ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Kubsch, Sebastian

Working Paper

EU ETS und der Lieberman-Warner Climate Security Act: Effizienzunterschiede und Möglichkeiten transatlantischen Emissionshandels

Research Notes, No. 33

Provided in Cooperation with:
Deutsche Bank Research, Frankfurt am Main

Suggested Citation: Kubsch, Sebastian (2009) : EU ETS und der Lieberman-Warner Climate Security Act: Effizienzunterschiede und Möglichkeiten transatlantischen Emissionshandels, Research Notes, No. 33, Deutsche Bank Research, Frankfurt a. M.

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/40632

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

Research Notes 33

Working Paper Series

Deutsche Bank Research

EU ETS und der Lieberman-Warner Climate Security Act

Effizienzunterschiede und Linkage-Möglichkeiten

30. September 2009

EU legt vor – ETS ist nicht fehlerfrei, hat aber dennoch Vorreiterrolle inne. Der weltweite Klimawandel schreitet voran und vieles spricht dafür, dass die vom Menschen verursachten und in den letzten Jahrzehnten stetig steigenden Treibhausgasemissionen wesentlich dazu beitragen. Unabhängig davon, ob die verschiedenen Szenarien in der jeweils prognostizierten Weise eintreten oder nicht, hat das Thema Klimaschutz weltweit an Bedeutung gewonnen und ist spätestens mit der Implementierung des European Union Emissions Trading Scheme auf metastaatlicher Ebene verankert worden.

Die USA ziehen nach – US-System hätte leichte Effizienzvorteile gegenüber ETS. Auch die Vereinigten Staaten haben mit dem Lieberman-Warner Climate Security Act einen Gesetzentwurf auf den Weg gebracht, der inzwischen in Form des Waxman-Markey-Gesetzentwurfs weiterentwickelt worden ist und die Chance für eine Realisierung eines Emissionshandelssystems auf US-Bundesebene darstellt. Eine solche Umsetzung würde den USA eine neue Rolle in den weltweiten Bemühungen im Kampf gegen den Klimawandel geben.

Damit würden sich auch neue Möglichkeiten für die Verknüpfung der beiden Systeme eröffnen. Diese Arbeit geht auf die theoretische, wirtschaftliche Überlegenheit des Emissionsrechtehandels im Wettbewerb der umweltökonomischen Instrumente bezogen auf den Klimaschutz ein und verdeutlicht die Unterschiede zwischen den beiden Systemen in Europa und den USA, die hinsichtlich der ökonomischen Effizienz in ihrer jeweiligen Ausgestaltung bestehen. Auf dieser Basis wird auch eine Aussage darüber getroffen, inwieweit eine systemische Verknüpfung als Basis eines weltweiten Emissionshandels möglich ist und wo mögliche Ansatzpunkte entstehen könnten.

Sebastian Kubsch, Deutsche Bank Research, Frankfurt am Main

www.dbresearch.de

Editor
Dr. Klaus Deutsch
klaus.deutsch@db.com
Prof. Miranda Schreurs
Miranda.Schreurs@fu-berlin.de

Advisory Committee
Peter Cornelius
AlpInvest Partners

Prof. Soumitra Dutta
INSEAD

Prof. Michael Frenkel
WHU - Otto Beisheim School of Management

Prof. Helmut Reisen
OECD Development Centre

Prof. Norbert Walter
Deutsche Bank Research

Deutsche Bank Research
Frankfurt am Main
Deutschland
Internet:www.dbresearch.de
E-Mail marketing.dbr@db.com
Fax: +49 69 910-31877

DB Research Management
Norbert Walter

EU ETS und der Lieberman–Warner Climate Security Act

Effizienzunterschiede und Möglichkeiten transatlantischen Emissionshandels

Freie wissenschaftliche Arbeit
zur Erlangung des Grades eines Diplom-Volkswirts

Universität Potsdam

Wirtschafts- und Sozialwissenschaftliche Fakultät

Lehrstuhl für Finanzwissenschaft
Prof. Dr. Hans-Georg Petersen

eingereicht von
Sebastian Kubsch, M.A.
Sundgauer Str. 105 U
14169 Berlin
Matrikel-Nr. 721596

Potsdam, im Dezember 2008*

Anmerkung des Autors: Die Diplomarbeit wurde im Dezember 2008 fertig gestellt und für die Veröffentlichung als Research Note bei DB Research an einigen Stellen ergänzt bzw. geändert, um aktuellen Entwicklungen in der US-amerikanischen Klimagesetzgebung Rechnung zu tragen.

