausgaben der Emissionsminderung den Abgabensatz übersteigen.

Als Beispiel für die zur Verfügung stehenden umweltökonomischen Handlungsoptionen soll im Weiteren exemplarisch die Einführung einer Emissionsabgabe herangezogen werden. Die Emissionsabgabe selbst ist auf eine Emissionseinheit bezogen, womit die jährliche Abgabenlast proportional zu den tatsächlichen Emissionen ist, die wiederum von der Produktionsmenge abhängen. Die jährliche Abgabenlast stellt daher einen variablen Ausgabenbestandteil dar, der bei der ökonomischen Bewertung eines Maßnähmeneinsatzes zusätzlich zu berücksichtigen ist. Dabei wird angenommen, dass die Emissionsabgabe einheitlich auf die gesamten Emissionen der Anlagen erhoben wird. Die auf die Aktivität bezogene spezifische Emissionsabgabe  $AB^{spez}$  für jede Maßnahmenkombination kann dann unter der Voraussetzung einer zeitlich konstanten Emissionsabgabe  $AB$  nach Gleichung 63 berechnet werden.

$$AB_{s,r,m}^{spez} = AB \cdot EF_{s,r,m} \quad \forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r \quad (63)$$

Die spezifische Emissionsabgabe kann dann bei der Kapitalwertbildung für Neuanlagen gemäß Gleichung 64 (entsprechend Gleichung 24) und für einen nachträglichen Maßnahmeneinsatz nach Gleichung 65 (entsprechend Gleichung 26) berücksichtigt werden.

$$KW_{s,r,m} = I_{s,r,m} + \gamma_{s,r} \cdot \tilde{K}ap_{s,r} \cdot (VA_{s,r,m}^{spez} + AB_{s,r,m}^{spez}) \quad (64)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r$$

$$KW_{s,r,m}^{nach} = I_{s,r,m}^{nach} + \gamma_{s,r,j,t} \cdot \tilde{K}ap_{s,r} \cdot (VA_{s,r,m}^{spez} + AB_{s,r,m}^{spez}) \quad (65)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall m \in M_r$$

Damit die Abgabe eine Wirkung entfaltet und zum Einsatz von Minderungsmaßnahmen führt, müssen die Ausgaben für die zusätzlichen Vermeidungsanstrengungen niedriger liegen als die Ausgaben für die durch den Maßnahmeneinsatz vermeidbaren Emissionen. Dabei kann auch eine freiwillige Nachrüstung von Sekundärmaßnahmen ökonomisch gerechtfertigt sein. Bei Vorliegen einer Emissionsabgabe  $AB$  wählen Unternehmen statt einer Minderungsmaßnahme  $m$  eine effizientere, aber mit höheren Ausgaben verbundene Maßnahme  $m'$  genau dann aus, wenn Ungleichung 66 erfüllt ist. Durch die allgemeinere, zeitabhängige Formulierung des Barwertfaktors  $\gamma$  ist die Bedingung gleichermaßen auf den Anlagenneubau wie auf den nachträglichen Einsatz von Sekundärmaßnahmen anzuwenden, wobei in diesem Fall die Differenz der Investition genau der Investition für die Nachrüstung  $I^{nach}$  (siehe Gleichung 26) entspricht.

$$AB > \frac{I_{s,r,m'} - I_{s,r,m} + \gamma_{s,r,j,t} \cdot \tilde{K}ap_{s,r} \cdot (VA_{s,r,m'}^{spez} - VA_{s,r,m}^{spez})}{\gamma_{s,r,j,t} \cdot \tilde{K}ap_{s,r} \cdot (EF_{s,r,m} - EF_{s,r,m'})} \quad (66)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall t \in T; \forall m \in M_r; EF_{s,r,m} > EF_{s,r,m'};$$

$$I_{s,r,m'} - I_{s,r,m} + \gamma_{s,r,j,t} \cdot \tilde{K}ap_{s,r} \cdot (VA_{s,r,m'}^{spez} - VA_{s,r,m}^{spez}) > 0$$

Die Emissionsabgabe führt unausweichlich zu einer Erhöhung der resultierenden periodenbezogenen Ausgaben  $A$ , da zu den Ausgaben der Emissionsminderung nach Gleichung 49 die auf die jeweils verbleibenden Emissionen erhobene Abgabe hinzukommt, wie in Gleichung 67 dargestellt ist. Entsprechend erhöhen sich durch den Einbezug der Emissionsabgabe auch die Gesamtausgaben  $G$  über den Betrachtungszeitraum.

$$A_{s,r,j,m,t} = Ann_{s,r,j,m,t} + \left( VA_{s,r,m}^{spez} + AB_{s,r,m}^{spez} \right) \cdot A_{s,r,m,t}^* \quad (67)$$

$$\forall s \in S; \forall r \in R_s; \forall j \in J; \forall m \in M_r; \forall t \in T$$

### III.16 Umsetzung des entwickelten Ansatzes in das Modell CLaIr

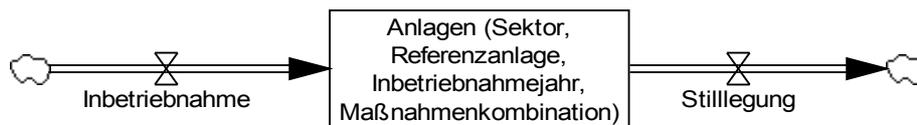
Der entwickelte systemdynamische Ansatz wird mit Hilfe der Entwicklungsumgebung VENSIM® in das Computermodell CLaIr<sup>60</sup> umgesetzt. VENSIM® ist speziell auf die Erstellung und Simulation systemdynamischer Modelle ausgerichtet: Es wird eine grafische Oberfläche bereitgestellt, mittels derer die Beziehungen zwischen den einzelnen Parametern visualisiert werden können. Die mathematische Modellformulierung wird über ein Gleichungssystem beschrieben, welches der sichtbaren Modelldarstellung hinterlegt ist. Neben Konsistenz- und Plausibilitätsprüfungen ermöglicht die Software unmittelbar die Modellsimulation sowie die Ergebnisdarstellung sowohl in tabellarischer als auch in grafischer Form, so dass ein integriertes Simulationswerkzeug zur Verfügung steht und keine zusätzlichen Module erforderlich sind. Aus Gründen der übersichtlicheren und einfacheren Dateneingabe wurden die erforderlichen Eingangsdaten jedoch in separaten Microsoft® Excel-Datenblättern erfasst, auf die VENSIM® den direkten Zugriff erlaubt.

Im Folgenden werden die prinzipiellen Zusammenhänge des Modells CLaIr nochmals zusammengefasst und in der typischen Darstellungsform systemdynamischer Modelle veranschaulicht.<sup>61</sup> Dabei werden die den Systemzustand definierenden Größen (Systembestände) durch ein Rechteck gekennzeichnet. Die sie verändernden Zu- und Abflüsse gehen als Doppelpfeile in bzw. aus dem Rechteck heraus, wobei ihr Anfangs- oder Endpunkt in Form einer Wolke die Systemgrenzen markiert. Es wird dann nicht weiter betrachtet, woher die Bestandsveränderung kommt bzw. wohin diese abfließt, und die jeweiligen Reservoirs haben keinen Einfluss auf das Systemverhalten. Dass die Flüsse Entscheidungsregeln unterliegen, die den Zu- und Abfluss steuern, wird durch Ventile symbolisiert. Alles sonstigen Variablen einschließlich Konstanten werden einfach mit ihrem Namen dargestellt. Pfeile kennzeichnen ganz allgemein eine Relation zwischen zwei Variablen, wobei die Pfeile von der oder den unabhängigen zur abhängigen Variable gerichtet sind.

<sup>60</sup> System Dynamics Model for the Techno-economic Assessment of Clean Air Strategies in Industry

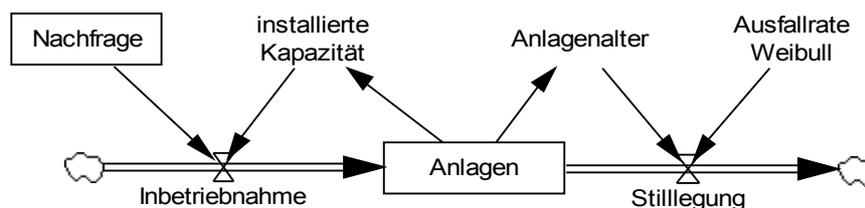
<sup>61</sup> Die Darstellungen dienen der Veranschaulichung der Zusammenhänge und können von der formalen Modelldarstellung abweichen.

Kern des Modells bildet der Anlagenbestand eines Sektors, der durch die Inbetriebnahme und Stilllegung von Anlagen verändert wird. Die Anlagen werden dem jeweiligen Sektor, einer Referenzanlagenkategorie innerhalb des Sektors, dem Inbetriebnahmejahr sowie einer Maßnahmenkombination entsprechend Gleichung 11 anhand von Indices zugeordnet, so dass sich die grafische Repräsentation als sehr einfach darstellt (Abbildung III.2).



**Abbildung III.2:** Anlagenbestand, Inbetriebnahme und Stilllegung von Anlagen

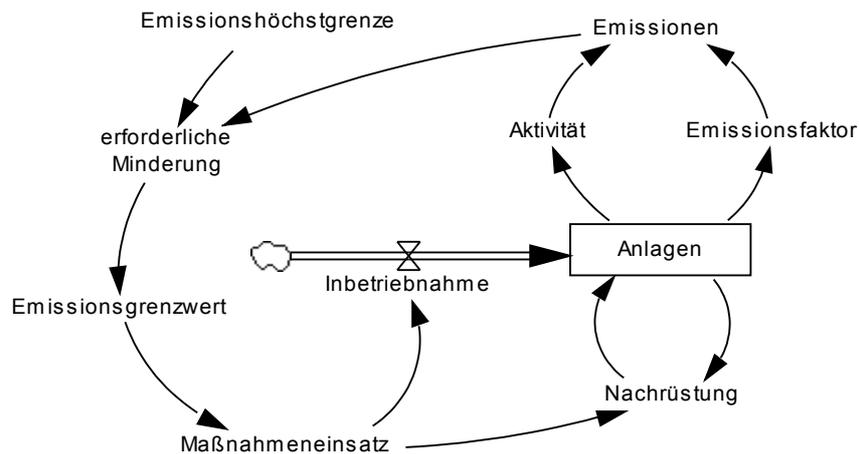
Die Stilllegung der Anlagen ergibt sich aus dem Anlagenalter und der Ausfallrate entsprechend der Weibull-Funktion, während die Inbetriebnahme neuer Anlagen durch die installierte Kapazität (bzw. die damit mögliche Aktivität) und die Nachfrage im Sektor bestimmt wird (Abbildung III.3).



**Abbildung III.3:** Einflussfaktoren von Inbetriebnahme und Stilllegung der Anlagen

Je nach Technologiekonfiguration der Anlage, d. h. der zugeordneten Referenzanlagentechnologie und des Emissionsfaktors der eingesetzten Maßnahmenkombinationen, entstehen anlagenbezogene Emissionen, die aufsummiert über den Anlagenpark die sektorweiten Emissionen ergeben. Durch den Vergleich der Sektoremissionen mit der vorgegebenen Emissionshöchstgrenze kann die erforderliche Emissionsminderung bestimmt werden, zu deren Umsetzung die anlagenbezogenen Emissionsgrenzwerte verschärft werden.

Um den Grenzwert einzuhalten, ist der Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen erforderlich, was einerseits bei der Inbetriebnahme von Anlagen zu berücksichtigen ist, aber auch zur Nachrüstung von bestehenden Anlagen mit Sekundärmaßnahmen führen kann (Abbildung III.4).



**Abbildung III.4:** Der Zusammenhang zwischen Emissionen der Anlagen, Festlegung eines Emissionsgrenzwerts und Maßnahmeneneinsatz

Als Minderungsmaßnahmen stehen prinzipiell alle Maßnahmen zur Verfügung, deren Minderungseffizienz in Kombination mit dem jeweiligen Emissionsfaktor der Referenzanlage ausreicht, den gesetzten Grenzwert einzuhalten. Aus den zur Verfügung stehenden Optionen wird diejenige mit dem geringsten Kapitalwert ausgewählt. Unabhängig von einem vorhandenen Emissionsgrenzwert kann sich hierbei ein Maßnahmeneneinsatz auch rein aufgrund ökonomischer Kriterien als rentabel erweisen. An diesem Punkt setzt die Emissionsabgabe an, die auf die (verbleibenden) Emissionen der Anlage erhoben wird. Abhängig vom Emissionsfaktor der Anlage und der Minderungseffizienz der Maßnahmen führt die Abgabe zu einer Erhöhung des Kapitalwerts der Maßnahmen, was bei ihrer Auswahl zu berücksichtigen ist (Abbildung III.5).

Durch den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen werden im Vergleich zum ungeminderten Zustand der Anlagen zusätzliche Ausgaben verursacht, die in Form der Annuitäten der Investitionen sowie der betriebsbedingten Ausgaben anfallen. Weiterhin sind die durch die Emissionsabgabe anfallenden Ausgaben zu berücksichtigen. Die periodenbezogenen Ausgaben werden jeweils auf das Basisjahr der Betrachtung abgezinst und über die Modelllaufzeit zu den Gesamtausgaben der Emissionsminderung integriert (Abbildung III.6).

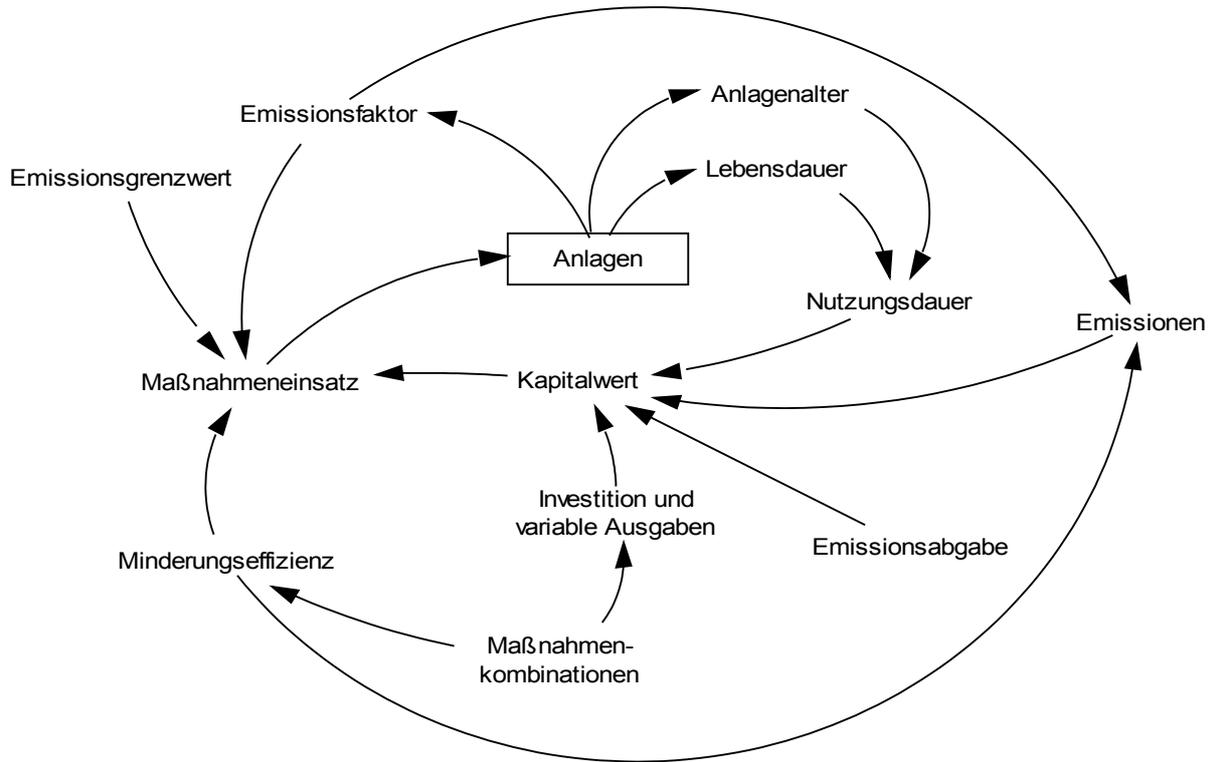


Abbildung III.5: Die Einflussgrößen zur Selektion von Minderungsmaßnahmen

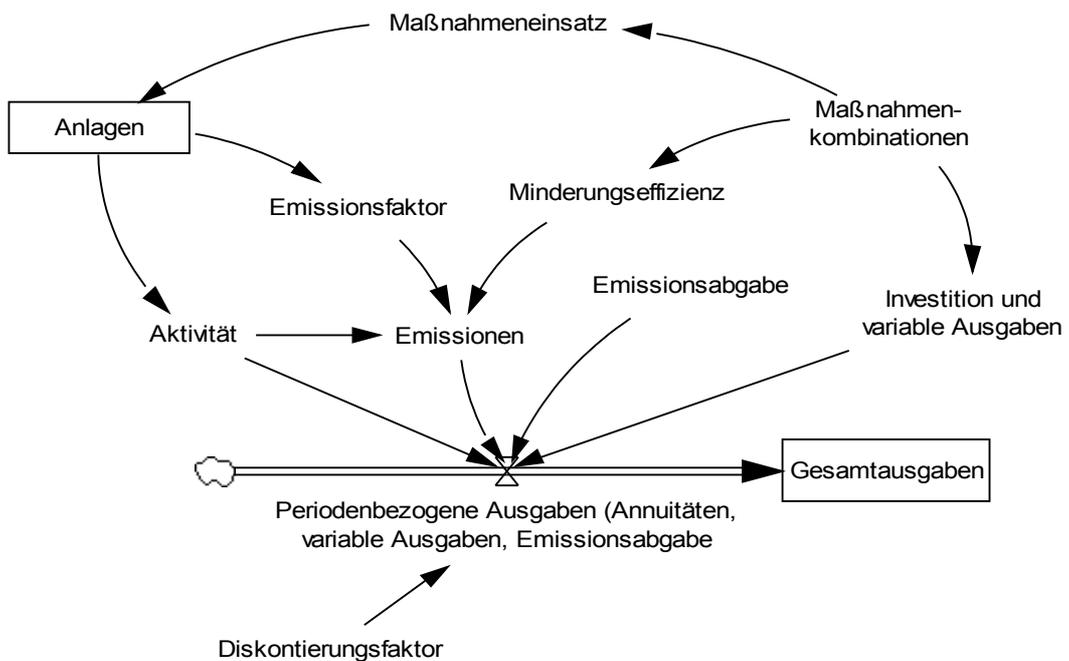


Abbildung III.6: Die Ermittlung der Gesamtausgaben der Emissionsminderung

#### IV. Modellapplikation für den Sektor Holzlackierung

Das entwickelte Modell CLaIr wird im Folgenden beispielhaft auf einen der für die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen relevanten Industriesektor angewendet. Als Beispielsektor der Modellapplikation dient der Sektor Holzlackierung (SNAP 060107), der einen Unterbereich der Lackanwendung darstellt. Die Auswahl des Sektors beruht dabei rein auf formalen Kriterien: für den Sektor ist eine geeignete Datenbasis verfügbar, wobei jeweils eine ausreichend große aber dennoch überschaubare Anzahl von Referenzanlagen, Primär- und Sekundärmaßnahmen sowie möglichen Maßnahmenkombinationen definiert ist. Der Sektor weist daher eine hinreichende Komplexität auf, dass verschiedenste technische Möglichkeiten zur Emissionsminderung zur Verfügung stehen und die Folgen politischer Emissionsminderungsstrategien nicht auf einen Blick erfassbar sind. Dennoch sind die möglichen Variationen begrenzt, so dass das Verständnis der Modellapplikation und die Nachvollziehbarkeit der Modellergebnisse erleichtert wird. Dies ist auch der Grund für die vorgenommene Beschränkung auf ein Ein-Sektoren-Modell, da keine möglichen Rückkopplungen mit anderen Sektoren zu berücksichtigen sind und sich hieraus eine vereinfachte Ergebnisinterpretation ergibt. Ziel der Modellanwendung ist es, die prinzipielle Eignung des systemdynamischen Ansatzes für die politische Entscheidungsunterstützung zur Umsetzung von Luftreinhaltestrategien zu analysieren.

Als Eingangsdaten für die techno-ökonomischen und länderspezifischen Parameter wird auf die vorhandene Datenbasis in [Rentz et al. 1998] zurückgegriffen, der die Technologie- und Aktivitätsdaten der VOC-relevanten Sektoren für Deutschland detailliert hergeleitet und dokumentiert hat. Neben der quantitativen Bestimmung der Eingangsgrößen (z. B. Nachfrage, Maßnahmen mit Minderungseffizienz und erforderlichen Ausgaben) umfasst dies gleichermaßen die Vorgabe der strukturellen Rahmenbedingungen wie der Sektorstruktur und der Anwendbarkeit von Minderungsmaßnahmen. Da sich die Parameter auf die Jahre 1995 bis 2015 beziehen, wurde diese Zeitspanne ebenfalls der systemdynamischen Modellanwendung zugrunde gelegt. Mit dem vorliegenden Datenmaterial stehen sämtliche für die entwickelte Methodik erforderlichen Eingangsdaten mit einem ausreichenden Detaillierungsgrad zur Verfügung.

Der Sektor wird durch drei Referenzanlagenkategorien beschrieben (kleine, mittlere und große Anlagen), deren Anteil an der Sektoraktivität konstant 6,1 %, 9,9 % bzw. 84,0 % beträgt (dies entspricht mit den gegebenen Referenzanlagenkapazitäten einem Anlagenbestand von ca. 1.400 kleinen, 500 mittleren und 300 großen Anlagen).<sup>62</sup> Während

---

<sup>62</sup> Alle den Sektor Holzlackierung charakterisierenden Eingangsdaten sind im Anhang nochmals zusammengefasst dargestellt.

kleine und mittlere Anlagen für das Ausgangsjahr noch einen hohen Anteil an ungeminderten Anlagen aufweisen, sind alle großen Anlagen mindestens mit einer Primärmaßnahme ausgestattet. Zur weiteren Emissionsminderung stehen insgesamt drei Primärmaßnahmen und zwei Sekundärmaßnahmen zur Verfügung, aus denen sich insgesamt

**Tabelle IV.1:** Minderungseffizienzen und Kapitalwerte der Maßnahmenkombinationen für Neuanlagen (Diskontierungssatz 0 %; nach [Rentz et al. 1998], eigene Berechnung)

Maßnahmenkombination *	Emissionsfaktor [g VOC/m <sup>2</sup> beschichtete Fläche]	Kapitalwert [Euro]
Maßnahmen für kleine Anlagen R 1		
Mk 0 0	100	0
Mk 0 1	25	834.000
Mk 0 2	25	646.000
Mk 1 0	51	50.000
Mk 1 1	13	699.000
Mk 1 2	13	542.000
Mk 2 0	16	134.000
Mk 2 1	4	603.000
Mk 3 0	3	134.000
Maßnahmen für mittlere Anlagen R 2		
Mk 0 0	100	0
Mk 0 1	25	1.861.000
Mk 0 2	25	1.290.000
Mk 1 0	51	100.000
Mk 1 1	13	1.353.000
Mk 1 2	13	1.047.000
Mk 2 0	16	484.000
Mk 2 1	4	1.225.000
Mk 3 0	3	484.000
Maßnahmen für große Anlagen R 3		
Mk 1 0	51	0
Mk 1 1	13	7.970.000
Mk 1 2	13	2.037.000
Mk 2 0	16	5.200.000
Mk 2 2	4	6.058.000
Mk 3 0	3	5.200.000

\* für die Beschreibung der Maßnahmenkombinationen siehe Tabelle III.4

21 mögliche Maßnahmenkombinationen für die drei Anlagentypen ergeben. Zur besseren Veranschaulichung des im Weiteren diskutierten Maßnahmeneinsatzes sind in Tabelle IV.1 die Emissionsfaktoren für VOC und die für Neuanlagen berechneten Kapitalwerte aller Maßnahmenkombinationen als die entscheidenden Kriterien der Maßnahmenauswahl gegenübergestellt.