I. Inhaltsverzeichnis

I. Inhaltsverzeichnis I

II. Abkürzungsverzeichnis III

III. Abbildungsverzeichnis IV

IV. Tabellenverzeichnis IV

1 Einführung ..... - 1 -

1.1 Bedeutung des Themas ..... - 2 -

1.2 Vorgehensweise ..... - 3 -

2 Theoretische Überlegenheit des Emissionsrechtehandels ..... - 5 -

2.1 Der Handel mit Emissionsrechten ..... - 6 -

2.1.1 Grundlegende Funktionsweise ..... - 7 -

2.1.2 Anpassungsmöglichkeiten ..... - 9 -

2.2 Steuerliche Abgaben ..... - 15 -

2.2.1 Funktionsweise ..... - 16 -

2.2.2 Anwendungsbeispiele ..... - 18 -

2.3 Wirksamkeitsanalyse ..... - 19 -

2.3.1 Ökonomische Effizienz ..... - 19 -

2.3.2 Ökologische Effektivität ..... - 21 -

2.3.3 Zusammenfassung ..... - 23 -

3 Das EU Emissions Trading Scheme ..... - 23 -

3.1 Entstehung und Weiterentwicklung ..... - 24 -

3.2 Ausgestaltung des EU ETS ..... - 26 -

3.3 Kritik und Änderungsvorschläge ..... - 29 -

4 Der Lieberman-Warner Climate Security Act ..... - 32 -

4.1 Entstehung des CSA ..... - 34 -

4.2 Prozess der politischen Umsetzung ..... - 35 -

4.3 Ausgestaltung des CSA ..... - 37 -

4.4 Allgemeine Beurteilung ..... - 40 -

5 Effizienzvergleich der beiden Systeme ..... - 43 -

5.1 Schwerpunktsetzung ..... - 43 -

5.2 Analyse der einzelnen Effizienzkriterien ..... - 45 -

5.2.1 Erfassung der Emittenten und Emissionen ..... - 45 -

5.2.2 Primärallokation ..... - 46 -

5.2.3 Carbon Leakage ..... - 48 -

5.2.4 Borrowing ..... - 49 -

5.3 Folgerungen ..... - 49 -

6 Möglichkeiten der Verknüpfung ..... - 51 -

6.1 Umweltökonomische Bedeutung ..... - 52 -

6.2 Varianten und Kompatibilitätsvoraussetzungen ..... - 55 -

6.3 Beurteilung der Chancen für eine transatlantische Kooperation ..... - 58 -

7 Ausblick: Entwicklungen und Herausforderungen ..... - 61 -

8 Fazit ..... - 65 -

V. Anhang ..... - 68 -

VI. Literaturverzeichnis ..... - 69 -

II. Abkürzungsverzeichnis

BDI	Bundesverband der Deutschen Industrie
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Cap	Synonym für Emissionsobergrenze
CCS	Carbon Capture and Storage, Kohlenstoffabscheidung und -lagerung
CDM	Clean Development Mechanism
CO_2	Kohlenstoffdioxid
CSA	Lieberman-Warner Climate Security Act (Gesetzentwurf für US Emissionshandelssystem)
DEHST	Deutsche Emissionshandelsstelle
EEX	European Energy Exchange
EPA	Environmental Protection Agency (US-Umweltbehörde)
EU	Europäische Union
EUA	EU-Allowance (Berechtigung zur Emission einer Tonne CO_2)
EU ETS	European Union Emissions Trading Scheme (Europäisches Emissionshandelssystem)
GK	Grenzkosten
GN	Grenznutzen
GVK	Grenzvermeidungskosten
ICAP	International Carbon Action Partnership
JI	Joint Implementation
NAP	Nationaler Allokationsplan
OECD	Organisation for Economic Co-Operation and Development
ÖGK	Ökologische Grenzkosten
PIK	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
RGGI	Regional Greenhouse Gas Initiative
RL	Richtlinie
SGK	Soziale Grenzkosten
THG	Treibhausgas(e)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
WCI	Western Climate Initiative

III. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Sekundärhandel von Zertifikaten (Quelle: *BMU* [2008a], S. 8) .....- 8 -

Abbildung 2: Wirkung einer Pigou-Steuer (in Anlehnung an: *OECD* [2001], S. 21).....- 17 -

Abbildung 3: Statische Effizienz (in Anlehnung an: *Michaelis* [1996], S. 43) .....- 20 -