Für die folgenden Szenarien wird zunächst von einer konstanten wirtschaftlichen Aktivität über die gesamte Betrachtungsdauer ausgegangen, auch sollen keine Zinsen berücksichtigt werden. Der Untersuchung des Einflusses von Marktwachstum und Zinsen auf die Modellergebnisse sind eigene Kapitel gewidmet.

#### **IV.1 Die Entwicklung ohne politische Zielvorgabe**

Als politische Zielvorgabe wird das Festlegen einer zu erreichenden Emissionshöchstgrenze im Zieljahr der Betrachtung verstanden. Ohne Vorliegen einer solchen Grenze wird kein Grenzwert festgesetzt, so dass hinsichtlich der verwendbaren Minderungsmaßnahmen keinerlei Beschränkungen bestehen und diese ausschließlich anhand der jeweils günstigsten technisch möglichen Option eingesetzt werden. Da auch keine Emissionsabgabe zu entrichten ist, richtet sich die Maßnahmenauswahl ausschließlich nach den mit den Techniken verbundenen Investitionen und betriebsabhängigen Ausgaben bzw. dem berechneten Kapitalwert. Mit der Vorgabe des Anfangsemissionsgrenzwertes entsprechend Gleichung 54 wird dabei lediglich sichergestellt, dass keine Technologie zum Einsatz kommt, die das im Ausgangsjahr vorhandene Mindestniveau für jede Referenzanlagenkategorie unterschreitet.

Wie aus Tabelle IV.1 ersichtlich ist, würde dies bei Neuanlagen zum ausschließlichen Einsatz der Maßnahmen „Mk 0 0“ für kleine und mittlere und „Mk 1 0“ für große Anlagen führen. Alle weiteren verfügbaren Minderungsmaßnahmen sind im Vergleich dazu mit höheren Ausgaben verbunden und kämen daher bei Neuanlagen nicht zum Einsatz. Im bestehenden Anlagenbestand würde der Betrieb bereits vorhandener Sekundärmaßnahmen eingestellt, um die damit verbundenen zusätzlichen variablen Ausgaben zu sparen (siehe Tabelle III.5). Unter Umständen wäre sogar eine vorzeitige Anlagenerneuerung rentabel, um die mit den Minderungsmaßnahmen verbundenen Ausgaben einzusparen. Bei einer nach rein ökonomischen Kriterien erfolgenden Maßnahmenauswahl würde daher der im Ausgangsjahr bereits vorhandene Implementierungsstand, der auch Maßnahmen mit hoher Minderungseffizienz beinhaltet, mit der Zeit vollständig ersetzt, indem bei jeder Referenzanlagenkategorie nur noch der ungeminderte Fall als kosteneffizienteste Maßnahmenkombination Verwendung fände.

Ein derartiger technischer Rückschritt ist jedoch realitätsfremd. Auch wenn die Annahme plausibel erscheint, dass auch die Anlagen mit den höchsten Emissionen im Basisjahr dem Stand der Gesetzgebung zu diesem Zeitpunkt entsprechen und daher prinzipi-

ell weiterhin als Technologie für Neuanlagen eingesetzt werden können, wird ein einmal erreichtes Technologieniveau erfahrungsgemäß nicht mehr unterschritten, sondern im Gegenteil durch den allgemeinen technischen Fortschritt im Lauf der Zeit kontinuierlich verbessert.

Das Modell wird daher um die Bedingung ergänzt, dass der erreichte Technologiestand beibehalten werden muss. Dies bedeutet, dass einmal installierte Maßnahmen weiterhin verwendet werden, sofern sie nicht durch eine effizientere Maßnahmenkombination ersetzt werden müssen. Im Falle der Anlagenerneuerung muss die neue Anlage daher mindestens den zuvor bereits erreichten technischen Standard der bisherigen Anlage aufweisen. Damit wird auch eine vorzeitige Anlagenerneuerung aus umweltökonomischen Gründen ausgeschlossen, so dass abgesehen von einer evtl. erforderlichen zwangsweisen Stilllegung (siehe Kapitel III.15.1) alle Anlagen entsprechend der Weibull-Ausfallrate stillgelegt werden.

#### **IV.1.1 Gleich bleibende Anlagenausstattung**

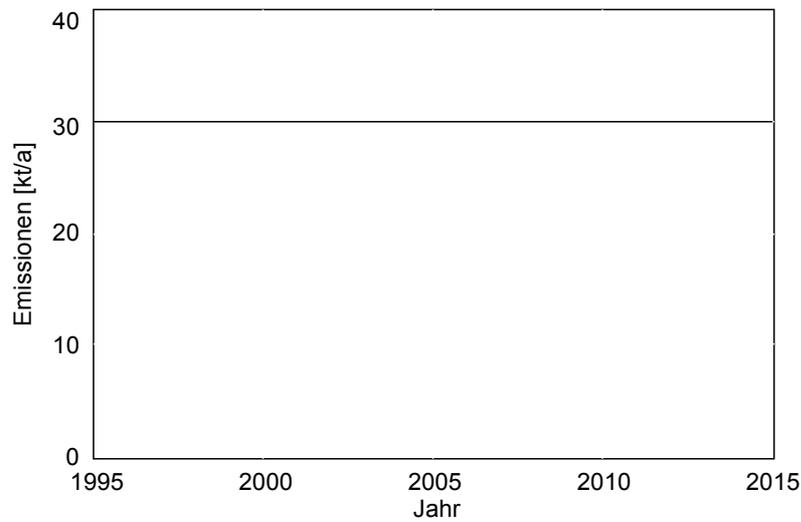
Es wird zunächst davon ausgegangen, dass die Anlagen, sofern die zuvor eingesetzte Minderungstechnik noch den gesetzlichen Anforderungen entspricht, bei einer Anlagenerneuerung wieder mit der identischen Maßnahmenkombination ausgestattet werden. Dies wird im Weiteren als „gleich bleibende Anlagenausstattung“ bezeichnet. Da ohne Vorliegen einer Emissionshöchstgrenze auch keine Grenzwerte definiert sind, können sämtliche im Ausgangsjahr eingesetzten Maßnahmen weiter verwendet werden und der Implementierungsstand wird nicht verändert. Da eine gleich bleibende Nachfrage unterstellt wurde, ergeben sich konstante Emissionen von 30 kt/a (Abbildung IV.1).<sup>63</sup>

Obwohl im Vergleich zum Ausgangsjahr die Emissionen nicht weiter reduziert werden, entstehen durch die eingesetzten Minderungsmaßnahmen definitionsgemäß zusätzliche Ausgaben im Vergleich zum ungeminderten Zustand. Die Gesamtausgaben am Ende des Betrachtungszeitraums belaufen sich auf 2,2 Mrd. Euro. Durch den in allen Perioden identischen Maßnahmeinsatz nehmen die Gesamtausgaben annähernd linear zu, und ein möglicher Einfluss unterschiedlicher Stilllegungsraten in den Perioden ist nicht erkennbar (Abbildung IV.2).

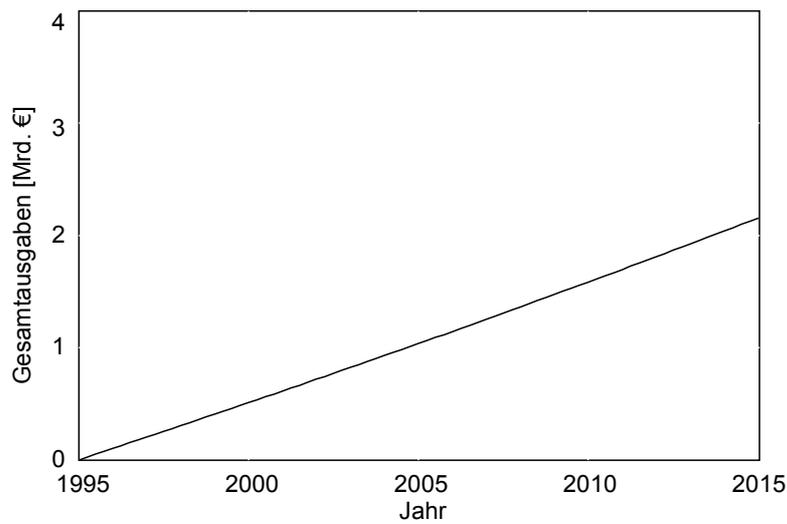
Da der vorliegende Fall die Gesamtausgaben ohne politische Vorgabe bei unveränderter Anlagenausstattung und konstanten Emissionen beschreibt, wird dieser als Referenzfall herangezogen. Bei der Kostenbetrachtung aller weiterer Szenarien werden die

---

<sup>63</sup> Statt der internationalen SI-Einheit (Abkürzung des französischen *Système international d'unités*) Gramm und ihrer Potenzen ist in der deutschen Luftreinhaltepolitik zur Angabe jährlicher Emissionen traditionell die Einheit Kilotonne (1 kt = 1 Gg) gebräuchlich (siehe z. B. [Lambrecht et al. 2006]).



**Abbildung IV.1:** Emissionsverlauf ohne Zielvorgabe bei gleich bleibender Anlagenausstattung



**Abbildung IV.2:** Entwicklung der Gesamtausgaben ohne Zielvorgabe bei gleich bleibender Anlagenausstattung

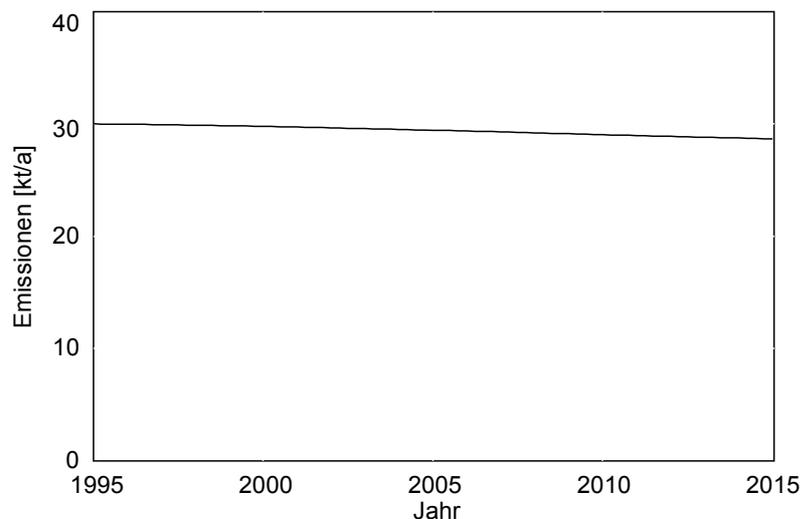
Gesamtausgaben am Ende des Betrachtungszeitraums auf die im Referenzfall entstehenden 2,2 Mrd. € bezogen und als Differenz zu diesem Wert angegeben.

#### IV.1.2 Kosteneffiziente Anlagenausstattung

Bei der gleich bleibenden Anlagenausstattung wird vernachlässigt, dass bei einer Anlagenerneuerung auch kosteneffizientere Maßnahmen mit derselben oder sogar einer hö-

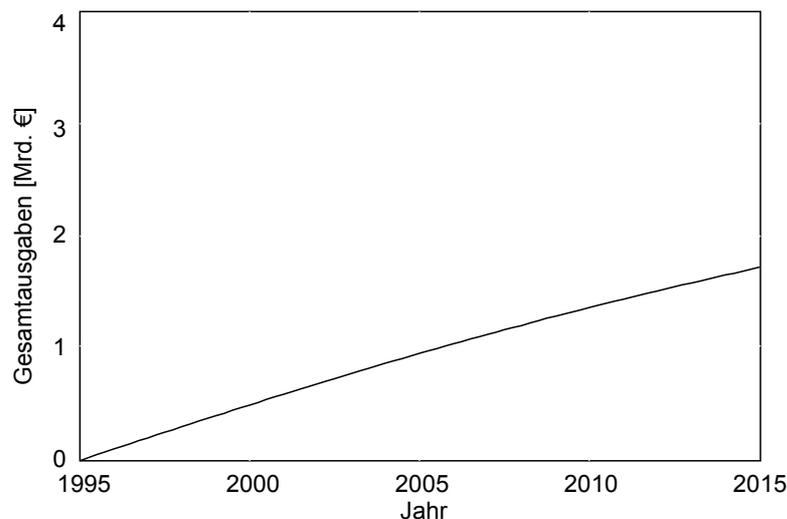
heren Minderungseffizienz zur Verfügung stehen können, die bei einem ausgabenminimalen Anlagenersatz den bisherigen Maßnahmen vorzuziehen sind. Diese Möglichkeit der Ausgabenminimierung wird im Folgenden zugelassen, wobei eine Verschlechterung des Technologieniveaus weiterhin ausgeschlossen werden soll. In Abgrenzung zur gleich bleibenden Anlagenausstattung werden diese Randbedingungen als „kosteneffiziente Anlagenausstattung“ bezeichnet.

Im betrachteten Sektor können bei allen Referenzanlagen einige der zu Beginn eingesetzten Techniken durch mindestens gleichwertige und dennoch günstigere Alternativen ersetzt werden, wie aus Tabelle IV.1 ersichtlich ist. Dadurch werden u. a. bei kleinen Anlagen die Maßnahmen „Mk 0 1“ und „Mk 0 2“ bei der Anlagenerneuerung durch eine der Kombinationen „Mk 2 0“ oder „Mk 3 0“ ausgetauscht, die sowohl zu weitaus geringeren Ausgaben führen als auch eine höhere Minderungseffizienz aufweisen. Lediglich für die Maßnahmen „Mk 0 0“ und „Mk 1 0“ ist keine günstigere Alternative verfügbar. Als Folge der verbesserten Anlagenausstattung kommt es zu einem leicht sinkenden Emissionsverlauf (Abbildung IV.3).



**Abbildung IV.3:** Emissionsverlauf ohne Zielvorgabe bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

Im Vergleich zur gleich bleibenden Anlagenausstattung reduzieren sich die Gesamtausgaben um 0,5 Mrd. €, was einer Einsparung von über 20 % entspricht. Es wird deutlich, dass in dem betrachteten Sektor ein hohes Potenzial zur Kostensenkung durch den Einsatz von Minderungsoptionen besteht, die geringere Ausgaben verursachen. Bedingt durch den kosteneffizienten Maßnahmeneinsatz ist insbesondere gegen Ende des Betrachtungszeitraumes eine Abflachung der Gesamtausgabenkurve festzustellen (Abbildung IV.4).



**Abbildung IV.4:** Entwicklung der Gesamtausgaben ohne Zielvorgabe bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

## IV.2 Die Wirkung einer Grenzwertverschärfung

Als Vorgabe für folgenden Betrachtungen wird angenommen, dass die Gesamtemissionen im Vergleich zum Ausgangsjahr halbiert werden sollen. Dementsprechend wird eine Emissionshöchstgrenze von 15 kt/a für das Endjahr der Betrachtung vorgegeben.<sup>64</sup> Die Einhaltung der Emissionshöchstgrenze soll mit der in Kapitel III.15.1 beschriebenen Grenzwertanpassung erreicht werden.

Die erste Überprüfung, ob diese Grenze eingehalten werden kann, wird unmittelbar für das Startjahr der Betrachtung angenommen. Die vorgegebene Emissionshöchstgrenze wirkt sich somit bereits unmittelbar zu Beginn der Modelllaufzeit aus und führt nach Gleichung 55 zu einer Halbierung der nach Gleichung 54 ermittelten initialen Emissionsgrenzwerte. In Tabelle IV.2 sind die maximalen Emissionsfaktoren der Basisperiode sowie die verschärfte Grenzwerte der Anlagenkategorien gegenübergestellt. Damit sind die Maßnahmenkombinationen „Mk 0 0“ und „Mk 1 0“ von Beginn an für Neuanlagen nicht mehr zulässig (siehe Tabelle III.5).

Für Altanlagen wird eine Übergangsfrist von insgesamt sieben Jahren zugrunde gelegt, womit die realen Verhältnisse gut angenähert werden. So sind in der 2002 verabschiedeten [TA Luft 2002] Übergangsfristen bis 2008 bzw. 2010 enthalten.

---

<sup>64</sup> Da lediglich ein einzelner Sektor betrachtet wird, wird die Emissionshöchstgrenze auf die Gesamtemissionen dieses Sektors bezogen.

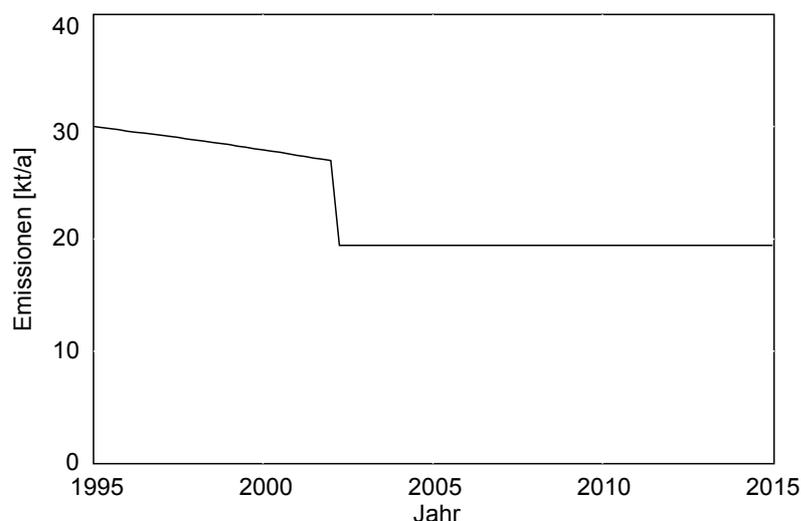
**Tabelle IV.2:** Auswirkung der Grenzwertverschärfung in der Basisperiode

Referenzanlage	Maximaler Emissionsfaktor Basisjahr [g VOC/m <sup>2</sup> beschichtete Fläche]	Neuer Grenzwert [g VOC/m <sup>2</sup> beschichtete Fläche]
kleine Anlagen (R 1)	100	50
mittlere Anlagen (R 2)	100	50
große Anlagen (R 3)	50	25

Eine erneute Grenzwertüberprüfung soll erst erfolgen, wenn sämtliche Wirkungen der ersten Grenzwertverschärfung absehbar sind, d. h. frühestens nach Ablauf der Übergangsfrist für Altanlagen. Da der Betrachtungszeitraum 20 Jahre umfasst, wird von einer erneuten Überprüfung und ggf. Grenzwertanpassung nach der Hälfte der Planungsperiode ausgegangen, so dass insgesamt zwei Überprüfungen erfolgen.

#### IV.2.1 Gleich bleibende Anlagenausstattung

Unter den Voraussetzungen der gleich bleibenden Anlagenausstattung finden alle Techniken außer den nicht mehr erlaubten Maßnahmenkombinationen „Mk 0 0“ und „Mk 1 0“ weiterhin Verwendung. Letztere werden bei kleinen und mittleren Neuanlagen durch die Maßnahmen „Mk 2 0“ und „Mk 3 0“ ersetzt (diese weisen einen identischen Kapitalwert auf und werden daher gleichberechtigt behandelt) und bei großen Anlagen durch die Maßnahme „Mk 1 2“.

**Abbildung IV.5:** Emissionsverlauf unter Grenzwertverschärfung bei gleich bleibender Anlagenausstattung

Durch die verbesserte Ausstattung der Neuanlagen kommt es von Anfang an zu einem kontinuierlichen Rückgang der Emissionen (Abbildung IV.5). Mit der Nachrüstung bestehender Altanlagen durch entsprechende Sekundärmaßnahmen im Jahr 2002 werden die Emissionen dann drastisch reduziert. Zur Veranschaulichung enthält Tabelle IV.3 eine Übersicht über die jeweils nicht mehr zulässigen Maßnahmen und die Sekundärmaßnahmen, mit denen eine Nachrüstung möglich ist.

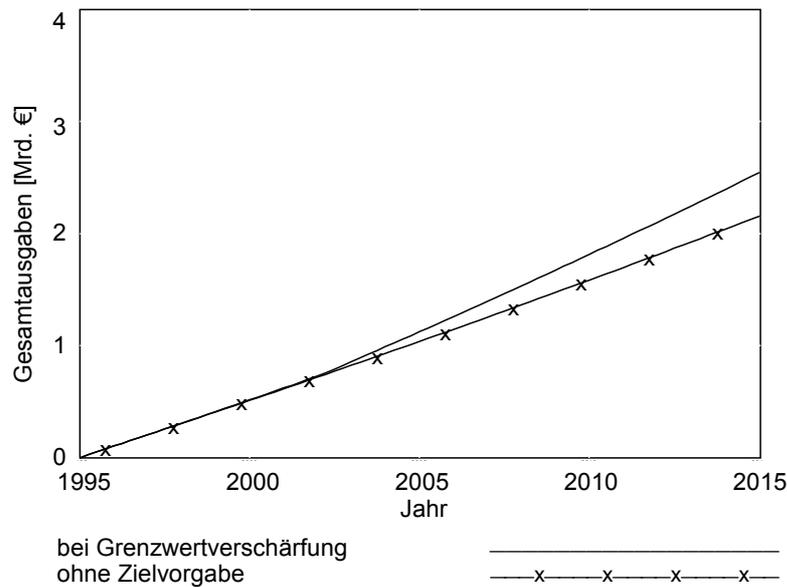
Insgesamt kommt es hierdurch in den ersten zehn Jahren zu einer Reduktion der jährlichen Emissionen um etwa ein Drittel auf ca. 20 kt/a. Da sich dies als unzureichend erweist und die prognostizierten Emissionen in 2015 immer noch erheblich über den gewünschten Zielemissionen liegen, wird der Grenzwert in 2005 nochmals um ca. 22 % abgesenkt. Diese weitere Verschärfung hat jedoch keine Auswirkung auf die eingesetzte Minderungstechnik, da die Emissionsfaktoren aller zu diesem Zeitpunkt verwendeten Technologien bereits unterhalb dieses neuen Grenzwertes liegen. Durch den identischen Technologieersatz ergibt sich ab diesem Zeitpunkt wie bei der Entwicklung ohne Zielvorgabe ein konstanter Emissionsverlauf (Abbildung IV.5).

Bei der in Abbildung IV.6 dargestellten Entwicklung der Gesamtausgaben ist ein leichter Knick der Kurve bei der Umrüstung der Altanlagen festzustellen. Dies ist nachvollziehbar, da aufgrund der Nachrüstung die davor noch zahlreich betriebenen günstigeren Technologien nicht mehr im Anlagenbestand vorhanden sind. Die Gesamtausgaben liegen am Ende um 0,3 Mrd. € über der Referenzentwicklung ohne Minderungsvorgabe.