Abbildung 4: Ökologische Effektivität (in Anlehnung an: *Michaelis* [1996], S. 37).....- 22 -

Abbildung 5: Entwicklung des EU ETS (Quelle: eigene Darstellung) .....- 24 -

Abbildung 6: Preisentwicklung der EUA-Preise an der EEX (Quelle: www.eex.com) ...- 25 -

Abbildung 7: Cap-Ermittlung in EU ETS (in Anlehnung an: *BMU* [2006], S. 19) .....- 27 -

Abbildung 8: Abstimmungsergebnis CSA im US-Senat (Quelle: eigene Darstellung) ...- 35 -

Abbildung 9: Entwicklung des CSA Capniveaus (Quelle: eigene Darstellung).....- 38 -

Abbildung 10: Vergleich der Zertifikatspreise in 2012 (Quelle: eigene Darstellung)....- 53 -

Abbildung 11: Verknüpfungstypen (in Anlehnung an: *Jaffe & Stavins* [2007], S. 11) ...- 55 -

Abbildung 12: Vermeidungskosten Energiesektor (Quelle: *McKinsey* [2007], S. 32) ...- 68 -

Abbildung 13: Vermeidungskosten Industriesektor (Quelle: *McKinsey* [2007], S. 35) .- 68 -

IV. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich EU ETS vs. CSA (Quelle: eigene Darstellung) - 50 -

1 Einführung

„Bei zögerlichem Klimaschutz könnte die Schwelle zu unkontrollierbaren Folgen des Klimawandels überschritten werden.“[1] Dies ist eine von vielen Aussagen über den Fortschritt des Klimawandels und die Notwendigkeit staatlicher Eingriffe, um diesen aufzuhalten. Inwieweit der Klimawandel wirklich durch anthropogene Einflüsse hervorgerufen wird, kann derzeit nicht mit Sicherheit nachgewiesen werden. Jedoch bewirkt der vom Menschen intensivierte Ausstoß von Treibhausgasen (THG)[2] zumindest eine beschleunigte Erwärmung der Erdatmosphäre.[3] Aktuelle Studien gehen davon aus, dass die seit Beginn der Industrialisierung ausgestoßenen Treibhausgase, also die bisherigen Treibhausgas*immissionen*, ausreichen, um die Erdoberflächentemperatur um 2,4°C zu erwärmen, selbst wenn die zukünftigen Emissionen auf dem Niveau von 2005 fixiert würden.[4] Unabhängig davon, ob die verschiedenen Szenarien in der jeweils prognostizierten Weise eintreten oder nicht, hat das Thema Klimaschutz weltweit an Bedeutung gewonnen und ist spätestens mit der Implementierung des European Union Emissions Trading Scheme (EU ETS) auf metastaatlicher Ebene verankert worden. Mit dem EU ETS sind die Bemühungen um eine Reduktion des Ausstoßes von CO_2 quantifizierbar und haben großen Einfluss auf die Ex-Ante-Planung der europäischen Wirtschaft.

Das Ziel dieser Arbeit ist daher auch nicht, Prognosen bezüglich des Klimawandels zu beurteilen. Es wird als Annahme unterstellt, dass der Klimawandel stattfindet und durch anthropogene Einflüsse verstärkt wird. Ferner wird angenommen, dass es sich dabei um partielles Marktversagen in Form externer Effekte handelt, da von Unternehmen verursachte Emissionen volkswirtschaftliche Kosten verursachen, die nicht in die unternehmerische Kalkulation eingehen. Dieser Umstand rechtfertigt staatliche Eingriffe mittels umweltpolitischer Instrumente.[5]

---

[1] *PIK* (2008)
[2] Sofern nicht abweichend gesondert angegeben, wird im Folgenden die Definition direkter Treibhausgase des *United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)* angewendet. Diese umfasst die Gase Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4), Distickstoffoxid (N_2O), Fluorkohlenwasserstoffe sowie Schwefelhexafluorid (SF_6).
[3] *Rogall* (2008)
[4] Vgl. *Ramanathan & Feng* (2008), S. 14245 ff.
[5] Vgl. *Petersen* (1993), S. 79