**Tabelle IV.3:** Zuordnung der Sekundärmaßnahmen für die Nachrüstung von Altanlagen

<b>Bisherige reine Primärmaßnahmenkombination *</b>	<b>Nachgerüstete kombinierte Maßnahmenkombination *</b>
kleine Anlagen (R 1)	
R1, Mk 0 0	Mk 0 2
R1, Mk 1 0	Mk 1 2
R1, Mk 2 0	Mk 2 1
mittlere Anlagen (R 2)	
R2, Mk 0 0	Mk 0 1
R2, Mk 1 0	Mk 1 1
R2, Mk 2 0	Mk 2 1
große Anlagen (R 3)	
R3, Mk 1 0	Mk 1 1
R3, Mk 2 0	Mk 2 2

\* für die Beschreibung der Maßnahmenkombinationen siehe Tabelle III.4

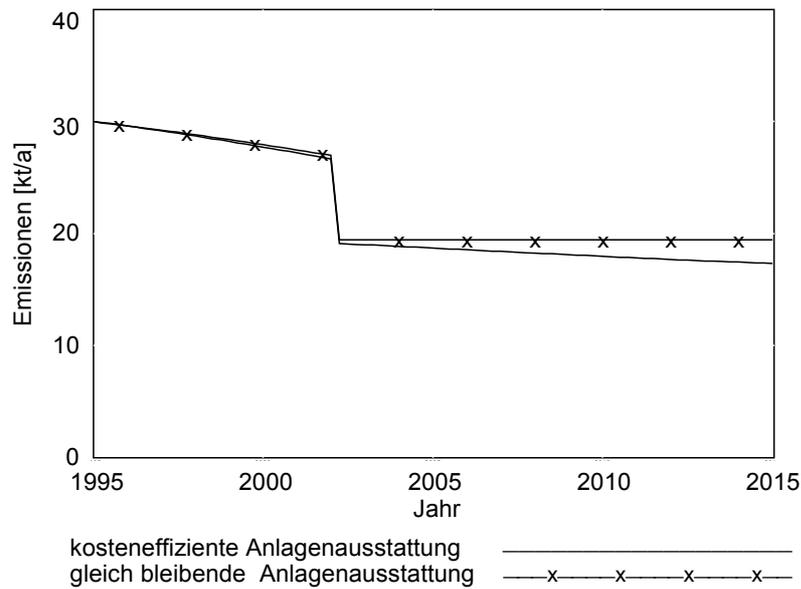


**Abbildung IV.6:** Entwicklung der Gesamtausgaben unter Grenzwertverschärfung bei gleich bleibender Anlagenausstattung

## IV.2.2 Kosteneffiziente Anlagenausstattung

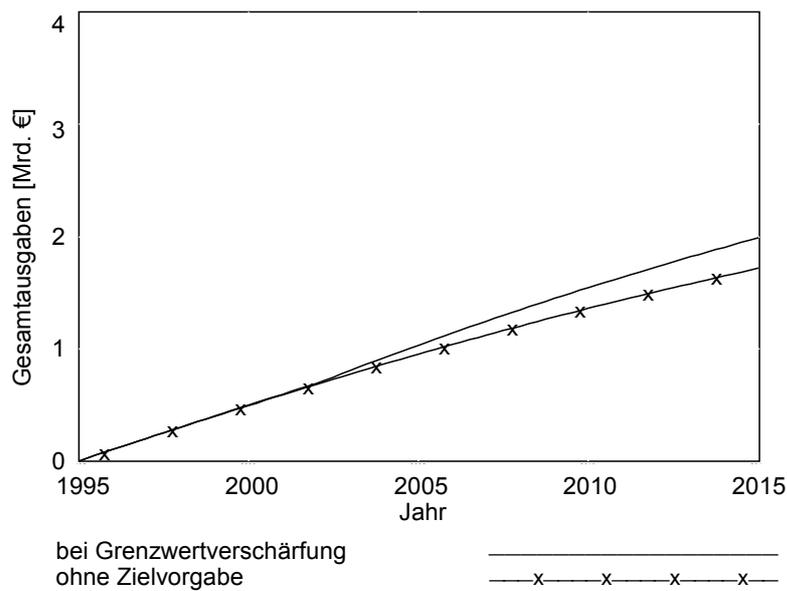
Die Halbierung der anlagenbezogenen Emissionsgrenzwerte im Basisjahr resultiert bei kosteneffizienter Anlagenausstattung in einem in der Anfangsphase nahezu identischen Emissionsverlauf mit nur minimal geringeren Emissionen als bei gleich bleibender Anlagenausstattung. Die Unterschiede im Anlagenersatz machen sich erst nach 2002 bemerkbar, wenn es durch den fortgesetzten Einsatz von günstigeren und dennoch effizienteren Maßnahmen zu einem weiteren stetigen Rückgang der Emissionen kommt und die Emissionen bis zum Zieljahr 2015 auf gut 17 kt/a absinken (Abbildung IV.7). Die zusätzliche Emissionsminderung beruht auf einer Verschiebung der Einsatzraten der Maßnahmenkombinationen „Mk 2 0“ und „Mk 3 0“ zugunsten der effizienteren Maßnahme „Mk 3 0“ für kleine und mittlere Anlagen sowie deren zusätzlichem Einsatz bei großen Anlagen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass für einige der Maßnahmen (bei kleinen Anlagen betrifft dies z. B. „Mk 1 1“ und „Mk 1 2“) nur noch diese Kombination eine gleichwertige Minderungseffizienz zu geringeren Kosten aufweist. Auch hier hat die zweite Verschärfung des Grenzwertes in 2005 keine Auswirkungen auf die eingesetzte Minderungstechnik.

Die Gesamtausgaben unter Grenzwertverschärfung betragen 0,3 Mrd. € mehr als bei kosteneffizienter Anlagenausstattung ohne Zielvorgabe, wobei dies auch der Differenz der Gesamtausgaben zwischen den Szenarien mit und ohne Grenzwertverschärfung bei gleich bleibender Anlagenausstattung entspricht. Damit liegen die Gesamtausgaben bei



**Abbildung IV.7:** Emissionsverlauf unter Grenzwertverschärfung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

kosteneffizienter Anlagenausstattung selbst bei einer Grenzwertverschärfung noch um 0,2 Mrd. € unter den Gesamtausgaben im Referenzfall. In Abbildung IV.8 ist die Entwicklung der Gesamtausgaben dargestellt, wobei sich der durch die erzwungene Nach-



**Abbildung IV.8:** Entwicklung der Gesamtausgaben unter Grenzwertverschärfung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

rüstung der Altanlagen im Jahr 2002 in Abbildung IV.6 sichtbare Knick wiederfindet. Ebenso wie ohne Grenzwertvorgabe flacht die Kurve durch die fortgesetzte kosteneffiziente Maßnahmenauswahl in den Folgejahren ab.

### IV.3 Die Wirkung einer Emissionsabgabe

Im Folgenden werden als Alternative zur Festlegung eines Grenzwertes anhand der voraussichtlichen Überschreitung der Emissionshöchstgrenze die Folgen der Einführung einer Emissionsabgabe untersucht. Dies bedeutet, dass der anlagenbezogene Grenzwert nicht verschärft wird und die Zielemissionen alleine mit Hilfe des umweltökonomischen Ansatzes erreicht werden sollen. Wie in Kapitel III.15.2 dargestellt, wird die Emissionsabgabe einheitlich auf die gesamten Emissionen der Anlagen erhoben. Es wird unterstellt, dass die zu Beginn festgesetzte Emissionsabgabe über den Betrachtungszeitraum konstant bleibt. Als Endziel soll analog zu den auf dem Ordnungsrecht beruhenden Szenarien eine Emissionshöchstgrenze von 15 kt/a im Jahr 2015 eingehalten werden.

Unter den formulierten Bedingungen der gleich bleibenden Anlagenausstattung werden ohne Berücksichtigung der damit verbundenen Kosten sämtliche Maßnahmen erneut eingesetzt. Einziges Ausschlusskriterium ist ein sich verschärfender Grenzwert, was in diesem Fall jedoch nicht berücksichtigt werden soll. Eine auf die ökonomische Vorteilhaftigkeit der Emissionsvermeidung zielende Emissionsabgabe bleibt bei gleich bleibender Anlagenausstattung somit wirkungslos. Zur Betrachtung der Auswirkungen einer Emissionsabgabe wird daher auf die kosteneffiziente Anlagenausstattung als einziges repräsentatives Akteursverhalten zurückgegriffen.

Die Bestimmung der optimalen Höhe der Emissionsabgabe ist für das systemdynamische Modell nicht im Vorhinein auf analytische Weise möglich. Die minimale Emissionsabgabe, mit der die gewünschte Emissionshöchstgrenze gerade eingehalten wird, wurde mittels der in VENSIM® integrierten Optimierfunktionalität bestimmt. Dabei werden mittels einer multiplen Simulation diejenigen Werte der Optimiervariablen ermittelt, unter denen ein ausgewählter Zielwert  $ZW$  maximiert wird. Die Wertebereiche der Optimiervariablen werden hierzu mit vorgegebenen Suchverfahren durchlaufen, das System jeweils simuliert und der Zielwert bestimmt. Gleichung 68 beschreibt die Zielfunktion der Optimierung, in die die Höhe der Emissionsabgabe  $AB$  sowie die Differenz der Emissionshöchstgrenze  $EHG$  zu den Emissionen  $E$  im Zieljahr  $t_{end}$  eingehen. Mit dem Parameter  $\tau$  wird die Abweichung der Emissionen von der Emissionshöchstgrenze gegenüber der Minimierung der Emissionsabgabe gewichtet, um die unterschiedliche Größenordnung der beiden Terme auszugleichen und der Einhaltung der Emissionshöchstgrenze gegenüber der Kostenminimierung Priorität zu verleihen.

$$\max \quad ZW = \frac{1}{(EHG_{t_{end}} - E_{t_{end}})} \cdot \tau - AB \quad (68)$$

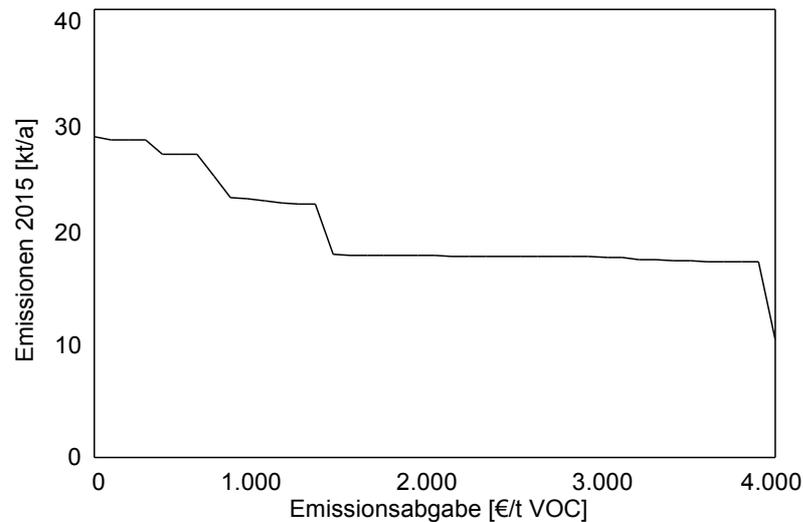
Es stellt sich heraus, dass es keinen Wert für die Emissionsabgabe gibt, mit dem die Emissionshöchstgrenze genau eingehalten wird. Die minimale Emissionsabgabe zur Unterschreitung der Emissionshöchstgrenze beläuft sich auf 3.953,75 €/t VOC-Emissionen, wodurch die Emissionen im Endjahr auf 10,5 kt/a abgesenkt werden. Dass die Größenordnung der Abgabe nicht unrealistisch ist, zeigt die in der Schweiz eingeführte Lenkungsabgabe auf flüchtige organische Verbindungen, in der ein Abgabesatz von 3 SFR/kg VOC festgesetzt ist [VOCV 1997].

Eine Reduzierung der Emissionsabgabe um einen Cent führt zu einem sprunghaften Anstieg der Emissionen auf 17,4 kt/a. Das sprunghafte Verhalten der resultierenden Emissionen bei einer minimalen Schwankung der Emissionsabgabe beruht auf der begrenzten Zahl von Minderungsoptionen und deren spezifischen Minderungskosten. So wird erst mit der höheren Abgabe erreicht, dass sämtliche Neuanlagen in allen Referenzanlagenkategorien mit der jeweils besten zur Verfügung stehenden Minderungstechnik ausgestattet werden, was die einzige Möglichkeit zur Einhaltung der Emissionshöchstgrenze darstellt. Die Gesamtausgaben am Ende der Betrachtungsdauer liegen sowohl im Fall der zur Unterschreitung des Zielwerts führenden als auch der um einen Cent geringeren Emissionsabgabe um 1,4 Mrd. € über den Gesamtausgaben im Referenzfall. Die mit der zusätzlichen Emissionsminderung verbundenen Ausgaben im ersten Fall werden somit durch die im anderen Fall entstehenden Mehrausgaben durch die Emissionsabgabe ausgeglichen.

Eine Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Emissionsabgabe im Bereich null bis 4.000 €/t VOC-Emissionen im Abstand von 100 €/t VOC zeigt, dass sich die erreichten Zielemissionen auf wenige Bereiche konzentrieren, zwischen denen jeweils Sprungstellen zu verzeichnen sind (Abbildung IV.9).<sup>65</sup> So werden bei einer Reduktion der Emissionsabgabe von 3.900 auf 1.400 €/t VOC weiterhin vergleichbare Endemissionen von 17 - 18 kt/a erreicht. Erst bei einer noch geringeren Emissionsabgabe von 1.300 €/t VOC liegen die Emissionen im Zieljahr über 20 kt/a. Auch eine vergleichsweise geringe Abgabe von unter 1.000 €/t VOC kann jedoch bereits eine nennenswerte Emissionsminderung bewirken.

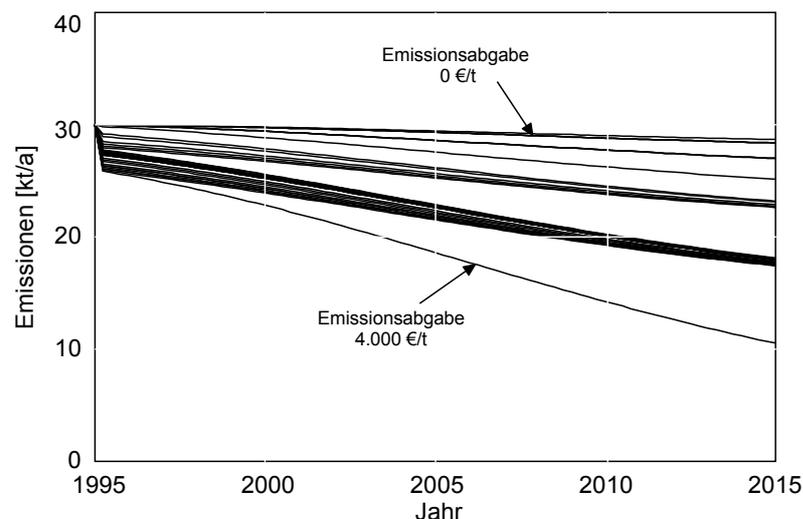
---

<sup>65</sup> Für eine anschaulichere Darstellung werden in dieser wie allen folgenden Abbildungen trotz der Sprungstellen die mit der Varianzanalyse erhaltenen Einzelwerte interpoliert.

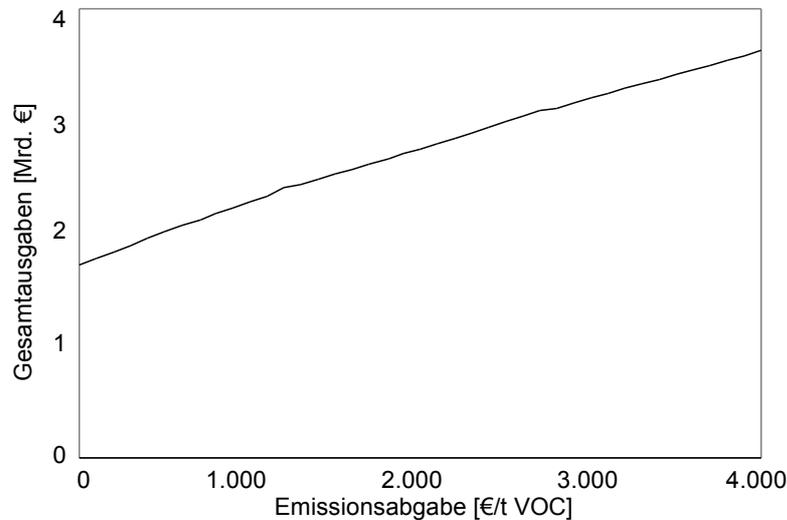


**Abbildung IV.9:** Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe auf die Emissionen im Zieljahr ohne Grenzwert bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

Zur Veranschaulichung der zeitlichen Dynamik ist in Abbildung IV.10 die Emissionsentwicklung unter den verschiedenen Abgabenhöhen dargestellt. Dabei wird deutlich, dass die Einführung einer Emissionsabgabe in den meisten Fällen bereits zu Planungsbeginn zu einer sprunghaften Reduktion der Emissionen führt. Dies ist auf die Nachrüstung bestehender Anlagen mit Sekundärmaßnahmen zurückzuführen, deren Einsatz trotz der erheblichen Zusatzinvestitionen günstiger ist als der weitere ungeminderte Betrieb der



**Abbildung IV.10:** Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Emissionsabgabe auf den Emissionsverlauf ohne Grenzwert bei kosteneffizienter Anlagenausstattung



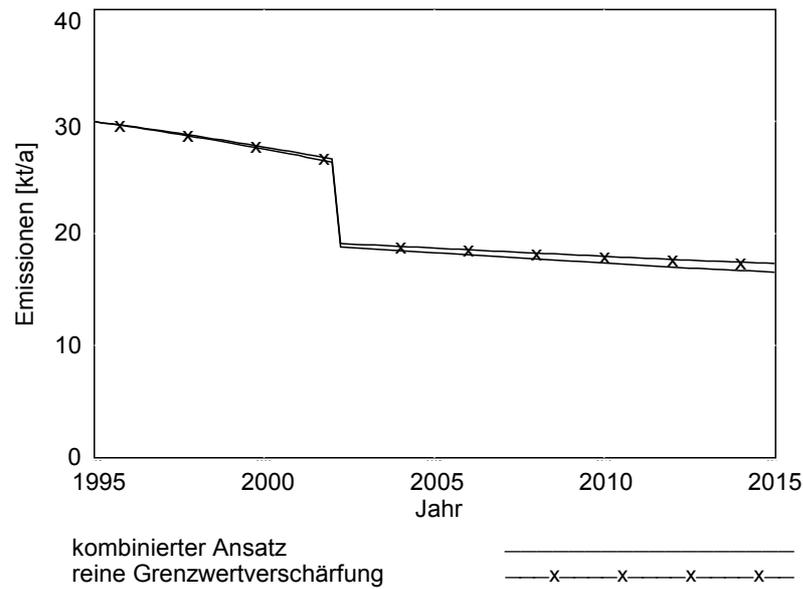
**Abbildung IV.11:** Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe auf die Gesamtausgaben im Zieljahr ohne Grenzwert bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

Anlage mit einer entsprechend hohen Abgabenbelastung. Bei Analyse der Detailergebnisse wird ersichtlich, dass dies insbesondere für relativ junge Anlagen rentabel ist, für die noch eine entsprechend lange Betriebszeit erwartet wird.

Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe in Bezug auf die Gesamtausgaben am Ende der Planungsperiode ist in Abbildung IV.11 dargestellt. Danach bewirkt eine Emissionsabgabe von 4.000 €/t VOC eine Zunahme der Gesamtausgaben um 1,9 Mrd. € bzw. mehr als eine Verdopplung der Gesamtausgaben im Vergleich zum Basisszenario ohne Emissionsabgabe. In der zeitlichen Entwicklung weisen die Gesamtkosten jeweils den in Abbildung IV.7 dargestellten leicht konkaven Verlauf auf.

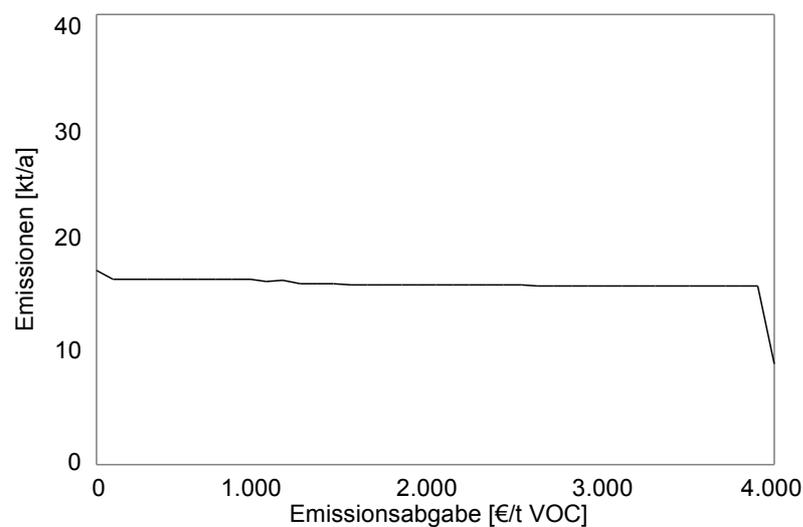
#### IV.4 Der kombinierte Ansatz

Generell ist es möglich, den ordnungsrechtlichen mit dem umweltökonomischen Ansatz zu verbinden und neben der Vorgabe von anlagenbezogenen Emissionsgrenzwerten eine Emissionsabgabe zu erheben. Grundgedanke hierbei ist es, einen obligatorischen Mindeststandard vorzugeben und gleichzeitig mittels der Abgabe einen finanziellen Anreiz zu schaffen, die erlaubten Restemissionen unabhängig von der Grenzwertvorgabe weiter zu reduzieren. Dieser Effekt kann bereits bei einer Emissionsabgabe von nur 500 €/t VOC-Emissionen beobachtet werden, wie Abbildung IV.12 veranschaulicht. Die Gesamtausgaben für den kombinierten Ansatz steigen in diesem Fall gegenüber der reinen Grenzwertlösung um 10 % oder 0,2 Mrd. € und liegen damit auf der Höhe der Gesamtausgaben im Referenzszenario.