Der Emissionshandel spielt dabei eine herausragende Rolle. Neben der europäischen Variante arbeiten auch die Entscheidungsträger in den USA an einem bundesstaatlichen Handelssystem. Der Lieberman-Warner Climate Security Act (CSA) wurde im Dezember 2007 in den US-Senat als Bill S.2191 eingebracht, dort diskutiert und schließlich im Juni 2008 zur Abstimmung gebracht. Dabei verfehlte er die notwendige Mehrheit, welche die Voraussetzung für eine weitere Umsetzung gewesen wäre. Dennoch spielt der CSA im Rahmen der amerikanischen Klimapolitik eine entscheidende Rolle. Nach den Präsidentschaftswahlen und den Wahlen zum US-Kongress haben sich die Chancen für eine Umsetzung eines nationalen US-Emissionshandelssystems weiter verbessert.[6] Der Waxman-Markey-Gesetzentwurf (American Clean Energy and Security Act of 2009) wurde im August 2009 in den US-Kongress eingebracht und hat gute Chancen auf eine Umsetzung. Trotz einiger Änderungen bildet der CSA die grundsätzliche Basis von Waxman-Markey. Hinzu kommen zahlreiche regionale Initiativen, die den Handlungsdruck auf die amerikanische Bundesregierung erhöhen. Eine Umsetzung des CSA bzw. eines Systems, das auf den grundlegenden Elementen des Gesetzentwurfes beruht, würde den USA eine neue Rolle in den weltweiten Bemühungen im Kampf gegen den Klimawandel geben. Damit würden sich auch neue Möglichkeiten für die Verknüpfung der beiden Systeme eröffnen.

Welche Unterschiede dabei zwischen den verschiedenen Ansätzen existieren und wie groß die Herausforderung einer systemischen Verknüpfung ist, soll diese Arbeit verdeutlichen. Im Folgenden wird zunächst kurz auf die Bedeutung des Klimaschutzes hingewiesen und anschließend das Vorgehen dargestellt, welches benötigt wird, um der zuvor genannten Zielsetzung gerecht zu werden.

1.1 Bedeutung des Themas

Das Klimasystem der Erde ist trotz enormer Kenntnisfortschritte in den letzten Jahrzehnten nach wie vor nicht umfassend verstanden und kann in seinen nicht-linearen Reaktionen auch immer wieder zu einer unerwarteten Dynamik führen.[7] Dennoch können die Folgen von klimatischen Veränderungen festgestellt werden. Diese reichen von verstärkten Waldbränden, Überschwemmungen und

[6] Vgl. u.a. *Koschut & Morgan* (2008), S. 1; *Jungjohann* (2008), S. 2 f.; *Diringer* (2008), S. 2 f.
[7] Vgl. *Jacobeit* (2007), S. 15

Wirbelstürmen über verlängerte Dürreperioden und daraus resultierenden Hungerkatastrophen bis hin zu abtauenden Gletschern und Eismassen der Antarktis und in der Folge zu einem Anstieg des Meeresspiegels. Letzterer könnte neuesten Studien zu Folge bis zum Jahr 2100 um bis zu 0,8 m ansteigen.[8] Die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen derartiger Veränderungen sind kaum absehbar, aber definitiv gravierend. Eine der wohl am häufigsten zitierten Arbeiten zu den möglichen ökonomischen Belastungen, die der Klimawandel weltweit hervorrufen könnte, ist der Report des britischen Ökonomen Nicholas Stern. Darin quantifiziert er die volkswirtschaftlichen Schäden auf bis zu 1 % des Welt-BIP bis 2050.[9] Die Schäden, die durch klimatische Veränderungen hervorgerufen werden können, lassen sich jedoch nicht allein auf die Zerstörung existierenden Kapitals reduzieren. Vielmehr verursacht der Klimawandel Unsicherheiten über zukünftige Ertragsströme und damit steigende Risikoprämien in Form höherer Zins- und Eigenkapitalkosten.[10] Dadurch kann es zu einer Reduzierung von Investitionen in bestimmten Regionen kommen, welche über verringerte Exporte auch Länder betreffen kann, die nicht direkt unter den klimatischen Veränderungen leiden.

Dies zeigt, dass der Klimawandel ein globales Problem darstellt, welches letztendlich auch nur auf globaler Ebene gelöst werden kann. Der Handel mit Emissionsrechten als mögliche Lösung wird vermutlich ebenfalls große Auswirkungen auf die Weltwirtschaft haben. Diese reichen von den Kosten für den Erwerb von Zertifikaten über die Veränderung des Konsumentenverhaltens bis hin zu Anreizen für Milliarden-Investitionen und werden die weltweite Wirtschaftspolitik in den nächsten Jahrzehnten beschäftigen.