**Abbildung IV.12:** Emissionsverlauf beim kombinierten Ansatz und einer Emissionsabgabe von 500 €/t bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

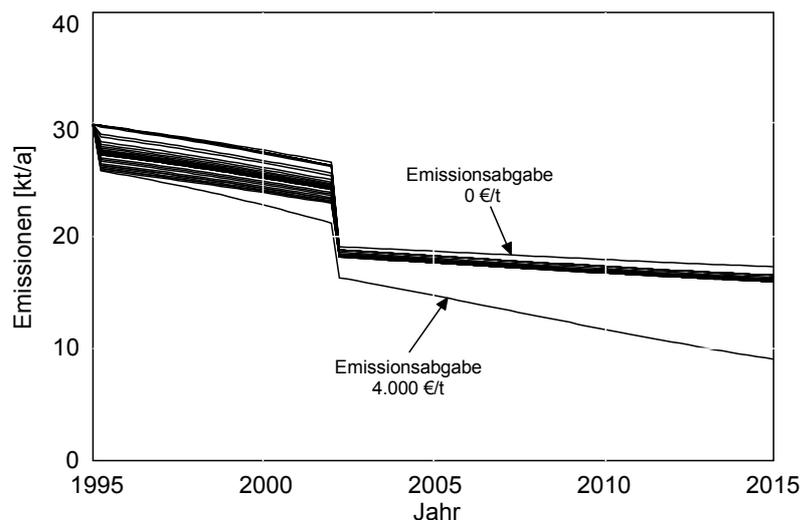
Bei einer Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe (null bis 4.000 €/t VOC, Schrittweite 100 €/t VOC) bei gleichzeitiger Grenzwertverschärfung wird ersichtlich, dass die Höhe der Abgabe über nahezu den gesamten Wertebereich einen ähnlichen Einfluss auf die Emissionen im Zieljahr hat (Abbildung IV.13). So führt ein Abgabebereich von 100 bis



**Abbildung IV.13:** Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe auf die Emissionen im Zieljahr beim kombinierten Ansatz mit kosteneffizienter Anlagenausstattung

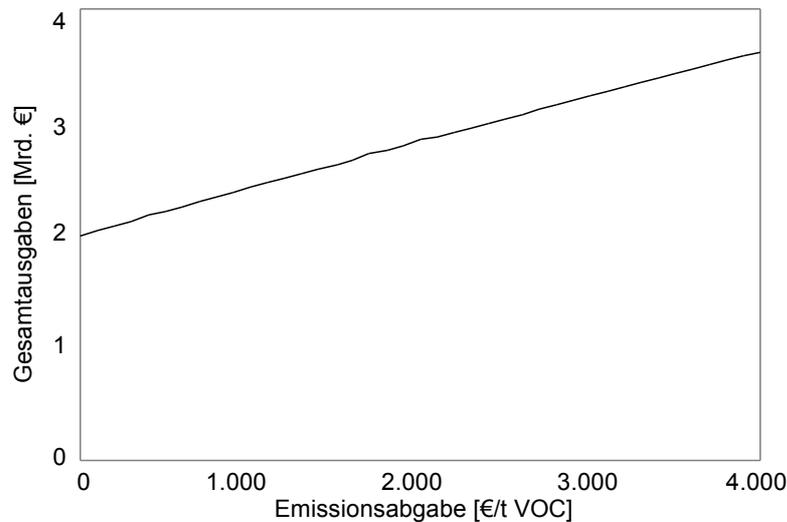
3.900 €/t VOC zu einem vergleichbaren Minderungsergebnis, wobei die erzielte Emissionsreduktion lediglich zwischen 4,5 und 7,5 % (bezogen auf den Fall ohne Abgabe) beträgt. Auch unter diesen Bedingungen ist die geforderte Höchstgrenze nur bei einer Emissionsabgabe von beinahe 4.000 €/t VOC einzuhalten. Dies rührt wie im vorherigen Fall von der Ausstattung aller Neuanlagen in allen Referenzanlagenkategorien mit der jeweils besten zur Verfügung stehenden Minderungstechnik als einziger Möglichkeit zur Einhaltung der Emissionshöchstgrenze her.

Bei der Betrachtung der zeitlichen Dynamik des Emissionsverlaufes in Abbildung IV.14 werden die Auswirkungen der Emissionsabgabe wiederum insbesondere zu Beginn durch die vorgezogene Nachrüstung der Altanlagen ersichtlich. Nach der kompletten Umrüstung des Altanlagenbestandes im Jahr 2002 ist ein Einfluss der Emissionsabgabe auf die Emissionsentwicklung hingegen kaum mehr wahrnehmbar und die Emissionsentwicklungen zeigen für alle Abgabehöhen (außer für 4.000 €/t VOC, was zur Einhaltung der Höchstgrenze führt) einen annähernd parallelen Verlauf.



**Abbildung IV.14:** Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Emissionsabgabe auf den Emissionsverlauf beim kombinierten Ansatz mit kosteneffizienter Anlagenausstattung

Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe in Bezug auf die Gesamtausgaben am Ende der Planungsperiode ist in Abbildung IV.15 dargestellt. Danach resultiert die Erhöhung der Emissionsabgabe in einer annähernd linearen Zunahme der Gesamtausgaben. Eine Emissionsabgabe von 4.000 €/t VOC führt wie im rein umweltökonomischen Ansatz zu einer Zunahme der Gesamtausgaben um 1,9 Mrd. € bzw. zu mehr als einer Verdopplung im Vergleich zum Basisszenario ohne Emissionsabgabe. In



**Abbildung IV.15:** Sensitivitätsanalyse der Emissionsabgabe auf die Gesamtausgaben im Zieljahr beim kombinierten Ansatz mit kosteneffizienter Anlagenausstattung

der zeitlichen Entwicklung zeigen die Gesamtausgaben auch beim kombinierten Ansatz jeweils den in Abbildung IV.7 dargestellten leicht konkaven Verlauf.

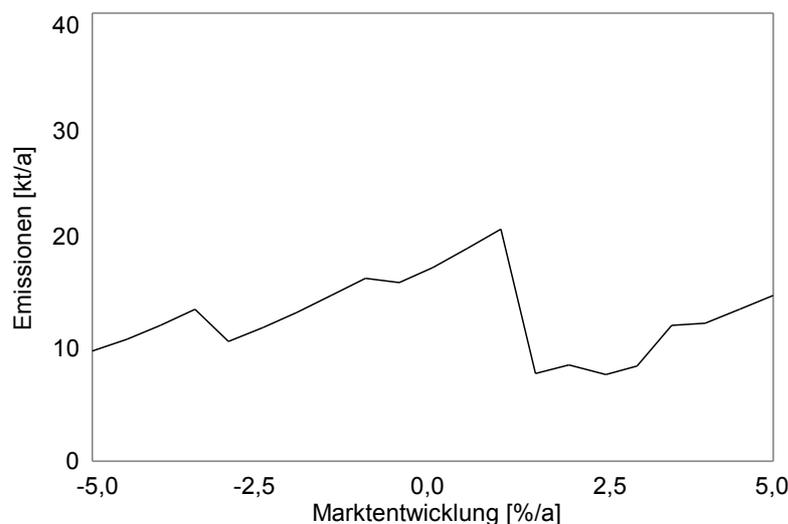
## IV.5 Der Einfluss der Nachfrageentwicklung

Während den bisherigen Szenarien eine konstante Nachfrage unterstellt ist, wird nun der Einfluss der Marktentwicklung auf die Emissionen und Gesamtausgaben bei ansonsten konstanten Randbedingungen untersucht. Um dem Sektor Dynamik zu verleihen, wird von einer Emissionshöchstgrenze von 15 kt/a ausgegangen, die über eine Grenzwertverschärfung zu erreichen sein soll. Um die Zahl der Einflussfaktoren überschaubar zu halten, soll jedoch keine Emissionsabgabe anfallen.

Über die zukünftige Marktentwicklung eines Sektors liegen in der Regel nur grobe Abschätzungen vor. Insbesondere vor dem langfristigen Betrachtungshorizont ist eine plausible Annahme der zukünftigen Sektoraktivität nur schwer möglich. Während ein Wirtschaftswachstum von 5 %/a in einigen Wirtschaftszweigen kurzfristig durchaus möglich ist, resultiert hieraus über den gesamten Betrachtungszeitraum eine Zunahme der wirtschaftlichen Aktivität um insgesamt 165 % und somit weit mehr als eine Verdopplung der ursprünglichen Sektoraktivität. Umgekehrt führt eine Abnahme des Marktvolumens um 5 %/a zu einer Reduzierung der Sektoraktivität auf etwa ein Drittel des Ausgangswertes.

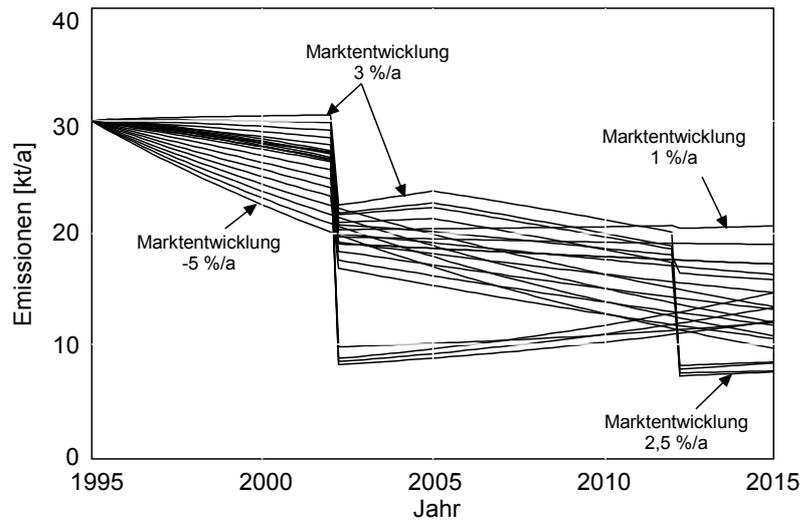
Die wirtschaftliche Entwicklung der meisten Sektoren dürfte jedoch wesentlich weniger dramatisch verlaufen. Es erscheint daher gerechtfertigt, für die Marktentwicklung einen

maximalen Wertebereich von -5 bis +5 % pro Jahr zugrunde zu legen. Um die Auswirkungen der hierbei möglichen Entwicklungen insgesamt zu erfassen, wird ebenfalls eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, wobei der Wertebereich in Schritte von 0,5 Prozentpunkten eingeteilt wird, so dass insgesamt 21 mögliche Entwicklungen erfasst werden. Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse für die Emissionen im Zieljahr ist in Abbildung IV.16 dargestellt. Es zeigt sich, dass die verschiedenen Nachfrageentwicklungen zu völlig unterschiedlichen Endemissionen führen, so dass kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Marktentwicklung und den Emissionen angegeben werden kann. Ebenso ist auffällig, dass die Extremwerte der Marktentwicklung sich nicht in den Extremwerten der Emissionsentwicklung wiederfinden. Insbesondere resultiert das maximale Wirtschaftswachstum bei weitem nicht in den höchsten Emissionen, wie eventuell zu erwarten wäre, und der höchste Endemissionswert entsteht bei einer Nachfrageentwicklung von 2,5 %/a. Unter allen Bedingungen wird jedoch eine substantielle Minderung der Emissionen um mindestens ca. 10 kt/a erreicht, und in mehr als der Hälfte der Fälle kann die gesetzte Emissionshöchstgrenze im Jahr 2015 eingehalten werden.



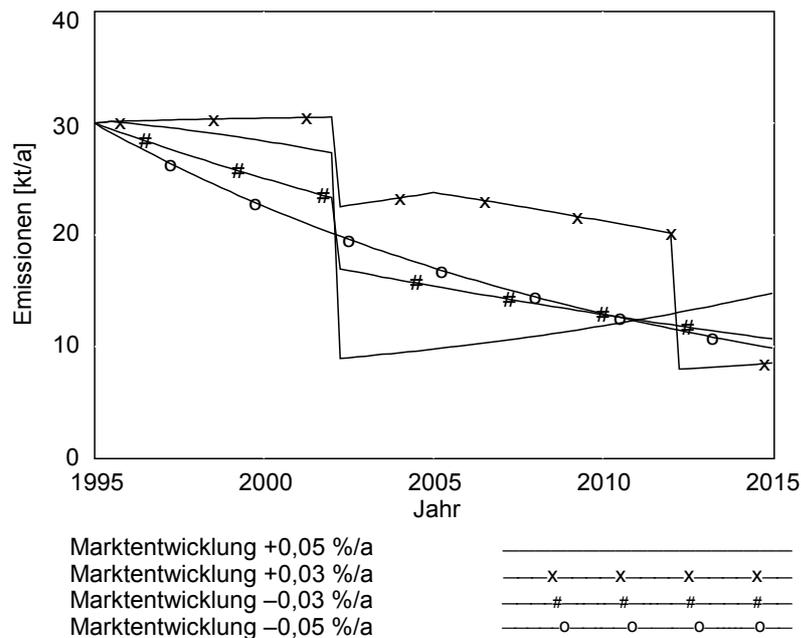
**Abbildung IV.16:** Sensitivitätsanalyse der Marktentwicklung auf die Emissionen im Zieljahr unter Grenzwertverschärfung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

Bei der Betrachtung der Emissionsentwicklung über den Planungszeitraum in Abbildung IV.17 werden Überschneidungen zwischen den Emissionsverläufen ersichtlich. Über alle möglichen Entwicklungen hinweg macht sich jedoch die Nachrüstung der Altanlagen im Jahr 2002 durch einen deutlichen Knick im Emissionsverlauf bemerkbar. Die je nach erneuter Emissionsprognose gegebenenfalls erforderliche nächste Grenzwertverschärfung in 2005 macht sich hingegen weniger stark bemerkbar, während die hierauf folgende Nachrüstung in 2012 zumindest in einigen Fällen nochmals zu einer deutlichen



**Abbildung IV.17:** Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Marktentwicklung auf den Emissionsverlauf unter Grenzwertverschärfung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

Emissionsreduktion führt. Zur besseren Veranschaulichung sind in Abbildung IV.18 die Einzelergebnisse der Emissionsentwicklungen für Marktentwicklungen von +/- 3 % und +/- 5 % gegenübergestellt.

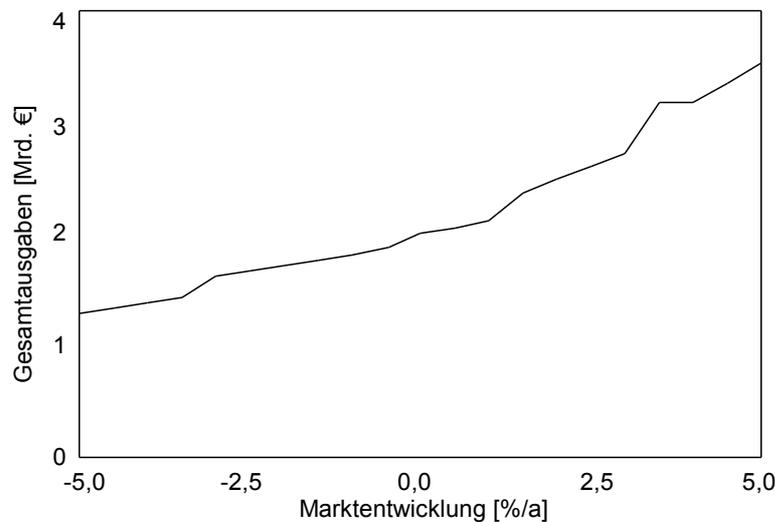


**Abbildung IV.18:** Emissionsverlauf bei ausgewählten Marktentwicklungen bei Grenzwertverschärfung mit kosteneffizienter Anlagenausstattung

Die Ursache des uneinheitlichen Emissionsverlaufs liegt darin begründet, dass bei der Emissionsprognose (Gleichung 52) die momentane wirtschaftliche Entwicklung als bekannt vorausgesetzt und in die Vorhersage einbezogen wird. Damit wird das Ausmaß der voraussichtlichen Überschreitung der Emissionshöchstgrenze frühzeitig deutlich und der Emissionsgrenzwert entsprechend drastisch reduziert. Bei einer Marktentwicklung von 5 %/a werden die ursprünglichen Grenzwerte bereits im Basisjahr um 80 % verschärft. Damit sind viele der weniger effektiven Maßnahmen von Anfang an nicht zulässig, und sämtliche lösemittelbasierten Anwendungen sind selbst bei Einsatz von Sekundärmaßnahmen nicht mehr erlaubt. Trotz des hohen Wirtschaftswachstums kommt es daher zunächst zu einer Abnahme der Emissionen. Durch den niedrigen Grenzwert führt die erforderliche Umrüstung des Altanlagenbestandes in 2002 zu einer drastischen Emissionsreduktion. Erstmals kommt es dabei zu erzwungenen Anlagenstilllegungen, da für Anlagen, die noch mit lösemittelreichen Lacksystemen arbeiten, keine Sekundärmaßnahmen verfügbar sind, mit denen der geforderte Grenzwert eingehalten werden kann. Die äußerst moderate zweite Grenzwertverschärfung in 2005 hat dann keine weiteren Auswirkungen mehr auf die Auswahl der Minderungsmaßnahmen. Demzufolge ergibt sich auch keine Notwendigkeit zur Nachrüstung von Altanlagen im Jahr 2012, so dass die Emissionen ab dem Jahr 2002 entsprechend der Marktentwicklung kontinuierlich zunehmen und in 2015 knapp 18 kt/a betragen.

Bei einem Marktwachstum von 3 %/a fallen die prognostizierten Emissionen deutlich geringer und die Grenzwertverschärfung im Basisjahr mit 72 % entsprechend moderater aus. Außer der Kombination „Mk 2 0“ für große Anlagen sind bei Einsatz von Sekundärmaßnahmen sämtliche Primärmaßnahmen weiterhin erlaubt. Durch das Wirtschaftswachstum kommt es, abgesehen von der Abnahme durch die Nachrüstung der Altanlagen in 2002, zu einem kontinuierlichen Anstieg der Emissionen. Da bis dahin keine nennenswerte Reduktion erzielt wurde, fällt jedoch die erneute Grenzwertverschärfung im Jahr 2005 recht drastisch aus, und die Grenzwerte liegen dann sogar deutlich unter denen bei maximaler Marktentwicklung. Entsprechend konsequent müssen die Anlagen jetzt Minderungsmaßnahmen einsetzen, und mit der zweiten Nachrüstung bzw. zwangsweisen Stilllegung von Altanlagen in 2007 werden die Emissionen so weit reduziert, dass die Emissionshöchstgrenze eingehalten wird.

In analoger Form wird ein abnehmendes Marktvolumen bei der Emissionsprognose berücksichtigt. Daher wird bei einem Wirtschaftswachstum von -3 %/a nur eine minimale Korrektur des Grenzwerts um 8 % vorgenommen. In der Folge können nur die jeweils schlechtesten Techniken der Referenzanlagenkategorien nicht weiter eingesetzt werden. Die weitere Abnahme der Emissionen nach Umrüstung der Altanlagen beruht ausschließlich auf der zunehmend geringeren wirtschaftlichen Aktivität. Bei einer Marktentwicklung von -5 %/a schließlich kommt es zu keinerlei Grenzwertanpassung, so dass



**Abbildung IV.19:** Sensitivitätsanalyse der Marktentwicklung auf die Gesamtausgaben im Zieljahr unter Grenzwertverschärfung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

die gesamte Emissionsreduktion auf die sinkende Nachfrage zurückzuführen ist.<sup>66</sup> In beiden Fällen kann die Emissionshöchstgrenze sicher eingehalten werden.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Nachfrageentwicklung auf die Gesamtausgaben ist in Abbildung IV.19 wiedergegeben. Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung der Gesamtausgaben ist festzustellen, dass sich diese mit fortschreitender Betrachtungsdauer zunehmend auseinander entwickeln, d. h. dass der Unterschied in den Gesamtausgaben für die Extrema der Marktentwicklung exponentiell zunimmt.

## IV.6 Die Berücksichtigung von Zinseffekten

Mit der dynamischen Betrachtungsweise über einen Zeithorizont von 20 Jahren ist der unterschiedliche Zeitwert der periodenbezogenen Ausgaben zu berücksichtigen. Dies geschieht im entwickelten Modellansatz sowohl bei der Bestimmung der Gesamtausgaben als auch bei der Kapitalwertbildung zur Bewertung der Maßnahmenauswahl. So geht in die Berechnung der Annuitäten der Investitionen der Kalkulationszinsfuß  $\kappa$  ein (siehe Gleichung 48), und die jeweiligen periodenbezogenen Ausgaben werden mit der Diskontierungsrate  $\lambda$  auf das Anfangsjahr des Betrachtungszeitraumes abgezinst (siehe

<sup>66</sup> Die sich ebenfalls emissionsmindernd auswirkende kosteneffiziente Anlagenausstattung (siehe Abbildung IV.3) ist im Vergleich zur Emissionsreduktion aufgrund der sinkenden Nachfrage jeweils marginal und kann vernachlässigt werden.

Gleichung 51), so dass die zusätzlichen Ausgaben der zu verschiedenen Zeitpunkten eingesetzten Maßnahmen vergleichbar werden. Von entscheidender Bedeutung für die eingesetzten Minderungstechnologien sind jedoch die Auswirkungen eines veränderten Barwertfaktors auf den Kapitalwert der Maßnahmen, mit dem die Diskontierung der über die Nutzungsdauer erwarteten laufenden Ausgaben auf den Zeitpunkt der Investition vorgenommen wird (siehe Gleichungen 24 und 26).

Indem bei der Kapitalwertbildung ausschließlich die laufenden Ausgaben abgezinst werden, verlieren diese mit steigender Diskontierungsrate gegenüber der Investition an Bedeutung, so dass der Einsatz von Maßnahmen mit im Vergleich zu anderen Optionen höheren variablen Ausgaben vorteilhafter wird. Mit der Annahme einer zeitlich konstanten Diskontierungsrate kann der Kapitalwert bei Neuanlagen unabhängig vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme berechnet werden (siehe Gleichung 24), und es lässt sich für jede Diskontierungsrate ein Ranking der Maßnahmen entsprechend ihres Kapitalwertes erstellen. Da bei der Auswahl der Maßnahmen jedoch auch deren Minderungseffizienzen im Vergleich zum jeweils gültigen Grenzwert zu beachten sind, sind die Effekte eines veränderter Diskontierungsrate auf den Maßnahmeneinsatz und somit auf die Emissionen und Gesamtausgaben schwer im Voraus abzuschätzen.

Die Variation der Diskontierungsrate führt ebenfalls zu Veränderungen bei der Nachrüstung von Altanlagen: Da der Kapitalwert hierbei zusätzlich von der verbleibenden Restnutzungsdauer abhängig ist, können je nach Umrüstungszeitpunkt bzw. Anlagenalter unterschiedliche Maßnahmen zum Tragen kommen. Praktisch bedeutet dies, dass die Nachrüstung von Altanlagen derselben Referenzanlagenkategorie je nach deren Inbetriebnahmejahr mit unterschiedlichen Maßnahmen erfolgen kann, obwohl ein identischer Grenzwert vorliegt. Eine Veränderung der Diskontierungsrate bewirkt letzten Endes eine Verschiebung der Altersgrenze der Anlagen, bis zu der eine bestimmte Maßnahme noch eingesetzt wird. Zur Verdeutlichung dieser Aussage sind in Tabelle IV.4 beispielhaft die Kapitalwerte der verfügbaren Sekundärmaßnahmen für die im Jahr 2002 zu erfolgende Nachrüstung mittlerer Anlagen der Jahrgänge 1985 bis 1988 für Diskontierungsraten von 0 und 5 %/a dargestellt. Von den beiden zur Verfügung stehenden Optionen ist diejenige mit dem kleineren Kapitalwert für jedes Inbetriebnahmejahr jeweils hervorgehoben. Es wird ersichtlich, dass je nach Inbetriebnahmejahr und somit Restnutzungsdauer der Anlagen unterschiedliche Maßnahmen bevorzugt werden, und wie diese Auswahl durch die unterschiedliche Diskontierungsrate verändert wird.

Die anzusetzende Höhe für den Kalkulationszinsfuß und die Diskontierungsrate lässt sich nicht allgemein festlegen, sondern ist für jede Investition individuell vorzugeben. So ist grundsätzlich zwischen einer Finanzierung mit Eigenkapital und mit Fremdkapital zu unterscheiden, wobei in beiden Fällen die spezifischen Konditionen (zu welchem Zinssatz kann das Eigenkapital angelegt bzw. das Darlehen aufgenommen werden) nochmals voneinander abweichen können. Auf diese Unterschiede soll jedoch im Rahmen

**Tabelle IV.4:** Kapitalwerte ausgewählter Sekundärmaßnahmenkombinationen für mittlere Altanlagen (R 2) für die Nachrüstung in 2002 bei Diskontierungsraten von 0 und 5 %/a

Jahrgang/ Maßnahmenkombination *	Kapitalwert [Euro] Diskontierungsrate 0 %	Kapitalwert [Euro] Diskontierungsrate 5 %
Sekundärmaßnahmen aufbauend auf „Mk 0 0“		
1985 / Mk 0 1	<b>596.200</b>	<b>575.610</b>
1985 / Mk 0 2	645.700	635.211
1986 / Mk 0 1	<b>670.600</b>	<b>636.819</b>
1986 / Mk 0 2	683.600	666.391
1987 / Mk 0 1	745.000	<b>695.113</b>
1987 / Mk 0 2	<b>721.500</b>	696.087
1988 / Mk 0 1	819.400	750.631
1988 / Mk 0 2	<b>759.400</b>	<b>724.369</b>
Sekundärmaßnahmen aufbauend auf „Mk 1 0“		
1985 / Mk 1 1	<b>459.100</b>	<b>446.176</b>
1985 / Mk 1 2	476.100	468.434
1986 / Mk 1 1	505.800	<b>484.596</b>
1986 / Mk 1 2	<b>503.800</b>	491.223
1987 / Mk 1 1	552.500	521.186
1987 / Mk 1 2	<b>531.500</b>	<b>512.926</b>
1988 / Mk 1 1	599.200	556.035
1988 / Mk 1 2	<b>559.200</b>	<b>533.597</b>

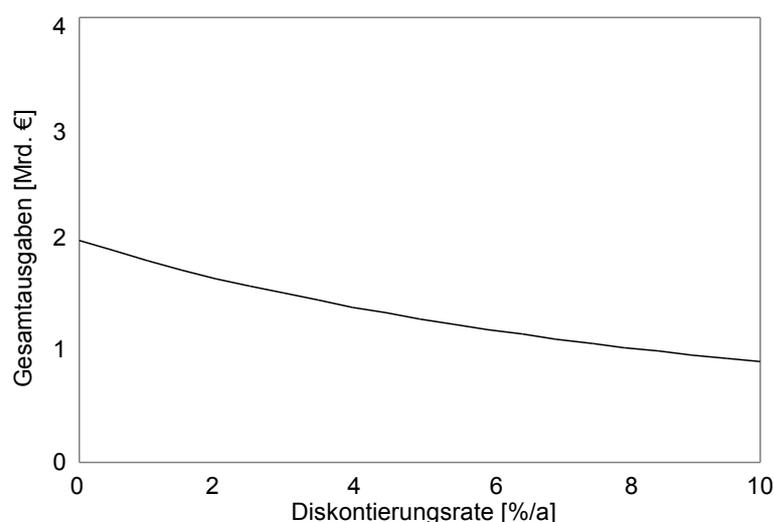
\* für die Beschreibung der Maßnahmenkombinationen siehe Tabelle III.4

dieser Arbeit nicht weiter eingegangen werden, und es wird vereinfacht ein einheitlicher Zinsfuß angenommen, der gleichermaßen als Kalkulationszinsfuß zur Berechnung der Annuitäten sowie als Diskontierungsrate angesetzt wird. Im Rahmen der Kostenbestimmung betrieblicher Umweltschutzmaßnahmen ist als Kalkulationszinsfuß nach [VDI 2001] im Allgemeinen der langjährige Kapitalmarktzins zu verwenden. Dieser ist nicht eindeutig festgelegt und kann sich nach Laufzeit, Besicherung der Kredite und Kreditvolumen zum Teil erheblich unterscheiden. Als allgemeine Messgröße für den Kapitalmarktzins wird häufig die Rendite der umlaufenden festverzinslichen Wertpapiere (Schuldverschreibungen) vergleichbarer Bonität verwendet [Reischle 2005]. Diese sank für inländische Papiere von über 8 %/a in 1992 auf ca. 3 %/a im Jahr 2005 [Bundes-

bank 2005]. Für den Kalkulationszinsfuß wird daher eine Bandbreite von null (es werden keine Zinsen berücksichtigt) bis 10 %/a angenommen, für die der Einfluss auf die Emissionsentwicklung mittels einer Sensitivitätsanalyse im Abstand von 0,5 Prozentpunkten ermittelt wird. Auch hierbei wird als Rahmenbedingung die Einhaltung der Emissionshöchstgrenze über entsprechende Grenzwertverschärfungen zugrunde gelegt.

Es zeigt sich jedoch, dass über den gesamten Wertebereich des Zinsfußes identische Emissionen resultieren. Bei genauerer Betrachtung ist festzustellen, dass die Diskontierung der laufenden Ausgaben der Maßnahmen bei der Kapitalwertberechnung für Neuanlagen selbst bei einem Diskontierungssatz von 20 %/a zu einem identischen Maßnahmeneinsatz führt. Auch der veränderte Sekundärmaßnahmeneinsatz bei der Nachrüstung von Anlagen (siehe obiges Beispiel in Tabelle IV.4) und die daraus resultierenden Unterschiede in der Anlagenkonfiguration sind letztlich so gering, dass sie sich nicht in der Höhe der Gesamtemissionen bemerkbar machen. Die Emissionen nehmen daher unabhängig von der bei der Kapitalwertberechnung verwendeten Diskontierungsrate den bereits in Abbildung IV.7 dargestellten Verlauf an (Diskontierungsrate 0 - 20 %/a, Grenzwertverschärfung, kosteneffiziente Anlagenausstattung).

Durch die gleichzeitig erfolgende Diskontierung der periodenbezogenen Ausgaben auf das Basisjahr im Rahmen der Bestimmung der Gesamtausgaben (siehe Gleichung 51) wirkt sich der Diskontierungssatz jedoch entscheidend auf deren Höhe aus. So resultiert eine Diskontierungsrate von 10 %/a in Gesamtausgaben am Ende der Betrachtungsdauer, die mehr als 50 % unter denen liegen, die ohne Diskontierung (Diskontierungssatz 0 %/a) entstehen (Abbildung IV.20). Der gewählte Kalkulationszinsfuß zur Diskontierung ist somit von ausschlaggebender Bedeutung für die Höhe der Gesamtausgaben,



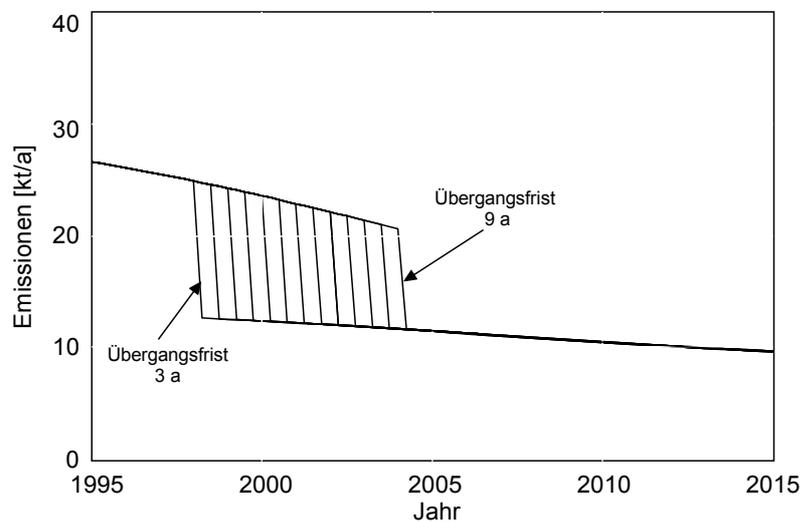
**Abbildung IV.20:** Sensitivitätsanalyse der Diskontierungsrate auf die Gesamtausgaben im Zieljahr unter Grenzwertverschärfung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

auch wenn zumindest im vorliegenden Fall der Maßnahmen Einsatz dadurch nicht (bzw. nur unwesentlich) verändert wird.

#### IV.7 Die Variation der Übergangsfrist für Altanlagen

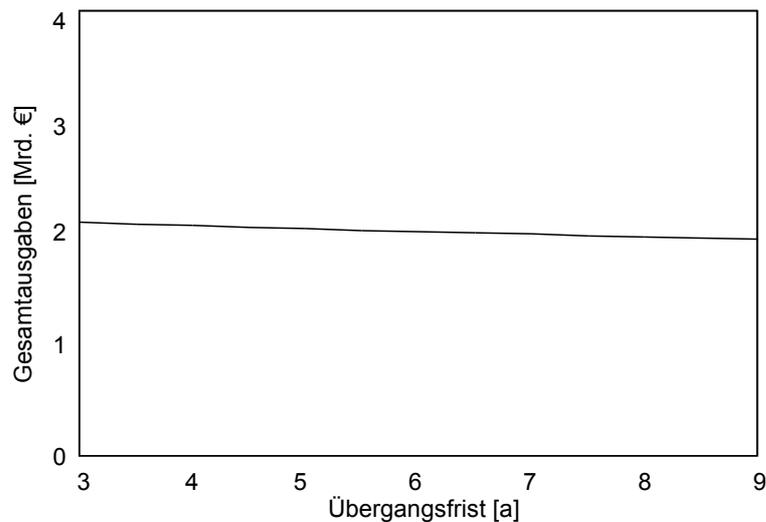
Die Fristen, die Altanlagen zur Einhaltung neuer Grenzwerte einzuräumen sind, sind während des Gesetzgebungsverfahrens ein Gegenstand intensiver Diskussion, und sehr deutlich wird von Seiten der Industrie auf die hohe finanzielle Belastung bestehender Anlagen bei nicht ausreichend langen Übergangsfristen hingewiesen.<sup>67</sup> Im Folgenden sollen daher die Auswirkungen verschiedener Übergangsfristen bei einer Grenzwertverschärfung untersucht werden.

Hierzu wird eine Sensitivitätsanalyse verwendet, wobei Übergangsfristen zwischen drei Jahren und neun Jahren angenommen werden. Es zeigt sich, dass eine Variation der Übergangsfrist keinen Einfluss auf den Endemissionswert hat. Obwohl die Altanlagen entsprechend der jeweiligen Übergangsfrist zu deutlich unterschiedlichen Zeitpunkten nachgerüstet werden, erweist sich der Emissionsverlauf nach der Nachrüstung und der Emissionswert im Zieljahr sich in allen Fällen als nahezu identisch (Abbildung IV.21).



**Abbildung IV.21:** Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Übergangsfrist auf den Emissionsverlauf bei Grenzwertverschärfung mit kosteneffizienter Anlagenausstattung

<sup>67</sup> Die hier verwendete Übergangsfrist ist nicht zu verwechseln mit der Übergangsfrist, deren Variation z. B. [Laforsch 1999] diskutiert hat. Bei ihm ging es um den Zeitpunkt, wann die nationale Emissionshöchstgrenze einzuhalten ist, während sich im vorliegenden Fall die Emissionshöchstgrenze immer auf das Jahr 2015 bezieht.



**Abbildung IV.22:** Sensitivitätsanalyse der Übergangsfrist auf die Gesamtausgaben im Zieljahr bei Grenzwertverschärfung mit kosteneffizienter Anlagenausstattung

Die Auswirkungen der Variation der Übergangsfrist auf die resultierenden Gesamtausgaben sind in Abbildung IV.22 dargestellt. Damit verteuert eine Verkürzung der Übergangsfrist auf drei Jahre die Umsetzung der Maßnahmen um ca. 10 % gegenüber der deutlich längeren Übergangsfrist von neun Jahren. Dies erscheint wenig angesichts der Tatsache, dass innerhalb der sechs Jahre, um die die Übergangsfrist variiert wurde, knapp 20 % des Anlagenparks aus Altersgründen außer Betrieb genommen wird. Eine vorgezogene Nachrüstung ist jedoch nur bei einem Teil dieser Altanlagen erforderlich: So werden für die Grenzwertumsetzung zwar über 50 % der kleinen Anlagen, jedoch nur ca. 4 % des Bestandes an großen Anlagen mit einer Sekundärmaßnahme versehen. Unter den vorliegenden Rahmenbedingungen betrifft eine Verkürzung der Übergangsfrist um sechs Jahre daher höchstens 10 % der installierten Anlagenkapazität, was die relativ geringe Zunahme der Gesamtausgaben erklärt. In der Praxis kann jedoch eine Nachrüstung für die betroffenen Anlagen im Einzelfall eine unzumutbare Härte darstellen, so dass die Auswirkungen einer verkürzten Übergangsfrist jeweils sorgfältig geprüft werden sollten.

## IV.8 Eine systemdynamische Kostenfunktion

Die im Kontext internationaler Luftreinhaltevereinbarungen erstellten Kostenkurven geben jeweils die minimalen Gesamtausgaben an, zu denen ein vorgegebener Endemissionswert in einem Sektor eingehalten werden kann. Die Optimierung wird dabei für das Gesamtsystem über den gesamten Planungszeitraum vorgenommen. Zur Bestimmung der Kostenfunktion werden ausgehend von einem definierten Bezugsniveau die Ausga-

ben für verschiedene Emissionsminderungsszenarien ermittelt, wobei jedes Ergebnis einen Punkt der Kostenkurve bildet, und die Kostenkurve wird dann vereinfacht durch Interpolation der Einzelpunkte dargestellt (siehe auch Abbildungen II.1 und II.3).

Um den Bezug auf den im Ausgangsjahr bereits vorhandenen Implementierungsstand im Sektor zu erhalten, werden in einem Basisszenario zunächst die Gesamtausgaben für die Einhaltung des Emissionswertes des Ausgangsjahres bestimmt, d. h. es wird keine zusätzliche Emissionsreduktion für das Zieljahr vorgegeben. Als Referenzwert des Basisszenarios werden die in Kapitel IV.1.2. für kosteneffiziente Anlagenausstattung ohne politische Zielvorgabe bestimmten Gesamtausgaben in Höhe von 1,7 Mrd. € herangezogen. Zur Ermittlung eines Punktes der Kostenkurve wird dann die Differenz zwischen den Gesamtausgaben eines Minderungsszenarios und den Gesamtausgaben im Basisszenario über die verbleibenden Emissionen im Zieljahr aufgetragen. Die Emissionen im Ausgangsjahr bilden somit den Nullpunkt der Kostenkurve, und es werden nur darüber hinaus gehende Minderungen betrachtet.

Mit den Optimieransätzen wird der jeweils vorgegebene Emissionshöchstwert exakt erreicht (sofern hierfür eine Lösung existiert), so dass für jeden gewünschten Endemissionswert dessen ausgabenminimale Umsetzung berechnet werden kann. Aufgrund des grundsätzlichen methodischen Unterschiedes zwischen den Optimiermodellen und dem systemdynamischen Ansatz ist für die Erstellung einer Kostenkurve im vorliegenden Fall eine modifizierte Vorgehensweise erforderlich. In dem entwickelten Modell CLaIr wird eine geforderte Emissionshöchstgrenze nicht wie bei den Optimiermodellen punktgenau durch die ausgabenminimale Allokation von Minderungsmaßnahmen eingehalten, sondern führt zu einer dynamischen Berechnung anlagenbezogener Emissionsgrenzwerte, durch die die Einhaltung der Emissionshöchstgrenze zwar angestrebt wird, deren Erreichen aber nicht zwangsläufig sichergestellt ist.<sup>68</sup> Zudem hat sich bereits in Kapitel IV.3 gezeigt, dass aufgrund der limitierten Anzahl von Möglichkeiten, die den Anlagen zur Emissionsminderung zur Verfügung stehen, der Wertebereich der Emissionen im Zieljahr auf wenige ausgewählte Bereiche eingengt ist. Dazwischen bestehen Sprungstellen, die zumindest unter der gegebenen Sektorstruktur im Basisjahr und für den gewählten Betrachtungszeitraum nicht erreicht werden können.

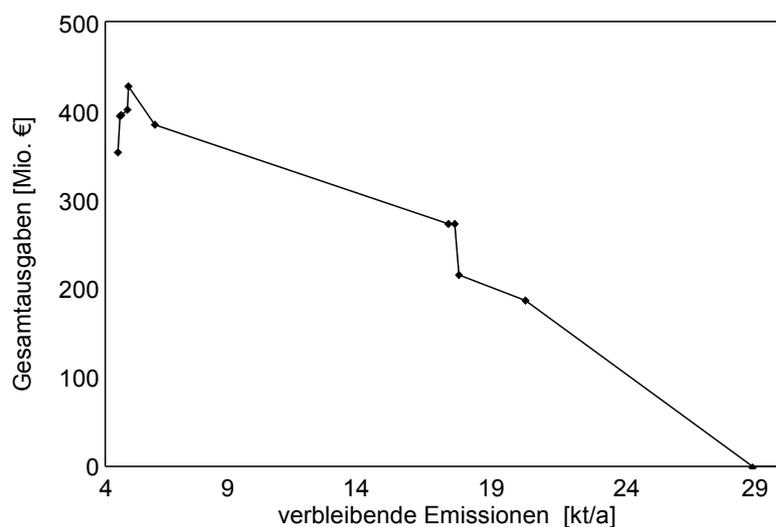
Die mit dem systemdynamischen Modell für einen Emissionswert im Zieljahr ermittelten Gesamtausgaben kennzeichnen weiterhin nicht das über die Gesamtzeit und das Gesamtsystem bestimmte Ausgabenminimum, sondern die über den Planungszeitraum integrierten Ausgaben, die sich aus den ausgabenminimalen betrieblichen Einzelentschei-

---

<sup>68</sup> Theoretisch ist eine Kostenkurve auch über eine Variation der Emissionsabgabe herzuleiten. Da die Emissionsabgabe jedoch in jedem Fall die resultierenden Gesamtkosten erhöht (siehe Gleichung 67), sind die auf diese Weise ermittelten Gesamtausgaben grundsätzlich nicht mit denen eines reinen Maßnahmeneinsatzes vergleichbar.

dungen zum Zeitpunkt des Maßnahmeneinsatzes ergeben. Um dies zu verdeutlichen und zur Abgrenzung von den mit Optimiermodellen erstellten Kostenkurven wird daher der Begriff der systemdynamischen Kostenfunktion eingeführt.

Zur Bestimmung der systemdynamischen Kostenkurve werden über eine Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Emissionshöchstgrenze zunächst die möglichen Emissionswerte im Zieljahr für den Sektor bestimmt. Die vorgegebene Emissionshöchstgrenze darf dabei 3 kt/a nicht unterschreiten, da sonst der Grenzwert so weit verschärft wird, dass keine erlaubten Maßnahmenkombinationen mehr zur Verfügung stehen. Als Wertebereich der Emissionshöchstgrenze wird daher eine Spanne von 3 (als minimal mögliche Vorgabe) bis 30 kt/a (entsprechend der Emissionen im Basisjahr) bei einem Abstand von 0,5 kt/a verwendet. Es zeigt sich, dass unterschiedliche Emissionshöchstgrenzen zum Teil in identischen Ergebnissen sowohl hinsichtlich der Emissionen im Zieljahr als auch der Gesamtausgaben resultieren. Werden die Resultate um diese Doppler bereinigt und nach aufsteigenden verbleibenden Emissionen sortiert, gibt es manche Fälle, in denen derselbe Endemissionswert zu unterschiedlichen Gesamtausgaben erreicht wird. In diesen Fällen werden die niedrigsten mit einem Endemissionswert verbundenen Gesamtausgaben als Kostenfunktionswert verwendet. Werden die nach dieser Auswahl verbleibenden Werte gegeneinander aufgetragen, ergibt sich der in Abbildung IV.23 dargestellte Verlauf. Zur Verdeutlichung der insbesondere bei hoher Emissionsminderung sehr nahe beieinander liegenden Ergebnisse wurden die erhaltenen Einzelpunkte interpoliert.<sup>69</sup>



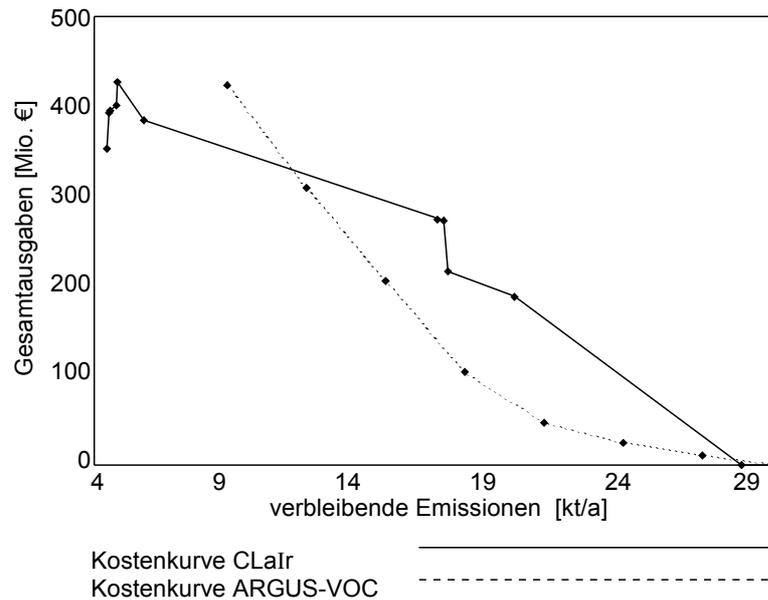
**Abbildung IV.23:** Systemdynamische Kostenkurve für den Sektor Holzlackierung bei kosteneffizienter Anlagenausstattung

<sup>69</sup> Im Gegensatz zu den bisherigen Darstellungen sind nur die Ausgaben aufgetragen, die über die Gesamtausgaben im Basisszenario (siehe Kapitel IV.1.2) hinausgehen.

Es zeigt sich zunächst rein formal, dass wie im Falle der Variation der Emissionsabgabe die erreichten Endemissionswerte z. T. weite Lücken aufweisen und an anderen Stellen wiederum sehr nahe beieinander liegen. Ausgehend von den Emissionen im Basisjahr sind die mit einer Emissionsreduktion auf etwa 17 - 20 kt/a verbundenen Gesamtausgaben deutlich zu erkennen, wobei sich die Sprünge in den Ausgaben auch innerhalb dieses Wertebereiches bemerkbar machen. Die Gesamtausgaben steigen durch eine weitere Emissionsminderung nochmals deutlich an, bis sie nach Erreichen eines Maximalwertes bei dann noch höherer Minderung wieder abnehmen.