1.2 Vorgehensweise

Die vorliegende Arbeit geht zunächst theoretisch auf den Begriff des Emissionshandels ein. Dazu wird in Kapitel 2 explizit auf die Überlegenheit eingegangen, die diesem Instrument hinsichtlich seiner ökonomischen Effizienz bei der Vermeidung von Emissionen zugeschrieben wird. Dieser theoretischen Betrachtung folgend wird in Kapitel 3 die praktische Anwendung dargestellt. Es wird zunächst die Entstehung und die aktuelle Diskussion um die Ausgestaltung des

[8] Vgl. *Pfeffer et al.* (2008), S. 1340 ff.
[9] Vgl. *Stern* (2006), Kap. 5, S. 1
[10] Vgl. *Weistroffer* (2007), S. 3 f.

EU ETS ab 2013 gezeigt. Durch die detaillierte Betrachtung der derzeitigen Ausgestaltung und der zu erwartenden Änderungen wird dem Leser die notwendige Grundlage vermittelt, um die nachfolgende Kritik nachzuvollziehen.

Dieser Methodik folgend wird in Kapitel 4 der Lieberman-Warner CSA vorgestellt. Es wird jedoch nicht nur auf die Hintergründe der Entstehung dieses Gesetzentwurfes eingegangen, sondern auch auf die politische Umsetzbarkeit. Diese ist Voraussetzung für die weitere Analyse dieser Arbeit. Wie in Kapitel 3 wird auch in diesem Abschnitt die zu erwartende Ausgestaltung des entstehenden Emissionshandelssystems erörtert und kritisch gewürdigt.

Die so herausgearbeiteten Hintergrundinformationen werden dann in Kapitel 5 genutzt, um beide Systeme miteinander auf ihre ökonomische Effizienz hin zu vergleichen. Dieser Vergleich erfolgt anhand verschiedener Kriterien, die zu Beginn des Abschnitts definiert werden. Aus dieser Gegenüberstellung heraus werden Schlussfolgerungen gezogen, insbesondere bezüglich der Möglichkeiten einer Verknüpfung (im Folgenden auch als Verlinkung bezeichnet) des EU ETS und eines US-Emissionshandelssystems.

In Kapitel 6 wird diese mögliche Verknüpfung näher beleuchtet, indem zunächst die umweltpolitische Bedeutung verdeutlicht und für eine Verlinkung geeignete Ansatzpunkte sowie deren Realisierbarkeit diskutiert werden. Angesichts der Aktualität des Themas wird in Kapitel 7 noch einmal speziell auf aktuelle Herausforderungen eingegangen. Da die US-Präsidentschaftswahlen des Jahres 2008 zeitlich in die Erstellung dieser Arbeit fielen, werden vor allem deren Ausgang und die damit verbundenen Implikationen in diesem Schlussabschnitt thematisiert. Auch werden die Unterschiede des Waxman-Markey-Gesetzentwurfs dargestellt. Anschließend werden die Ergebnisse dieser Arbeit in einem Fazit zusammengefasst (Kapitel 8).

Angesichts des beschränkten Umfangs kann in dieser Arbeit nicht umfassend auf alle existierenden Gesetzesinitiativen oder andere bestehende oder sich in Planung befindende, meist regionale Handelssysteme für Emissionsrechte eingegangen werden. Diese sind gleichwohl relevant und für die Ansätze praktischer Verlinkungsinitiativen von großer Bedeutung. Ziel dieser Arbeit ist jedoch eine Ex-Ante-Betrachtung der Effekte multinationaler bzw. – im Falle des Lieberman-

Warner CSA – multiregionaler Systeme. Die Einführung wie auch eine mögliche Verknüpfung dieser umweltpolitischen Instrumente wird von herausragender Bedeutung sein und die Voraussetzung für ein globales Emissionshandelssystem darstellen.

2 Theoretische Überlegenheit des Emissionsrechtehandels

Um den Schwerpunkt dieser Arbeit zu rechtfertigen, wird in diesem Kapitel auf die Überlegenheit eingegangen, die dem Emissionsrechtehandel in der Theorie zugesprochen wird. Es gibt grundsätzlich zwei Arten von Instrumenten der Umweltpolitik: fiskalische und nicht-fiskalische Instrumente.[11] Die jeweiligen Maßnahmen werden so nach ihrer Budgetwirksamkeit unterschieden. Da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf die ökonomische Effizienz umweltpolitischen Handelns abzielt, werden im Folgenden lediglich die fiskalischen – oder auch ökonomischen – Instrumente thematisiert, zu denen u.a. der Emissionsrechtehandel gehört. Nicht-fiskalische Instrumente hingegen umfassen sowohl ordnungsrechtliche (z.B. gesetzliche Auflagen und Normen) als auch suasorische Instrumente („umweltpolitische Maßnahmen, die darauf abzielen, die Informationen und Wertvorstellungen des Entscheidungsträgers zu beeinflussen“[12]). Es lässt sich feststellen, dass gesetzliche Vorgaben zur Emissionsreduktion keinen Spielraum für kosteneffiziente Anpassungsstrategien ermöglichen, sodass es „auf Grund dieser Inflexibilität … in der Regel zu einer gesamtwirtschaftlich ineffizienten Allokation der insgesamt erforderlichen Vermeidungsmaßnahmen“[13] kommt. Auf Grund dieser Erkenntnisse wird auf die nicht-fiskalischen Instrumente nicht näher eingegangen. Hinzu kommt, dass eine zusätzliche Thematisierung dieser Maßnahmen der Zielsetzung dieser Arbeit mit dem Fokus auf den Emissionshandel kaum entsprechen und ihren Rahmen übersteigen würde.

Im Rahmen der ökonomischen (fiskalischen) Instrumente wird dagegen das Verhalten der Wirtschaftssubjekte durch finanzielle Anreizmechanismen indirekt gesteuert. Solche Anreize können durch (steuerliche) Abgaben und Subventionen,

[11] Vgl. *Wicke* (1993), S. 194
[12] *Michaelis* (1996), S. 26
[13] *Michaelis* (1996), S. 44

Rücknahme- und Pfandpflichten sowie den Handel mit Nutzungsrechten ausgelöst werden.[14]

Da Treibhausgasemissionen (noch) nicht in industriellem Umfang wie etwa bei Einwegflaschen wieder „zurückgenommen“ werden können, spielen Pfandsysteme hier keine Rolle und werden entsprechend nicht weiter behandelt. Wesentlich ist der Effizienzvergleich zwischen steuerlichen Abgaben und dem Handel mit Emissionsrechten. Zunächst werden beide Alternativen in ihrer Funktionsweise dargestellt und anschließend auf ihre ökonomische und ökologische Wirksamkeit hin untersucht.

2.1 Der Handel mit Emissionsrechten

Der *Emissionshandel* wird oft verkürzend für den Begriff *Emissionsrechtehandel* verwendet und sorgt damit für einige Verwirrung.[15] Letzterer trifft den eigentlichen Kern dieses umweltpolitischen Instruments, nämlich die Ausgabe von Emissionsrechten in Form von Zertifikaten, die dann auf einem Markt (z.B. einer Börse) gehandelt werden können. Dabei werden eben nicht die Emissionen selbst gehandelt, sondern der Käufer entschädigt den Anbieter finanziell für den Verzicht auf den Ausstoß dieser Emissionen. Vereinfacht wird jedoch vom Emissionshandel gesprochen. Aus Gewohnheitsgründen wird auch in dieser Arbeit von diesem Verfahren nicht abgewichen. Im Folgenden wird zunächst die generelle Funktionsweise dieses fiskalischen Instruments in vereinfachter Form dargestellt. Anschließend wird auf die Vielfalt an möglichen veränderlichen Elementen dieses Systems, im Weiteren auch als sogenannte Stellschrauben bzw. Designelemente bezeichnet, eingegangen. Damit soll dem Leser die Komplexität des Emissionshandels verdeutlicht und die Grundlage für einen späteren Effizienzvergleich zwischen EU ETS und dem amerikanischen Pendant gebildet werden.

[14] Vgl. *Michaelis* (1996), S. 28 f.

[15] Als ein exemplarisches Beispiel dieser Verwirrung kann die Nominierung des Begriffs zum Unwort des Jahres 2004 (vgl. www.unwortdesjahres.org) gesehen werden, welche davon zeugt, dass ökonomische Unkenntnis bisweilen zu gefährlichem Populismus führen kann.