Dieses zunächst unplausibel erscheinende Ergebnis kann anhand der jeweiligen Grenzwertvorgabe im Sektor und ihrer Umsetzung erklärt werden. Beim minimalen Emissionswert, der über eine Grenzwertverschärfung erreicht werden kann, werden ab Beginn alle Neuanlagen nur noch mit der effizientesten Maßnahmenkombination „Mk 3 0“ ausgestattet und auch nahezu sämtliche Altanlagen im Jahr 2002 zwangsweise stillgelegt und mit dieser Maßnahme versehen. Lediglich große Referenzanlagen mit der Maßnahmenkombination „Mk 2 2“ werden erst im Jahr 2012 aufgrund der nochmaligen Grenzwertverschärfung in 2005 zwangsweise stillgelegt. Beim nächst höheren Emissionswert gilt zwar dieselbe Maßnahmenauswahl für Neuanlagen, viele Altanlagen werden jedoch erst aufgrund der zweiten Grenzwertverschärfung stillgelegt, und im Falle des drittniedrigsten Emissionswerts können viele Sekundärmaßnahmenkombinationen bis zum Ende weiter betrieben werden. Die Umstellung auf die lösemittelarme Technologie („Mk 3 0“) als Maßnahme mit der höchsten Emissionsminderung ist jedoch bei weitem günstiger als einige der eingesetzten Sekundärmaßnahmen (siehe Tabelle IV.1), wodurch sich die trotz höherer Minderung geringeren Gesamtausgaben erklären lassen.

Um eine Aussage hinsichtlich der Plausibilität der so generierten systemdynamischen Kostenfunktion treffen zu können, wird diese in Abbildung IV.24 mit der von [Laforsch 1999] für denselben Sektor mit dem Modell ARGUS-VOC erstellten Kostenkurve verglichen. Beide Kostenkurven beruhen somit auf identischen Eingangsdaten. Aufgrund der Sprungstellen der systemdynamischen Kostenkurve wird die Diskussion dabei auf die ermittelten Einzelpunkte beschränkt. In dem Bereich um 19 kt/a liegt die systemdynamische Kostenfunktion wie erwartet deutlich über der mit dem Optimiermodell erzeugten Kostenfunktion, und die Gesamtausgaben betragen für eine vergleichbare Emissionsminderung etwa das Zwei- bis Dreifache. Im Bereich der sehr hohen Minderung jedoch scheinen die Gesamtausgaben geringer auszufallen als sich nach der mit ARGUS-VOC erstellten Kostenkurve ergibt. So liegen die Gesamtausgaben für verbleibende Emissionen von ca. 6 kt/a und für die links des Maximums liegenden Werte unter den mit ARGUS-VOC für 9 kt/a bestimmten Kosten. Weiterhin kann nach der systemdynamischen Kostenkurve eine Minderung auf ca. die Hälfte dieses Wertes, also etwa 4,5 kt/a, erzielt werden.



**Abbildung IV.24:** Vergleich der systemdynamischen Kostenkurve mit der mit ARGUS-VOC erstellten Kostenkurve für den Sektor Holzlackierung

Vor dem Hintergrund des zuvor diskutierten Maßnahmeneinsatzes in diesem Extrembereich liegt dies vor allem darin begründet, dass in dem systemdynamischen Ansatz die zwangsweise Stilllegung von Altanlagen berücksichtigt wurde, während diese Möglichkeit im Optimiermodell nicht vorgesehen ist. Dies Einschränkung ist durchaus sinnvoll, da das Optimiermodell ansonsten Stilllegungen zur Gesamtausgabenminimierung nutzen würde. Dadurch fehlt im Optimieransatz jedoch die Möglichkeit der maximalen Emissionsreduktion, die mit dem durchgehenden Einsatz der Maßnahme „Mk 3 0“ erreicht wird, und auch die damit verbundenen Einsparungen können nicht realisiert werden.

#### IV.9 Kritische Reflexion des entwickelten Modellansatzes und der Ergebnisse der Szenarien

In den vorangegangenen Kapiteln wurden für die beispielhafte Modellumsetzung für den Sektor Holzlackierung wie Wirkungen der beiden Instrumente Grenzwertverschärfung und Emissionsabgabe sowie der Einfluss der Parameter Nachfrageentwicklung, Kalkulationszinsfuß und Übergangsfrist für Altanlagen mittels verschiedener Szenarien untersucht. Des weiteren wurde entsprechend der Kostenkurven, die im Rahmen des Integrated-Assesment-Ansatzes zur Anwendung kommen, eine systemdynamische Kostenkurve erstellt. Die erzielten Ergebnisse sollen im Folgenden kritisch hinsichtlich der

dabei getroffenen Randbedingungen sowie ihrer Bedeutung für die Praxis hinterfragt werden.

#### **IV.9.1 Das Szenario ohne politische Vorgabe**

Die Einschränkung, dass sich ein einmal vorhandener Technologiestand in Bezug auf die Minderungseffizienz nicht verschlechtern darf, stellt eine plausible, doch sehr restriktive Annahme dar. So ist das für den Fall der gleich bleibenden Anlagenausstattung erzielte Ergebnis einer über 20 Jahre unveränderten Technologiekonfiguration selbst bei ansonsten konstanten Rahmenbedingungen (Nachfrage, Kosten etc.) in der Praxis sehr unwahrscheinlich. Es ist damit zu rechnen, dass sich bedingt durch den technischen Fortschritt neue oder zumindest modifizierte Verfahren im Markt wiederfinden, was sowohl die Anlagenkonfiguration (die sich in den eingesetzten Primärmaßnahmen widerspiegelt) als auch die verwendeten nachgeschalteten Minderungstechniken betrifft. Der technische Fortschritt blieb jedoch im vorliegenden Fall unberücksichtigt, da sämtliche Maßnahmen über den gesamten Betrachtungszeitraum unverändert zur Verfügung standen.

Im Falle der kosteneffizienten Anlagenausstattung werden die im Sektor vorhandenen Einsparpotenziale bei der Anlagenerneuerung ausgeschöpft. Solche Potenziale ergeben sich bei der Lösemittelanwendung recht häufig und sind in der Regel auf mögliche Einsparungen durch einen verringerten Lösemittelverbrauch zurückzuführen, womit der Einsatz lösemittelreduzierter Verfahren bei Neuanlagen geringere Ausgaben verursacht als die bisher verwendete lösemittelbasierte Technik. Sind derartige Potenziale nicht vorhanden, entsprechen sich die gleich bleibende und die kosteneffiziente Anlagenausstattung.

#### **IV.9.2 Das Szenario Grenzwertverschärfung**

Der ordnungspolitische Ansatz führt bei einer geforderten Halbierung der Emissionen unter den getroffenen Annahmen hinsichtlich des Mechanismus der Grenzwertanpassung über die Planungsperiode zu einer Grenzwertverschärfung um insgesamt 60 %. Im Ergebnis wird dennoch bei keiner der beiden Ausstattungsvarianten die gesetzte Emissionshöchstgrenze erreicht, obwohl in beiden Fällen eine signifikante Emissionsreduktion im Vergleich zum Ausgangsjahr erzielt wird. Die Nachrüstung der Altanlagen führt dabei zu einer sprunghaften Verringerung der Emissionen, da unter den vorliegenden Annahmen die Betreiber der Altanlagen die Erfordernis für eine Nachrüstung nicht antizipieren und diese somit schlagartig nach Ablauf der Übergangsfrist vorgenommen wird. Realistischerweise wäre hier ein flacherer Verlauf der Emissionskurve anzunehmen, da z. B. manche Anlagenbetreiber bei Kenntnis des neuen Grenzwerts eine größere Repa-

ratur zum Anlass nehmen könnten, die geforderte Minderung evtl. vorzeitig und mit vergleichsweise geringen Kosten umzusetzen.<sup>70</sup>

### IV.9.3 Das Szenario Emissionsabgabe

Im Gegensatz zum Szenario Grenzwertverschärfung kann mittels einer entsprechend hoch angesetzten Emissionsabgabe die gewünschte Emissionshöchstgrenze unter den gegebenen Modellannahmen sicher eingehalten werden. Dabei wurde unterstellt, dass eine zeitlich konstante Emissionsabgabe auf die jeweils verbleibenden Emissionen erhoben wird. Die ermittelte Abgabenhöhe ist bei einem Vergleich mit der Schweizer Lenkungsabgabe auf VOC keineswegs unrealistisch, was die Plausibilität sowohl der verwendeten Eingangsdaten als auch des entwickelten Modellansatzes unterstreicht.

Für die Festsetzung der Emissionsabgabe wurde auf eine Rückkopplung über die erwarteten Emissionen im Zieljahr verzichtet und die erforderliche Abgabenhöhe ex ante bestimmt. Hier bestand die Schwierigkeit, dass kein Anhaltspunkt für einen plausiblen Ausgangswert der Emissionsabgabe (analog zum initialen Grenzwert) gefunden werden konnte. So können zwar entsprechend der in Kapitel II.1.2 beschriebenen Vorgehensweise vorab die Grenzausgaben der Minderung für jede Anlage und Maßnahme bestimmt werden, jedoch lässt sich hieraus aufgrund der zusätzlichen zeitlichen Dynamik kein sinnvoller Mittelwert über den gesamten Sektor ableiten. Auch können die durchschnittlichen Minderungskosten im Sektor ermittelt werden, die z. B. im Szenario Grenzwertverschärfung entstehen: diese belaufen sich für die kosteneffiziente Anlagenausstattung auf ca. 1.200 Euro/t VOC gemindert. Wird dieser Wert jedoch als Emissionsabgabe angesetzt, wird damit lediglich eine Emissionsreduktion um insgesamt 21 % statt um 40 % wie im Falle der Grenzwertverschärfung erreicht. Selbst bei einer plausiblen Festlegung des Ausgangswerts besteht die weitere Schwierigkeit, ein Maß zu finden, mit dem die Erhöhung der Emissionsabgabe an eine absehbare Überschreitung der Höchstgrenze gekoppelt werden kann.

Die Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Abgabenhöhe zeigt auch, dass nicht jeder beliebige Zielwert über die Höhe der Abgabe erreicht werden kann. Die möglichen Zielwerte sind durch das im Sektor bereits vorhandene Technologieniveau im Basisjahr sowie die begrenzte Anzahl der zur Verfügung stehenden Minderungsmaßnahmen determiniert. Für die Bestimmung der Abgabenhöhe in der Praxis müssen daher genaue

---

<sup>70</sup> Ein ökonomischer Vorteil kann sich z. B. dann ergeben, wenn aufgrund der Reparaturarbeiten eine Betriebsunterbrechung erforderlich ist, die dann gleichzeitig für die erforderlichen Einbaumaßnahmen genutzt werden kann. Darüber hinaus sei angemerkt, dass die Kenntnis neuer anlagenbezogener Regelungen den Betrieben als wichtige rechtliche Grundlage zwar bekannt sein sollte, dies in der Praxis insbesondere bei kleineren Betrieben jedoch nicht immer vorausgesetzt werden kann.

Kenntnisse über den Sektor vorliegen, da die Unternehmen sonst lediglich mit einer zusätzlichen und u. U. sehr hohen Abgabe belastet werden, die dennoch nicht zu der erwünschten Emissionsminderung führt.

#### **IV.9.4 Das Szenario kombinierter Ansatz**

Durch die Verbindung des ordnungsrechtlichen mit dem umweltökonomischen Ansatz soll ein finanzieller Anreiz geschaffen werden, die mit einem vorgegebenen Grenzwert noch zulässigen Emissionen weiter zu reduzieren. Dieser Effekt tritt unter den getroffenen Annahmen bereits bei einer sehr geringen Abgabenhöhe auf, so dass die Endemissionen im Vergleich zu der reinen Grenzwertlösung entsprechend niedriger ausfallen.

Bei der Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Abgabenhöhe im kombinierten Ansatz wird aber noch deutlicher als bei der reinen Abgabenslösung ersichtlich, dass sich auch mit einer signifikant höheren Abgabe u. U. keine wesentliche zusätzliche Emissionsminderung mehr erzielen lässt. Der vollständige Verzicht auf lösemittelbasierte Verfahren und die damit verbundene nochmalige sprunghafte Reduzierung der Emissionen wird mit derselben Abgabenhöhe wie bei der reinen Abgabenslösung ausgelöst. Während also der erwünschte Effekt einer zusätzlichen Emissionsreduktion durch die Kombination von Emissionsgrenzwert und Emissionsabgabe nachvollzogen werden konnte, hängt die Bestimmung einer sinnvollen Abgabenhöhe sowie der damit erreichbaren zusätzlichen Minderung für einen gegebenen Grenzwert neben den zur Verfügung stehenden Minderungsmaßnahmen darüber hinaus von der durch den Grenzwert selbst erzielten Emissionsminderung ab.

#### **IV.9.5 Die Szenarien Nachfrageentwicklung, Zinsen und Übergangsfrist**

Die Auswirkungen einer Veränderung der drei Parameter Nachfrageentwicklung, Kalkulationszinsfuß und Übergangsfrist für Altanlagen wurden jeweils mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen über einen gewissen Wertebereich untersucht. Der Wertebereich wurde dabei anhand realitätsnaher Annahmen festgelegt und stellt keine Einschränkung von Seiten der verwendeten Methodik dar. Lediglich der Maximalwert der Übergangsfrist wurde mit neun Jahren so festgelegt, dass die Nachrüstung in jedem Fall vor der erneuten Grenzwertanpassung abgeschlossen ist. Mit dem gewählten Wert dürfte jedoch auch eine sinnvolle praktische Obergrenze für eine Altanlagenregelung in den meisten Sektoren erreicht sein.

Hinsichtlich der Veränderung der Nachfrage zeigte das Modell ein selbstregulierendes und somit gegenüber Nachfrageänderungen robustes Systemverhalten, da unter allen Bedingungen eine signifikante Emissionsreduktion erreicht wurde. Damit erwiesen sich die formulierten Entscheidungsregeln zur Umsetzung der Emissionshöchstgrenze auch unter sich stark verändernden Rahmenbedingungen als geeignet. Die Betrachtung der

ausgewählten Fallbeispiele lässt dabei ein chaotisches Verhalten erkennen, mit dem das System auf die unterschiedlichen äußeren Bedingungen reagiert. Dieses ist erforderlich, um die extremen Unterschiede in der Nachfrage und somit in der installierten Anlagenkapazität in Hinblick auf die Einhaltung der Emissionshöchstgrenze auszugleichen.

Die Berücksichtigung von Zinsen wirkte sich im betrachteten Sektor letztlich nicht auf die Emissionsentwicklung aus. Wie jedoch gezeigt wurde, beeinflusst die Höhe des Kalkulationszinsfußes die Maßnahmenauswahl für die Nachrüstung von Altanlagen. Je nach Größe des betroffenen Anlagenbestandes kann sich dies u. U. auch auf den Emissionsverlauf auswirken. Dabei kann sowohl eine Erhöhung als auch eine Verringerung der Emissionen auftreten, abhängig davon, wie das Verhältnis der Minderungseffizienzen der durch die veränderte Zinshöhe ausgetauschten Maßnahmen ist.

Die Variation der Übergangsfrist für Altanlagen erwies sich für die Höhe der erreichten Endemissionen als bedeutungslos. Obwohl sich verkürzte Übergangsfristen in einer entsprechend früheren Emissionsreduktion durch die Nachrüstung der Altanlagen niederschlagen, führt selbst der sofortige Vollzug bei Altanlagen weder zu einer früheren Erreichung eines Zielwerts noch zu verringerten Emissionen im Endjahr. Der ermittelte relativ geringe Unterschied in den Ausgaben bei einer Verkürzung der Übergangsfrist ist spezifisch für die im Sektor herrschenden Rahmenbedingungen und stellt daher keine allgemein gültige Aussage dar. Die Höhe der mit einer Variation der Übergangsfrist verbundenen Gesamtausgaben wird in jedem Einzelfall determiniert durch die Höhe des alten und neuen Grenzwerts, die Technologiekonfiguration der Altanlagen sowie die zur Einhaltung des veränderten Grenzwerts zur Verfügung stehenden Minderungsmaßnahmen und ihren techno-ökonomischen Parametern.

#### **IV.9.6 Die erstellte systemdynamische Kostenkurve**

Mit dem vorliegenden systemdynamischen Ansatz kann kein vorgegebener Emissionszielwert mit Sicherheit erreicht werden. Daher ist es unmöglich, wie bei den Optimiermodellen durch Vorgabe ausgewählter Endpunkte die Gesamtausgaben zur Erreichung dieser Endpunkte in einem Modelllauf zu bestimmen. Als alternativer Ansatzpunkt wurde daher die Möglichkeit gewählt, mittels einer Sensitivitätsanalyse der Emissionshöchstgrenze die jeweils erreichbaren Emissionswerte im Zieljahr und die damit verbundenen Gesamtausgaben zu ermitteln. Wie bei der Variation der Emissionsabgabe ergibt sich dabei die Schwierigkeit, dass der Wertebereich der Endemissionen stark eingeschränkt ist, so dass die insgesamt 55 Ausgangswerte für die Emissionshöchstgrenze zu lediglich zwölf unterschiedlichen und somit verwertbaren Endemissionswerten führten.

Die ermittelten Punkte der Kostenkurve reflektieren innerhalb des Bereiches, in dem es noch zu keinen erzwungenen Anlagenstilllegungen kommt, dennoch deutlich die mit

fortschreitender Emissionsminderung zunehmenden Gesamtausgaben. Während die Stilllegung von Anlagen als Maßnahme zur Umsetzung von Sparpotenzialen mit den Modellannahmen ausgeschlossen wurde, da diese ausschließlich über die Ausfallrate der Weibull-Funktion erfolgen soll, legt die zwangsweise Stilllegung von Anlagen aufgrund nicht mehr rechtskonformer Betriebsweise im Falle sehr hoher geforderter Minderungen genau diese Potenziale frei. Damit wird das ungewöhnliche Phänomen erklärbar, dass die maximale Minderung zu geringeren Gesamtausgaben erzielt wird als vergleichsweise geringere Minderungen. Dies ist letztlich auf die spezifische Situation im betrachteten Sektor zurückzuführen, in dem sich der Einsatz lösemittelreduzierter bzw. -freier Verfahren (die eine entsprechend hohe Minderungseffizienz aufweisen) kosten senkend auswirkt. Kostenkurven sind daher stets vor dem spezifischen Hintergrund des betrachteten Sektors sowie der jeweiligen Modellannahmen zu interpretieren.

Der Vergleich mit der mittels ARGUS-VOC erstellten Kostenkurve lässt erkennen, dass sich die ermittelten Gesamtausgaben in derselben Größenordnung bewegen. Die mit dem Modell CLaIr ermittelten höheren Gesamtausgaben im Bereich der Restemissionen um 19 kt/a als auch die höhere erzielbare Minderung und die in diesem Fall geringeren Gesamtausgaben sind mit der verwendeten Methodik und den spezifischen Randbedingungen der beiden Modellansätze gut erklärbar.

Da die tatsächliche Höhe der in einem Sektor durch den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen verursachten Gesamtausgaben in der Praxis nicht bekannt ist (dies gilt insbesondere in einem Sektor, der wie die Holzlackierung durch sehr viele kleine Anlagen gekennzeichnet ist), bleibt für eine Aussage hinsichtlich der Validität des entwickelten Modells nur der Vergleich mit Ergebnissen alternativer Modellansätze. Durch die Verwendung identischer Eingangsdaten stehen mit den mittels CLaIr und ARGUS-VOC erzeugten Kostenkurven vergleichbare Ergebnisse für einen Beispielsektor zur Verfügung, die mit zwei grundlegend verschiedenen Modellansätzen gewonnen wurden. Die Unterschiede in den Gesamtausgaben sind plausibel, so dass die mit dem systemdynamischen Modell CLaIr im Vergleich zum Optimiermodell ARGUS-VOC erzielten Resultate für den betrachteten Beispielsektor auf eine valide Modellumsetzung hindeuten.

## V. Schlussfolgerungen und Ausblick

Der im Rahmen internationaler Übereinkommen zur Luftreinhaltung entwickelte Integrated-Assessment-Ansatz basiert auf einer wirkungsorientierten und kosteneffizienten Minderungsstrategie. Die Kosteneffizienz wird dabei mit Hilfe von Kostenkurven ermittelt, die den funktionalen Zusammenhang zwischen einer Emissionsminderung und den dadurch verursachten Kosten widerspiegeln. An den bislang zur Erstellung von Kostenfunktionen eingesetzten Optimiermodellen lässt sich als grundsätzlicher methodischer Kritikpunkt formulieren, dass bei der Zielfunktion der Optimierung, die in der Minimierung der systemweiten und über den gesamten Betrachtungszeitraum anfallenden Gesamtausgaben besteht, die einzelbetriebliche Sichtweise unberücksichtigt bleibt. Die Systemoptimierung stimmt jedoch nicht notwendigerweise mit der kostenminimalen Lösung für den Anlagenbetreiber überein. Um die Entscheidungssituation und -präferenzen des Anlagenbetreibers zu berücksichtigen, ist die Verlagerung der Zielsetzung der kostenminimalen Umsetzung von Emissionsminderungsverpflichtungen von der systemübergreifenden auf die einzelbetriebliche Ebene erforderlich.

Während für die techno-ökonomische Analyse von Umweltschutzmaßnahmen im Energiesektor verschiedene alternative Modellanwendungen existieren, sind für den Industriebereich abgesehen von dem Optimiermodell ARGUS-VOC bislang keine Ansätze verfügbar, die für die Bewertung nationaler Emissionsminderungsstrategien geeignet erscheinen. Die zunehmende Relevanz industrieller Sektoren als Quellgruppen für Luftverunreinigungen erfordert daher die Entwicklung adäquater Analyseinstrumente.

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Modell CLaIr ist speziell auf die techno-ökonomische Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie ausgerichtet. Es basiert auf einem systemdynamischen Ansatz, der es erlaubt, die sich im Zeitverlauf ändernden Rahmenbedingungen, die für den Anlagenbetreiber beim Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen maßgeblich sind, zu jedem Zeitpunkt adäquat zu berücksichtigen. Die determinierenden Einflussfaktoren bei der Maßnahmenauswahl auf betrieblicher Ebene sind die generelle Erfordernis eines Maßnahmeneinsatzes, die sich aus dem jeweils vorliegenden Emissionsgrenzwert ergibt, sowie die mit dem Maßnahmeneinsatz verbundenen Kosten. Der Detaillierungsgrad der Abbildung der emissionsverursachenden Prozesse und Minderungstechnologien wurde an die spezifischen Erfordernisse zur Darstellung industrieller Sektoren angepasst.

Das Modell CLaIr wird beispielhaft auf den Sektor Holzlackierung als für die Emissionen von VOC relevanten Industriebereich angewendet. Mit der Analyse der Festsetzung von Emissionsgrenzwerten und der Erhebung einer Emissionsabgabe werden die Auswirkungen zweier wesentlicher umweltpolitischer Instrumente simuliert, die im Rahmen von Emissionsminderungsstrategien zum Einsatz kommen. Insbesondere der im Modell implementierte Zusammenhang zwischen prognostizierten Emissionen, Emissionsgrenz-

wert und eingesetzten Minderungsmaßnahmen stellt sich dabei als eine realitätsnahe Abbildung des iterativen Prozesses der politischen Umsetzung einer geforderten Emissionsminderung heraus. Sowohl Anlagenbetreiber als auch politische Entscheidungsträger entscheiden jeweils anhand der ihnen zur Verfügung stehenden Informationen die weitere Vorgehensweise, bei der allerdings die Erfüllung der jeweiligen Zielvorstellungen (Kostenminimierung bzw. Einhaltung der Emissionshöchstgrenze) nicht garantiert werden kann, sondern ggf. eine Anpassung der Entscheidung (Nachrüstung mit Sekundärmaßnahme bzw. Verschärfung des Grenzwertes) zu einem späteren Zeitpunkt erfordert. In den verschiedenen Szenarien wird gezeigt, wie die ausgewählten Instrumente jeweils die Rahmenbedingungen für den Maßnahmen Einsatz auf Anlagenebene beeinflussen, und wie sich die Emissionen als Folge des veränderten Maßnahmen Einsatzes über die Zeit ändern. Neben der Anwendung der Einzelinstrumente Emissionsgrenzwert und Emissionsabgabe kann auch der postulierte Effekt einer zusätzlichen Emissionsminderung durch die Kombination beider Instrumente mit dem Modell nachvollzogen werden.

Die getroffenen Modellannahmen sowie die verwendeten Eingangsdaten in Form der Sektorstruktur, der verfügbaren technischen Optionen mit den jeweils zugeordneten Minderungseffizienzen und Kosten, und des Implementierungsstandes im Basisjahr schränken jedoch die erreichbaren Emissionswerte im Zieljahr stark ein. Es zeigt sich, dass aufgrund der limitierten Anzahl von Möglichkeiten, die den Anlagen zur Emissionsminderung zur Verfügung stehen, der Wertebereich des Endemissionswertes auf wenige ausgewählte Bereiche eingeeengt ist. Dazwischen bestehen Sprungstellen, die (ausgehend von der gegebenen Sektorstruktur im Basisjahr und für den gewählten Betrachtungszeitraum) mit keiner Vorgabe für die Emissionshöchstgrenze erreicht werden. Während daher bei der Erstellung von Kostenfunktionen mit Hilfe von Optimiermodellen für jeden gewünschten Endemissionswert dessen ausgabenminimale Umsetzung berechnet werden kann, werden bei der systemdynamischen Betrachtungsweise die praktischen Umsetzungsschwierigkeiten ersichtlich, die (stets unter den gegebenen Modellannahmen) der Einhaltung eines beliebigen Zielemissionswerts aufgrund der gegebenen Sektorstruktur entgegenstehen.

Trotz diese Einschränkungen reagiert das entwickelte Modell CLaIr robust gegenüber kritischen Parameterschwankungen, wie anhand der Sensitivitätsanalyse der Nachfrageentwicklung anschaulich demonstriert wird. Dies zeigt, dass der Regelmechanismus der Grenzwertverschärfung auch unter extremen Bedingungen zuverlässig funktioniert und die zugrunde liegenden Annahmen eine den jeweiligen Umständen angepasste Systementwicklung gewährleisten.

Neben den Einzelaussagen, die sich aus den verschiedenen Szenarien ableiten lassen, ermöglicht das entwickelte Modell CLaIr weiterhin die Generierung von Kostenfunktionswerten. Die so erzeugten Werte geben in Analogie zu den mit Optimiermodellen erstellten Kostenfunktionen die minimalen Gesamtausgaben an, mit denen in einer systemdy-

namischen Betrachtungsweise der jeweilige Endemissionswert erreicht werden kann. Dabei wird die Hypothese bestätigt, dass das mit Optimiermodellen erzielte system- und zeitübergreifende Optimum nicht mit dem Optimum der einzelbetrieblichen Entscheidungsprozesse übereinstimmt. Im Ergebnis liegen die für den Beispielsektor Holzlackierung mit dem Modell CLaIr ermittelten Gesamtausgaben für vergleichbare Endemissionen um den Faktor zwei bis drei über denen für die Optimierung angegebenen Gesamtausgaben.

Der Vergleich mit den entsprechenden Resultaten des ARGUS-VOC Modells zeigt, dass sich die mit dem systemdynamischen Ansatz für den Beispielsektor Holzlackierung erzielten Ergebnisse in derselben Größenordnung bewegen, und die festgestellte Differenz in den Gesamtausgaben zwischen dem systemdynamischen und dem Optimieransatz ist plausibel. Der entwickelte systemdynamische Ansatz erweist sich damit als ein valider Modellansatz zur techno-ökonomischen Bewertung von Luftreinhaltestrategien. Ein weiteres Indiz für die Validität des Modells liegt in der in einer realistischen Höhe ermittelten Emissionsabgabe zur Einhaltung des gesetzten Zielwertes, wie der Vergleich mit der Schweizer Lenkungsabgabe auf VOC bestätigt. Durch die Verlagerung der Ausgabenminimierung auf die Ebene der Anlagenbetreiber sollten die mit dem systemdynamischen Ansatz erzielten Ergebnisse dabei eine realitätsnähere Abschätzung der tatsächlichen Kosten als mit dem Optimieransatz ermöglichen.

Das entwickelte Modell CLaIr stellt ein flexibles Instrument für die techno-ökonomische Analyse von Emissionsminderungsstrategien dar, das es erlaubt, zwischen dem ordnungspolitischen und dem umweltökonomischen Ansatz zu variieren als auch beide zu kombinieren, und die Wirksamkeit verschiedener Vorgehensweisen im direkten Vergleich zu evaluieren. Es kann darüber hinaus zur ex ante Bestimmung der erforderlichen Abgabenhöhe zur Einhaltung eines gegebenen Endemissionswertes eingesetzt werden. Damit kann CLaIr als vielfältiges strategisches Planungsinstrument eingesetzt werden und ist für die politische Entscheidungsunterstützung zur Umsetzung von Luftreinhaltestrategien geeignet. Mit der Möglichkeit der Erstellung von Kostenfunktionswerten besteht darüber hinaus die Möglichkeit, die Modellergebnisse als Eingangsdaten für den Integrated-Assessment-Ansatz im Rahmen internationaler Vereinbarungen zur Luftreinhaltung zu nutzen. Um dem hierbei geforderten Detaillierungsgrad zu entsprechen, ist die Systematik für die techno-ökonomische Beschreibung der Prozesse und Technologien bewusst an dem Modell ARGUS-VOC orientiert, welchem derzeit die detaillierteste Darstellung industrieller Prozesse zugrunde liegt.

Das Modell bietet weiterhin umfangreiche Auswerte- und Dokumentationsmöglichkeiten sowie eine detailliert Nachvollziehbarkeit der Modellergebnisse, da sämtliche Entwicklungsprozesse bis auf Ebene der Einzelanlagen aus den verschiedenen Inbetriebnahmeh Jahren in jedem Zeitschritt gespeichert werden und somit nachvollzogen werden können. Für einzelne Auswertungen kann die Modifizierung von Eingangsdaten temporär

vorgenommen werden und auch eine Veränderung des Betrachtungszeitraums ist problemlos möglich. Modellanpassungen wie z. B. die Berücksichtigung von Preissteigerungen können entweder über eine einfache zeitliche Funktion (analog zur Nachfrage) oder über die Vorgabe einer entsprechenden Zeitreihe erfolgen. Eine Erweiterung um zusätzliche Referenzanlagen oder Technologien stellt sich als ebenso wenig aufwändig dar wie die Einführung von Verzögerungsgliedern, mit denen z. B. Verzögerungen in der Informationsweitergabe (so ist die Emissionsbilanz eines Landes in der Regel frühestens im Jahr darauf für die Politik verfügbar) berücksichtigt werden können.

Durch die hohe Flexibilität kann das Modell CLaIr ebenfalls auf andere Sektoren übertragen oder um diese erweitert werden, sofern die benötigten Eingangsdaten in der erforderlichen Struktur und Genauigkeit zur Verfügung stehen. Ansonsten ist der Aufwand zur Generierung der erforderlichen Eingangsdaten gegenüber der reinen Modellanpassung um ein Vielfaches höher, so dass sich primär die Datenverfügbarkeit limitierend auf eine Ausweitung des Modells auswirkt.

Für das bestehende Modell sind weiterhin zahlreiche methodische Erweiterungen wie z. B. die Berücksichtigung des technischen Fortschritts denkbar, der auf sehr einfache Weise über eine zeitliche Darstellung der Verfügbarkeit der Maßnahmen implementiert werden kann. Weiterhin werden in der vorliegenden Arbeit lediglich die Emissionen eines einzelnen Schadstoffs berücksichtigt. Durch die Hinterlegung schadstoffspezifischer Emissionsfaktoren, Minderungseffizienzen und Kosten für die Maßnahmenkombinationen ist die simultane Betrachtung mehrerer Schadstoffe möglich, womit die Wechselwirkungen der Minderungsmaßnahmen auf andere Luftschadstoffe berücksichtigt werden können. Allerdings ist zu beachten, dass mit der hierzu notwendigen Erfassung zusätzlicher Minderungsmaßnahmen und den dann insgesamt möglichen Maßnahmenkombinationen mit Emissionsfaktoren und Kosten für alle betrachteten Schadstoffe die Komplexität des Modells entsprechend zunimmt, was wiederum die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse erschwert.

Eine mögliche Erweiterung ganz anderer Art stellt die Berücksichtigung mikro- und makroökonomischer Rückkopplungen dar. So könnte z. B. eine Verteuerung der Produktionsgüter durch den Einsatz der Minderungsmaßnahmen angenommen werden, die über eine Preiselastizitätsfunktion wiederum eine Verringerung der Nachfrage bewirkt, was sich letztlich wieder auf die Emissionen auswirkt.

Als letztes Beispiel einer möglichen Erweiterung sei auf die Maßnahmenauswahl hingewiesen, die auf der Basis einer deterministischen, streng rationalen Entscheidungsregel vorgenommen wird. Eine derartige rein auf ökonomischen Kriterien beruhende Entscheidung ist jedoch in der Praxis aus den verschiedensten Gründen (technische Einschränkungen, mangelnde Information...) eher selten der Fall, was über entsprechende Einflussfaktoren abgebildet werden kann.

## VI. Zusammenfassung

Sowohl für flüchtige organische Verbindungen als auch für die „klassischen“ Luftschadstoffe Schwefeloxide und Stickoxide stellen die industriellen Sektoren eine wichtige Quellgruppe dar. Die genannten Schadstoffe sind Gegenstand mehrerer internationaler Übereinkommen zur Luftreinhaltung, in denen für die beteiligten Länder zu erreichende nationale Emissionshöchstmengen festgelegt wurden. Bei der Bestimmung und Umsetzung dieser Emissionshöchstgrenzen sind die emissionsrelevanten Industriezweige daher entsprechend zu berücksichtigen.

Die techno-ökonomischen Analyse der Umsetzung von Luftreinhaltestrategien in der Industrie erfordert aufgrund der Komplexität der Sektoren und der Vielzahl der zu betrachtenden Quellen den Einsatz eines geeigneten Instrumentariums, das eine disaggregierte technologieorientierte Abbildung der emissionsverursachenden Prozesse und geeigneter Emissionsminderungstechnologien erlaubt. Bei den bislang im Kontext internationaler Luftreinhaltvereinbarungen eingesetzten Optimiermodellen werden die emissionsrelevanten Industriesektoren oft auf hoch aggregierte Weise dargestellt, so dass eine fundierte Analyse industrieller Emissionsminderungsmaßnahmen nur eingeschränkt möglich ist. Methodisch liegt den Optimiermodellen die Zielstellung zu Grunde, die zur Einhaltung einer Emissionshöchstgrenze erforderlichen Minderungsmaßnahmen so einzusetzen, dass die systemweiten und über den gesamten Betrachtungszeitraum anfallenden Gesamtausgaben der Emissionsminderung minimiert werden. Mit dieser Zielfunktion wird jedoch die einzelbetrieblich kostenminimale Investitionsentscheidung ignoriert, die jeweils von den spezifischen äußeren Rahmenbedingungen zum Zeitpunkt der Investition abhängt.

Die Auswertung alternativer methodischer Ansätze ergibt, dass diese zu einem Großteil nicht oder nur sehr bedingt für die techno-ökonomischen Analyse von Luftreinhaltestrategien einsetzbar sind. Unter Berücksichtigung der erforderlichen technologiespezifischen Darstellung sowie der auf Ebene der Einzelanlage zu fallenden Investitionsentscheidung wird daher der systemdynamische Ansatz als geeignete Methodik für die Umsetzung eines alternativen Modellansatzes ausgewählt.

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Modell CLaIr stellt einen alternativen Modellansatz zu den bestehenden Optimiermodellen dar, bei dem die Zielsetzung der Kostenminimierung von der systemübergreifenden auf die einzelbetriebliche Ebene verlagert wird. Die erforderliche techno-ökonomische Abbildung der einzelnen emissionsrelevanten Industriesektoren sowie der jeweils verfügbaren Minderungstechniken wird über einen Bottom-up-Ansatz realisiert, wobei der in CLaIr umgesetzte Detaillierungsgrad den Anforderungen des Integrated-Assessment-Ansatzes entspricht. Zusätzlich wird im Modell CLaIr das Inbetriebnahmejahr der Anlagen berücksichtigt, da das jeweilige Anla-

genalter einen wichtigen Parameter zur ökonomischen Bewertung eines Maßnahmen-einsatzes darstellt.

Mit der systemdynamischen Betrachtungsweise wird eine geforderte Emissionshöchstgrenze nicht wie bei den Optimiermodellen punktgenau durch die kostenminimale Allokation von Minderungsmaßnahmen eingehalten, sondern es muss zunächst ein Bezug zwischen der Emissionshöchstgrenze und der betrieblichen Investitionsentscheidung hergestellt werden. Als mögliche umweltpolitische Instrumente zur Umsetzung einer erforderlichen Emissionsminderung werden die Verschärfung der anlagenbezogenen Emissionsgrenzwerte sowie die Erhebung einer Emissionsabgabe berücksichtigt. Das Modell berechnet dann die Ausgaben, die aus dem durch die Umsetzungsstrategie veranlassten Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen resultieren. Damit ergeben sich die Gesamtausgaben als Summe der ausgabenminimalen betrieblichen Einzelentscheidungen unter den jeweiligen spezifischen Randbedingungen zum Zeitpunkt des Maßnahmeneinsatzes.

Anhand einer Beispielanwendung für den Sektor Holzlackierung wird der Einsatz der genannten Instrumente in einem Industriesektor veranschaulicht. Die Ergebnisse zeigen, dass der ordnungsrechtliche und der umweltökonomische Ansatz für sich genommen als auch in Kombination in der Lage sind, über die Beeinflussung des einzelbetrieblichen Entscheidungsprozesses eine signifikante Emissionsreduktion herbeizuführen. Bei der kombinierten Anwendung der Instrumente wird darüber hinaus der zusätzliche Minderungseffekt einer neben einem bestehenden Emissionsgrenzwert erhobenen Emissionsabgabe deutlich. Das für eine Emissionsabgabe zur Halbierung der Ausgangsemissionen ermittelte Ergebnis ist mit 3.900 Euro/t VOC Emissionen realistisch. Die Sensitivitätsanalyse des Einflusses der Emissionsabgabe zeigt aber auch, dass ein großer Bereich existiert, für den aufgrund der limitierten im Sektor vorhandenen Möglichkeiten auch eine deutliche Erhöhung der Abgabe keine nennenswerte weitere Emissionsreduktion bewirkt.

Daneben wird der Einfluss mehrerer ausgewählter Parameter auf die Emissionsentwicklung und die Gesamtausgaben untersucht. Dabei bleibt der mit der Modellkonzeption formulierte Regelkreislauf zur Grenzwertanpassung auch unter extremen Nachfrageentwicklungen wirkungsvoll. So wird selbst bei einer um insgesamt das Fünffache schwankenden Nachfrage unter allen Umständen eine signifikante Emissionsreduktion erzielt, wobei in über der Hälfte der Fälle eine Einhaltung der geforderten Emissionshöchstgrenze möglich ist. Der Einfluss der zur Kapitalwertbildung im Rahmen der Maßnahmenauswahl verwendeten Diskontierungsrate ist in dem untersuchten Beispielsektor bis zu einer Höhe von 20 %/a vernachlässigbar und wirkt sich nicht auf die Emissionen aus. Die bei der Bestimmung der Gesamtausgaben erfolgende Diskontierung der periodenbezogenen Ausgaben führt jedoch bei einem Diskontierungssatz von 10 %/a bereits zu einer Verringerung der Gesamtausgaben um mehr als 50 %. Die ebenfalls untersuchte

Verkürzung der Übergangsfrist für Altanlagen von neun auf drei Jahre führt für den Beispielsektor lediglich zu einer zehnpromzentigen Zunahme der Gesamtausgaben.

Mit dem Modell ist es weiterhin möglich, über eine Variation der zulässigen Emissionshöchstgrenze Kostenfunktionswerte zu erzeugen. Auch diese entsprechen bei Zugrundelegung der systemdynamischen Sichtweise den minimalen Gesamtausgaben, zu denen ein gegebener Emissionswert im Zieljahr erreicht werden kann. Da die Ausgabenminimierung in diesem Fall jedoch auf der einzelbetrieblichen Entscheidung beruht und nicht auf einer systemübergreifenden Gesamtoptimierung, wird zur Verdeutlichung dieses Sachverhaltes der Begriff systemdynamische Kostenfunktionswerte gewählt. Die für den Beispielsektor Holzlackierung ermittelten systemdynamischen Kostenfunktionswerte betragen für vergleichbare Endemissionen das Zwei- bis Dreifache der mit einem Optimierungsansatz ermittelten Gesamtausgaben und weisen damit eine plausible Höhe auf. Dabei erscheint die Vermutung gerechtfertigt, dass der systemdynamische Ansatz die realen Verhältnisse der Emissionsminderung in einem Sektor besser annähert als die mit einer Gesamtoptimierung erzielten Ergebnisse.

Für die Darstellung der eingesetzten Prozesse und Technologien wurde bewusst auf die derzeit differenzierteste verfügbare Systematik zurückgegriffen, um den Anforderungen des Integrated-Assessment-Ansatzes zu genügen. Damit können die erzeugten systemdynamischen Kostenfunktionswerte als Eingangsdaten für den Integrated-Assessment-Ansatz genutzt werden. Mit dem im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Modell CLaIr steht damit ein alternativer, systemdynamischer Ansatz zur techno-ökonomischen Bewertung internationaler Luftreinhaltestrategien in Industriesektoren zur Verfügung.



## Literaturverzeichnis

### **21. BImSchV 1992**

Einundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: 21. BImSchV - Verordnung zur Begrenzung der Kohlenwasserstoffemissionen bei der Betankung von Kraftfahrzeugen; 1992

### **Agnew et al. 1979**

Agnew, M.; Schrattenholzer, L.; Voss, A.: A Model for Energy Supply Systems Alternatives and their General Environmental Impact. - Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), 1979

### **Alcamo et. al 1990**

Alcamo, J.; Shaw, R.; Hordijk, L. (Hrsg.): The Rains Model of Acidification: Science and Strategies in Europe. - Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 1990

### **Altman et al. 1994**

Altman, A.; Amann, M.; Klaassen, G.; Ruszczynski, A.; Schöpp, W.: Cost-effective sulphur emission reduction under uncertainty. European Journal of Operational Research (Nr. 90), 1994 (S. 395 - 412)

### **Amann et al. 2004**

Amann, M.; Cofala, J.; Chris Heyes C.; Zbigniew Klimont Z.; Reinhard Mechler R.; Max Posch M.; Wolfgang Schöpp W.: The RAINS model: Documentation of the model approach prepared for the RAINS peer review 2004. - Laxenburg: 2004

### **BImSchG 2002**

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge: BImSchG - Bundes-Immissionsschutzgesetz; 2002

### **Böhringer 1999**

Böhringer, Christoph: Die Kosten von Klimaschutz: Eine Interpretationshilfe für die mit quantitativen Wirtschaftsmodellen ermittelten Kostenschätzungen. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (Band 22, Heft 3), 1999 (369-384)

### **Bundesbank 2005**

Deutsche Bundesbank (Hrsg.): Monatsbericht Dezember 2005. - Frankfurt am Main: Selbstverlag der Deutschen Bundesbank, 2005

### **CLRTAP 1979**

1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; 1979

### **Dreher 2002**

Dreher, Marion: Nationales System Emissionen. - (Vortrag beim Auftakt-Workshop "Erstellung einer Datenbasis für Treibhausgas-Emissionsfaktoren für Deutschland") Berlin: 17.09.2002

**Enzensberger 2003**

Enzensberger, Norbert: Entwicklung und Anwendung eines Strom- und Zertifikatmarktmodells für den europäischen Energiesektor. - (Fortschritt-Berichte/VDI: Reihe 16, Technik und Wirtschaft; Nr. 159) Düsseldorf: VDI-Verl., 2003

**Eurostat 2006**

Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften (Eurostat; Hrsg.): Statistische Daten zu Industrie, Handel und Dienstleistungen. - <http://epp.eurostat.cec.eu.int/>, 22.01.2006

**Felbermayer et al. 2002**

Felbermayer, W.; Rentz, O.; Wenzel, S.; Geldermann, J.; Joas, R.; Schott, R.; Prechtel, F.; Mitterwallner, R.: Vorschlag für einen Maßnahmenplan zur Reduktion der Emissionen der Ozon-Vorläufersubstanzen NO<sub>x</sub> und VOC in Österreich bis 2010. - (Projekt im Auftrag des österreichischen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) Jenbach, München, Wien, Karlsruhe: 2002

**Fichtner et al. 1997**

Fichtner, W.; Wietschel, M.; Ardone, A.; Lüth, O.; Schöttle, H.; Rentz, O.: Der Einsatz der PERSEUS-Modelle zur Entscheidungsunterstützung bei umweltpolitischen Fragestellungen. In: Geiger, W.; Jaeschke, A.; Rentz, O.; Simon, E.; Spengler, T.; Zilliox, L.; Zundel, T. (Hrsg.): Umweltinformatik 1997 - 11. Internationales Symposium der Gesellschaft für Informatik, Straßburg 1997. - (Umweltinformatik aktuell, Band 15) Marburg: Metropolis-Verlag, 1997

**Fishbone und Abilok 1981**

Fishbone, L. G.; Abilok, H.: Markal, A linear-programming Modell for Energy System Analysis - Technical Description of the BNL Version. International Journal of Energy Research, 1981 (353-375)

**Forrester 1961**

Forrester, Jay W.: Industrial Dynamics. - New York, London: The M.I.T. Press / John Wiley & Sons, Inc., 1998

**Holtmann 1997**

Holtmann, Thomas: Entwicklung eines Instrumentariums zur Emissionsprojektion auf der Basis des Emissionsfaktoransatzes. - (Europäische Hochschulschriften: Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft; Bd. 2161) Frankfurt am Main, Berlin, Bern, New York, Paris, Wien: Lang, 1997

**IIASA 2005**

International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) (Hrsg.): RAINS WEB - Internet Version des RAINS Modells. - <http://www.iiasa.ac.at/web-apps/tap/RainsWeb/RainsServlet1>, 13.07.2005

**Johansson 2000**

Johansson, Matti (Hrsg.): Integrated Environmental Assessment Modelling: Coupling of CO-RINAIR Data to Cost-effective Emission Reduction Strategies Based on Critical Thresholds. - (Final Report of the EU/LIFE Project LIFE97/ENV/FIN/336) Helsinki: 2000

**Klimont et al. 2000**

Klimont, Z.; Amann, M.; Cofala, J.: Estimating Costs for Controlling Emissions of Volatile Organic Compounds (VOC) from Stationary Sources in Europe. - (IIASA Interim Report IR-00-51) Laxenburg: 2000

**Klimont et al. 2002**

Klimont, Z.; Cofala, J.; Bertok, I.; Amann, M.; Heyes, C.; Gyarmas, F.: Modellierung von Feinstaubemissionen in Europa: Entwicklung eines Technologie- und Kosten-Moduls für Staubemissionen im Rahmen des Integrated Assessment Modelling zur Unterstützung europäischer Luftreinhaltestrategien. - (Forschungsbericht 299 43 249 im Auftrag des Umweltbundesamtes) Laxenburg: 2002

**Koch et al. 2003**

Koch, M.; Harnisch, J.; Blok, K.: Systematische Analyse der Eigenschaft von Energiemodellen im Hinblick auf ihre Eignung für möglichst praktische Politik-Beratung zur Fortentwicklung der Klimaschutzstrategie. - (Forschungsvorhaben 299 97 311 im Auftrag des Umweltbundesamtes) Köln: 2003

**Laforsch 1999**

Laforsch, Matthias: Kosten der Luftreinhaltung: ein Ansatz zur Erstellung von Kostenfunktionen für die Emissionsminderung zur Unterstützung internationaler umweltpolitischer Verhandlungen. - (Europäische Hochschulschriften: Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft; Bd. 2507) Frankfurt am Main, Berlin, Bern, Bruxelles, New York, Wien: Lang, 1999

**Lambrecht et al. 2006**

Lambrecht, U.; Dünnebeil, F.; Reis, S.; Theloke, J.; Pregger, T.; Jörß, W.; Handke, V.; Wenzel, S.; Calaminus, B.: Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie. - (Forschungsvorhaben 205 42 221 im Auftrag des Umweltbundesamtes) Heidelberg, Stuttgart, Berlin, Karlsruhe: 2006

**Levy 1995**

Levy, Marc A.: International Co-operation to Combat Acid Rain. In: : Green Globe Yearbook of International Co-operation on Environment and Development 1995. - Oxford: Oxford University Press, 1995

**Makowski 2000**

Makowski, Marek: Modeling paradigms applied to the analysis of European air quality. European Journal of Operational Research (Nr. 122), 2000 (S. 219 - 241)

**Nilsson 1986**

Nilsson, Jan: Critical Loads for Sulphur and Nitrogen: Report from a Nordic Working Group. - Solna: National Swedish Environment Protection Board, 1986

**NIST 2006**

National Institute of Standards and Technology (NIST); SEMATECH: e-Handbook of Statistical Methods. - <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>, 03.02.2006

**Nunge 2001**

Nunge, Sandrine: Der Referenzanlagenansatz zur Ableitung von Luftreinhaltestrategien: ein Ansatz zur techno-ökonomischen Charakterisierung von Emissionsminderungsmaßnahmen. - (Fortschritt-Berichte VDI: Reihe 15, Umwelttechnik; Nr. 234) Düsseldorf: VDI-Verl., 2001

**Odén 1968**

Odén, Svante: The Acidification of Air and Precipitation and its Consequences in the Natural Environment. Ecology Committee Bulletin Number 1 (Swedish National Science Research Council), 1968

**Pätzold und Mussel 1996**

Pätzold, Jürgen; Mussel, Gerhard: Umweltpolitik. - Sternenfels, Berlin: Verl. Wissenschaft & Praxis, 1996

**Plinke et al.**

Plinke, E.; Kämpf, K.; Schulz, J.; Meckel, H.: Erfassung von Stoffströmen aus naturwissenschaftlicher und wirtschaftlicher Sicht zur Schaffung einer Datenbasis für die Entwicklung eines Stoffstrommanagements. - (Studie für die Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages) Basel: 1993

**Protocol Aarhus 1998**

Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Heavy Metals; 1998

**Protokoll Genf 1991**

Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution concerning the Control of Emissions of Volatile Organic Compounds or their Transboundary Fluxes; 1991

**Protokoll Gothenburg 1999**

Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone; 1999

**Protokoll Helsinki 1985**

Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on the Reduction of Sulphur Emissions or their Transboundary Fluxes by at least 30 per cent; 1985

**Protokoll Oslo 1994**

Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions; 1994

**Protokoll Sofia 1988**

Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution concerning the Control of Emissions of Nitrogen Oxides or their Transboundary Fluxes; 1988

**Reichelt 1978**

Reichelt, Claus: Rechnerische Ermittlung der Kenngrößen der Weibull-Verteilung. - (Fortschrittsberichte der VDI-Zeitschriften; Nr. 56) Düsseldorf: VDI-Verlag, 1978

**Reis et al. 2001**

Reis, S.; Friedrich, R.; Simpson, D.: Cost-Benefit Assessment in a Multi-Pollutant Multi-Effect Framework For Air Pollution Control in Europe. In: ERP European Environment Conference 2001, Proceedings. - London: 2001

**Reischle 2005**

Reischle, Julian: Geld & Geldpolitik. - Gelsenkirchen-Buer: Verl. Th. Mann, 2005

**ReliaSoft 2006**

ReliaSoft Publishing: Life Data Analysis Reference. - <http://www.weibull.com/lifedatawebcontents.htm>, 17.02.2006

**Remme et al. 2002**

Remme, U.; Goldstein, G.A.; Schellmann, U.; Schlenzig, C.: MESAP/TIMES - Advanced Decision Support for Energy and Environmental Planning. In: Chamoni, P.; Leisten, R.; Martin, A.; Minnemann, J.; Stadler, H. (Hrsg.): Operations research proceedings 2001: selected papers of the International Conference on Operations Research (OR 2001), 03-05 September 2001. - Berlin, New York, Heidelberg: Springer, 2002

**Rentz 1979**

Rentz, Otto: Techno-Ökonomie betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen. - (Technological economics; Bd. 4) Berlin: E. Schmidt, 1979

**Rentz et al. 1992**

Rentz, O.; Haasis, H. D.; Jattke, A.; Russ, P.; Wietschel, M.: Impacts of energy supply structure on national emission reduction potentials and emission reduction cost. - (Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes) Karlsruhe: 1992

**Rentz et al. 1998**

Rentz, O.; Laforsch, M.; Holtmann, T.; Nunge, S.; Zundel, T.; Avci, N.: Technologien, Maßnahmen und Kosten der Vermeidung von VOC-Emissionen als Basis für Integrated Assessment Modelle im Rahmen der UN/ECE. - (Forschungsvorhaben 104 04 353 im Auftrag des Umweltbundesamtes) Karlsruhe: 1998

**Rentz et al. 1998a**

Rentz, O.; Wietschel, M.; Disson, R.; Schöttle, H.; Ardone, A.; Fichtner, W.; Göbelt, M.: Evaluation von Eingangsdaten und Methodik des RAINS-Modells zur Bestimmung der Emissionsminderungspotentiale und -kosten für SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen. - (Forschungsvorhaben 104 02 828 im Auftrag des Umweltbundesamtes) Karlsruhe: 1998

**Rentz et al. 1999**

Rentz, O.; Avci, N.; Holtmann, T.; Laforsch, M.; Nunge, S.; Zundel, T.; Bouscaren, R.; Allemand, N.: Elaboration de fonctions de coûts pour la réduction des émissions de composés organiques volatils pour la France. - (Projekt im Auftrag der Agence gouvernementale De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) Karlsruhe, Paris: 1999

**Rentz et al. 1999a**

Rentz, O.; Nunge, S.; Laforsch, M.; Holtmann, T.: Technical Background Document for the Actualisation and Assessment of UN/ECE Protocols related to the Abatement of the transboundary Transport of Volatile Organic Compounds from Stationary Sources. Report of the Task Force on the Assessment of Abatement Options/Techniques for Volatile Organic Compounds from Stationary Sources. - (Forschungsvorhaben 296 94 828 im Auftrag des Umweltbundesamtes und des BMU) Karlsruhe: 1999

**Rentz et al. 1999b**

Rentz, O.; Nunge, S.; Laforsch, M.; Holtmann, T.: Technical Background Document for the Actualisation and Assessment of UN/ECE Protocols related to the Abatement of the transboundary Transport of Nitrogen Oxides from Stationary Sources. Report of the Task Force on the Assessment of Abatement Options/Techniques for Nitrogen Oxides from Stationary Sources. - (Forschungsvorhaben 296 94 828 im Auftrag des Umweltbundesamtes und des BMU) Karlsruhe: 1999

**Rentz et al. 2000**

Rentz, O.; Allemand, N.; Bouscaren, R.; Avci, N.; Zundel, T.: Impact économique de la Directive Européenne sur la limitation des émissions de COV en provenance de l'utilisation des solvants en France. - (Projekt im Auftrag der Agence gouvernementale De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) Karlsruhe, Paris: 2000

**Rentz et al. 2000a**

Rentz, O.; Allemand, N.; Bouscaren, R.; Avci, N.; Zundel, T.: Stratégie de réduction supplémentaires des émissions de COV en provenance de l'usage des solvants au niveau régional. - (Projekt im Auftrag der Agence gouvernementale De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) Karlsruhe, Paris: 2000

**RL 1999/13/EG**

Richtlinie 1999/13/EG des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen; 2001

**RL 2001/81/EG**

Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe; 2001

**Schaumann und Schweicke 1995**

Schaumann, P.; Schweicke, O.: Entwicklung eines Computermodells mit linearer Optimierung zur Abbildung eines regionalisierten Energiesystems am Beispiel Gesamtdeutschlands. - (Wissenschaftliche Berichte der Hochschule für Technik, Wirtschaft und Sozialwesen (FH) Zittau/Görlitz, Nr. 1481, Heft 39) Zittau: 1995

**Schröder 1991**

Schröder, Michael: Die volkswirtschaftlichen Kosten von Umweltpolitik: Kosten-Wirksamkeitsanalysen mit einem angewandten Gleichgewichtsmodell. - Heidelberg: Physica-Verl., 1991

**Shih et al. 1998**

Shih, J.-S.; Russell, A. G.; McRae, G. J.: An optimization model for photochemical air pollution control. European Journal of Operational Research (Nr. 106), 1998 (S. 1 - 14)

**Smith et al. 1996**

Smith, S. T.; Cottingham, C. B. A.; Derwent, R. G.: Three Different Approaches to the Calculation of Cost Functions. In: Proceedings of the UNECE Workshop on VOC Abatement Options and their Costs for Use in Integrated Assessment Modelling. - Karlsruhe: 1996

**Statistisches Bundesamt 2005**

Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Beschäftigte, Umsatz und Investitionen der Unternehmen und Betriebe des Verarbeitenden Gewerbes sowie des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden. - (Fachserie 4 / Reihe 4.2.1) Wiesbaden: 2005

**Strohhecker 1998**

Strohhecker, Jürgen: System- und objektorientierte Simulation betriebswirtschaftlicher Entscheidungen. - (Abhandlungen aus dem Industrieseminar der Universität Mannheim; H. 53) Berlin: Duncker und Humblot, 1998

**TA Luft 2002**

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz: TA Luft - Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft; 2002

**Tarrasón et al. 2001**

Tarrasón, L.; Simpson, D.; Amann, M.; Cofala, J.; Friedrich, R.; Reis, S.: RAINS and MERLIN: two approaches to explore optimized emission control strategies. In: Det Norske Meteorologiske Institutt (Hrsg.): Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe - EMEP summary report 2. - (Research Report No. 124) Oslo: EMEP, 2001

**TFEIP 2003**

UNECE/EMEP Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2003. - (Technical report No 30) Copenhagen: European Environment Agency (EEA), 2003

**Tietze-Stöckinger 2005**

Tietze-Stöckinger, Ingela: Kosteneinsparpotenziale durch Erweiterung von betrieblichen Systemgrenzen. Dargestellt an Beispielen von Kooperationsen aus den Bereichen Energieversorgung und Abfallentsorgung. - Karlsruhe: Universitätsverlag Karlsruhe, 2005

**van der Voort et al. 1984**

van der Voort, E.; Donni, E.; Thonet, C.; Bois D'Enghien, E.; Dechamps, C.; Guilmot, J.F.: EFOM-12C Mark 1, Energy Supply Modelling Package, Mathematical Description / User's Guide. - : 1984

**van Oostvoorn et al. 1991**

van Oostvoorn, F.; van den Broek, M.; van Harmelen, T.; van Arkel, W.: The EC Energy and Environmental Model EFOM-ENV/GAMS. - Petten: 1991

**VDI 1993**

VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): Instrumente zur Minderung energiebedingter Klimagasemissionen - IKARUS. - Düsseldorf: VDI-Verl., 1993

**VDI 2001**

Verein Deutscher Ingenieure (VDI; Hrsg.): VDI-Richtlinie 3800: Ermittlung der Aufwendungen für Maßnahmen zum betrieblichen Umweltschutz. - Berlin: Beuth Verlag, 2001

**Ventana 2003**

Ventana Systems Inc.: Vensim 5 Modeling Guide. - Harvard: 2003

**Ventana 2003a**

Ventana Systems Inc.: Vensim 5 Reference Manual. - Harvard: 2003

**Vestreng und Klein 2002**

Vestreng, Vigdis; Klein, Heiko: Emission data reported to UNECE/EMEP: Quality Assurance and Trend Analysis & Presentation of WebDab.. - (EMEP/MSW-W Note 1/02) Oslo: 2002

**VOCV 1997**

Verordnung über die Lenkungsabgabe auf flüchtigen organischen Verbindungen (VOCV); 1997

## Anhang: Die Eingangsdaten für den Sektor Holzlackierung

Der Anhang enthält zusammengefasst die für den Sektor Holzlackierung in [Rentz et al. 1998] beschriebenen techno-ökonomischen Daten, die für die Beispielanwendung verwendet wurden. Die Bezeichnung der Referenzanlagen und Maßnahmenkombinationen wurde dabei entsprechend der in dieser Arbeit verwendeten Nomenklatur angepasst. Für die Herleitung der Daten wird auf die Originalquelle verwiesen.

### A.1 Sector Characterisation

This sector covers coating processes of wood, but does not include activities of the sectors 'preservation of wood' (SNAP 06 04 06), 'construction and buildings' (SNAP 06 01 03), or 'domestic use' (SNAP 06 01 04).

The industrial coating of wood represents about 10 % of the total coating consumption, and is herewith an important economic sector in the European Union. Here, the wood coating activities are dominated by furniture production with 70 - 80 %. VOC-emissions occur during mixing, preparation and application of the coatings, as well as during cleaning operations and curing/drying steps.

**Tabelle A.1:** SNAP Code

<b>SNAP Code</b>	<b>SNAP Bezeichnung</b>
<b>06</b>	<b>Solvent and Other Product Use</b>
06 01	Paint Application
06 01 07	Wood Coating

## A.2 Sector Structure

**Tabelle A.2:** Reference installations

Reference installation code	Description
R 1	Small Reference Installation: wood surface to be coated 65 000 m <sup>2</sup> /a. High solvent coating systems (65 wt.-% solvent content), conventional application process (spray application technique)
R 2	Medium Reference Installation: wood surface to be coated 300 000 m <sup>2</sup> /a. High solvent coating systems (65 wt.-% solvent content), conventional application process (spray application technique)
R 3	Large Reference Installation: wood surface to be coated 4 000 000 m <sup>2</sup> /a. High solvent coating systems (65 wt.-% solvent content), conventional application process (spray application technique)

**Tabelle A.3:** Primary measures

Primary measure code	Description
PM 0	No primary measure
PM 1	High solvent coating systems (65 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping
PM 2	Medium solvent coating systems (20 % solvent content, high-solid coatings) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping
PM 3	Low solvent coating systems (5 % solvent content) and application process improvement (airless, electrostatic, roller coating, curtain coating, dipping) and good housekeeping

**Tabelle A.4:** Secondary measures

Secondary measure code	Description
SM 0	No secondary measure
SM 1	End-of-pipe, destructive (thermal incineration, etc.)
SM 2	End-of-pipe, with solvent recovery (regenerative carbon adsorption)

### A.3 Sector Data

**Tabelle A.5:** Emission factors, investments, operating costs, and abatement efficiencies for relevant combinations

Combination Code	Abatement Efficiency [%]	Emission Factor for NMVOC [g/m <sup>2</sup> wood coated]	Investment [Euro]	Operating Costs [Euro/a]	Life Time	Comments <sup>71</sup>
Small Reference Installation R 1						
R 1 Mk 0 0	0 %	100,0	0	0	20	
R 1 Mk 0 1	75 %	25,0	262.000	28.600	20	
R 1 Mk 0 2	75 %	25,0	266.000	19.000	20	
R 1 Mk 1 0	49 %	51,2	50.000	0	20	
R 1 Mk 1 1	87 %	12,8	275.000	21.200	20	
R 1 Mk 1 2	87 %	12,8	250.000	14.600	20	
R 1 Mk 2 0	84 %	15,7	50.000	4.200	20	
R 1 Mk 2 1	96 %	3,9	227.000	18.800	20	
R 1 Mk 3 0	97 %	3,2	50.000	4.200	20	max 40 % application
Medium Reference Installation R 2						
R 2 Mk 0 0	0 %	100,0	0	0	20	
R 2 Mk 0 1	75 %	25,0	373.000	74.400	20	
R 2 Mk 0 2	75 %	25,0	532.000	37.900	20	
R 2 Mk 1 0	49 %	51,2	100.000	0	20	
R 2 Mk 1 1	87 %	12,8	419.000	46.700	20	
R 2 Mk 1 2	87 %	12,8	493.000	27.700	20	
R 2 Mk 2 0	84 %	15,7	100.000	19.200	20	
R 2 Mk 2 1	96 %	3,9	345.000	44.000	20	
R 2 Mk 3 0	97 %	3,2	100.000	19.200	20	max 40 % application
Large Reference Installation R 3						
R 3 Mk 1 0	0 %	51,2	0	0	20	
R 3 Mk 1 1	75 %	12,8	490.000	374.000	20	
R 3 Mk 1 2	75 %	12,8	875.000	58.100	20	
R 3 Mk 2 0	69 %	15,7	0	260.000	20	
R 3 Mk 2 2	92 %	3,9	280.000	288.900	20	
R 3 Mk 3 0	93 %	3,2	0	260.000	20	max 40 % application

All cost data scaled onto 1995 level.

<sup>71</sup> Die angegebene Begrenzung der Anwendung der Maßnahme wurde im Rahmen der Beispielanwendung außer Betracht gelassen.

## A.4 Sectoral activities

**Tabelle A.6:** Activity Data

Year	Activity Data [m2 wood coated]	Comments
2000	1,500,000,000	Based on estimation given for 1991
2005	1,500,000,000	Based on estimation given for 1991
2010	1,500,000,000	Based on estimation given for 1991
2015	1,500,000,000	Based on estimation given for 1991

## A.5 Sector Structure

**Tabelle A.7:** Contribution of reference installation to sectoral activity [%]

Code	1995	2000	2005	2010	2015
R 1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1
R 2	9,9	9,9	9,9	9,9	9,9
R 3	84,0	84,0	84,0	84,0	84,0
Σ	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

## A.6 Implementation shares of emission reduction options

**Tabelle A.8:** Implementation shares of relevant options [%]

Combination Code	1995	2000	2005	2010	2015
Small Reference Installation R 1					
R 1 Mk 0 0	50				
R 1 Mk 0 1	15				
R 1 Mk 0 2	5				
R 1 Mk 1 0	20				
R 1 Mk 1 1	5				
R 1 Mk 1 2	5				
R 1 Mk 2 0	0				
R 1 Mk 2 1	0				
R 1 Mk 3 0	0	max. 10 <sup>72</sup>	max. 20	max. 30	max. 40
Medium Reference Installation R 2					
R 2 Mk 0 0	25				
R 2 Mk 0 1	20				
R 2 Mk 0 2	15				
R 2 Mk 1 0	15				
R 2 Mk 1 1	15				
R 2 Mk 1 2	10				
R 2 Mk 2 0	0				
R 2 Mk 2 1	0				
R 2 Mk 3 0	0	max. 10	max. 20	max. 30	max. 40
Large Reference Installation R 3					
R 3 Mk 1 0	5				
R 3 Mk 1 1	45				
R 3 Mk 1 2	30				
R 3 Mk 2 0	5				
R 3 Mk 2 2	15				
R 3 Mk 3 0	0	max. 10	max. 20	max. 30	max. 40

<sup>72</sup> Eine begrenzende Vorgabe der maximalen Einsetzbarkeit von Maßnahmen wurde in dem entwickelten Modell nicht berücksichtigt (siehe Fußnote 71). Die Geschwindigkeit, mit der die Maßnahmen ausgetauscht werden, ist jedoch in der Regel durch die altersbedingten Stilllegung der Anlagen limitiert, wodurch der Einsatz neuer Maßnahmen begrenzt wird. Diese Obergrenze für den Maßnahmenersatz entfällt allerdings bei der zwangsweisen Stilllegung von Anlagen.

## A.7 Age structure of emission reduction options

**Tabelle A.9:** Age classes for reduction options

Code	Age min [years]	Age max [years]
h1	1	4
h2	5	9
h3	10	14
h4	15	19
h5	20	24

**Tabelle A.10:** Implementation shares of relevant options in the base year by age classes [%]

Combination Code	h1	h2	h3	h4	h5	$\Sigma$
Mk 0 0	21	26	23	18	12	100
Mk 0 1	33	41	26	0	0	100
Mk 0 2	33	41	26	0	0	100
Mk 1 0	21	26	23	18	12	100
Mk 1 1	33	41	26	0	0	100
Mk 1 2	33	41	26	0	0	100
Mk 2 0	21	26	23	18	12	100
Mk 2 1	not implemented in base year					
Mk 2 2	33	41	26	0	0	100
Mk 3 0	not implemented in base year					



Die techno-ökonomische Analyse von Luftreinhaltestrategien in der Industrie erfolgt bislang mittels Optimiermodellen, mit denen eine gegebene Emissionshöchstgrenze eingehalten wird, indem Minderungsmaßnahmen unter der Zielfunktion der Minimierung der systemweiten und über den gesamten Betrachtungszeitraum anfallenden Gesamtkosten zugeordnet werden. Dabei bleibt jedoch die einzelbetriebliche Investitionsentscheidung unberücksichtigt.

Zielstellung der vorliegenden Arbeit ist daher die Entwicklung eines Modellansatzes, mit dem der erforderliche Einsatz von Minderungsmaßnahmen aufgrund der jeweiligen betriebsspezifischen Rahmenbedingungen und Kosten erfolgt.

Eine Emissionsminderung wird dann erreicht, indem umweltpolitische Instrumente angewendet werden, die sich entsprechend auf die betriebliche Investitionsentscheidung auswirken. Als Beispiele für den ordnungsrechtlichen und den umweltökonomischen Ansatz werden eine Verschärfung anlagenbezogener Emissionsgrenzwerte und die Erhebung einer Emissionsabgabe berücksichtigt.

Die Eigenschaften und Einsatzmöglichkeiten des entwickelten systemdynamischen Modells werden anhand eines Fallbeispiels für den Sektor Holzlackierung veranschaulicht und die resultierenden Kostenfunktionswerte mit den Ergebnissen eines Optimiermodells verglichen.