2.1.1 Grundlegende Funktionsweise

Die Idee des Emissionshandels geht auf den Ökonomen *J.H. Dales* zurück.[16] Dales greift zurück auf den *Property-Rights-Ansatz* von *Coase*, wonach eine pareto-effiziente Allokation von Ressourcen über Marktkräfte und freiwillige Verhandlungen erreicht werden kann, sofern wohl definierte, übertragbare Eigentumsrechte an diesen Ressourcen existieren.[17] Er entwickelte das *markets in pollution rights – Modell*, in dem der Staat Verschmutzungsrechte definiert und (nach Dales) über Auktionen eine effiziente Allokation dieser Rechte erreicht wird. Er stellte fest, dass bei genügend hohen Auktionspreisen ein signifikanter Anreiz zur Emissionsvermeidung geschaffen wird.[18]

Das Prinzip des Emissionshandels basiert also zunächst darauf, dass der Staat als Gesetzgeber eine Obergrenze für das zulässige Gesamtvolumen an Emissionen festlegt. Anhand dieser Obergrenze werden nun in der Phase der Primärallokation die Rechte zur Emission von Treibhausgasen in Form von Zertifikaten verbrieft und damit die Menge der Eigentumsrechte, wie von Coase gefordert, exakt definiert.[19] Der Inhaber ist berechtigt, eine bestimmte Menge an Emissionen freizusetzen. Die Ausgabe der Zertifikate kann entweder kostenlos, gegen Gebühr oder über eine Versteigerung erfolgen.[20] Die ausgegebenen Zertifikate sind nun frei handelbar und übertragbar und somit ökonomische Güter, die in der Phase des Sekundärhandels beliebig gekauft und verkauft werden können. Plant ein Akteur, das ihm zustehende Emissionsvolumen innerhalb des vorgegebenen Zeitraums zu überschreiten, so muss er weitere Zertifikate erwerben. Da der Staat auf Grund der Begrenzung des Emissionsvolumens nach oben keine weiteren Zertifikate ausgeben wird, muss der Emittent versuchen, diese von anderen Emittenten zu erwerben. Es bildet sich ein Markt und entsprechend ein Marktpreis für Emissionsrechte heraus, jedoch nur dann, wenn es sich bei den Emissionsrechten um knappe Güter handelt. Das heißt, der Staat muss das zulässige Emissionsvolumen unter dem jeweils bestehenden ansetzen und so die notwendige Knappheit erzeugen.

[16] Vgl. *Dales* (1968), S. 93 ff.
[17] Vgl. *Coase* (1960), S. 2 ff.
[18] Vgl. *Dales* (1968), S. 94 f.
[19] Vgl. *Wicke* (1993), S. 125 f.
[20] Vgl. *Heister & Michaelis* (1991), S. 101 ff.; Auf die verschiedenen Designelemente wird in Kapitel 2.1.2 näher eingegangen.

Der Sekundärhandel wird sinnvoller Weise an einer zentralen Stelle, in der Regel an einer Börse, vollzogen. Maßgebliches Kriterium für die Akteure auf diesem Markt sind ihre jeweiligen Grenzvermeidungskosten (GVK), also die Kosten, die entstehen, um die Treibhausgasemissionen um eine weitere Einheit (z.B. t CO_2-Äquivalent) zu reduzieren.[21] Liegen die GVK über dem Marktpreis der Zertifikate (P), wird der Emittent versuchen, Zertifikate zuzukaufen. Sind die GVK geringer als der Zertifikatpreis entsteht ein Anreiz, Emissionen zu reduzieren. Stark vereinfacht verdeutlicht Abbildung 1 diesen Prozess, wobei angenommen wird, dass:

$$GVK_{Anlage\,2} > P_{Zertifikate} > GVK_{Anlage\,1}$$

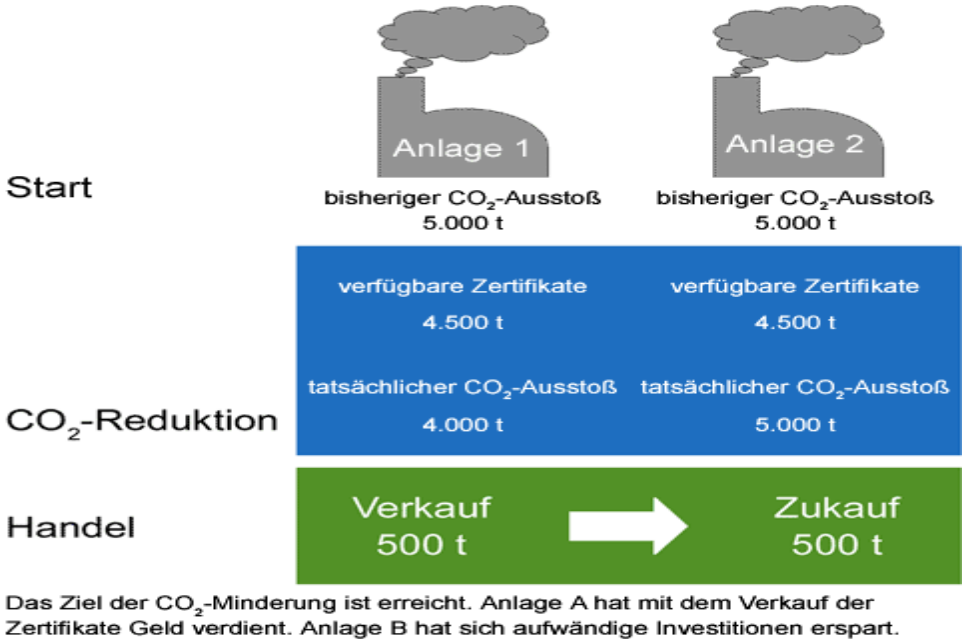

Abbildung 1: Sekundärhandel von Zertifikaten (Quelle: *BMU* [2008a], S. 8)

Der sich bildende Marktpreis für den Ausstoß von Emissionen fließt in die unternehmerische Kalkulation ein, welche entsprechend externe Effekte berücksichtigt. Die Entscheidungsfreiheit über den Umfang der individuellen Reduktionsleistung liegt beim Emittenten und wird durch Marktkräfte beeinflusst. Gleichzeitig findet die Emissionsreduktion genau dort statt, wo sie zu den geringstmöglichen Kosten erreicht werden kann.[22] Ein Emissionshandelssystem wird daher als besonders marktkonform angesehen und verkörpert gleichzeitig das

[21] Vgl. *Kemper* (1993), S. 43
[22] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 97

ökonomische Prinzip, nämlich ein vorgegebenes Ziel (Reduktion der Emissionen) mit dem geringsten Mitteleinsatz, d.h. zu den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten, zu erreichen.[23] Zudem kann sich der staatliche Eingriff je nach Ausgestaltung des Systems auf ein Minimum reduzieren, welches letztlich zur Behebung des Marktversagens nötig ist.

Das System schafft außerdem zwei individuelle Anreize. Zum einen wird aus einem Kostenvermeidungsdruck heraus versucht werden, die Emissionen zu reduzieren. Zum anderen werden mit steigenden Zertifikatspreisen Investitionen in alternative oder effizientere Technologien rentabler. Beispielsweise kann durch den Einsatz von effizienten Maschinen oder erneuerbaren Energien der CO_2-Ausstoß derart gesenkt werden, dass Zertifikate verkauft werden können. In diesem Fall stellen Zertifikate also indirekte, marktkonforme Subventionen für diese Ersatzinvestitionen dar.

Die individuelle Emissionsmenge ist für jedes Unternehmen in einem Emissionshandelssystem zunächst flexibel. Das Unternehmen darf nur in dem Maße Treibhausgase emittieren, zu dem es durch den Erwerb von Emissionsrechten befugt ist. Die Einhaltung dieser Emissionsgrenze wird von staatlicher Seite kontrolliert und Verstöße mit Sanktionen geahndet.

Im Prinzip handelt es sich bei einem solchen System also um die Umsetzung des *Coase-Theorems*, da die Übertragung von Emissionsrechten durch den Markt erfolgt und die Emission dort anfällt, wo sie den größten volkswirtschaftlichen Nutzen, ausgedrückt durch die Zahlungsbereitschaft des Emittenten, erzielt.[24]

2.1.2 Anpassungsmöglichkeiten

Trotz der vorgegebenen Grundzüge eines Emissionshandelssystems gibt es verschiedene Stellschrauben, anhand derer das Instrument verändert werden kann. Um dem Leser eine Übersicht über die Komplexität dieser Gestaltungsparameter zu vermitteln, werden im Folgenden einzelne Komponenten genannt und deren Ausgestaltungsmöglichkeiten erläutert. Dies ist nötig, um nachfolgenden Diskussionen um praktische Emissionshandelssysteme wie das EU ETS folgen zu können und die jeweilige Ausgestaltung mit Alternativen zu vergleichen. Die Dar-

[23] Vgl. *Cansier* (1991), S. 63 f.
[24] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 97 f.

stellung erfolgt chronologisch, d.h. sie beginnt bei der Planung des Systems und führt über die Ausgabe der Zertifikate bis zur Kontrolle der betroffenen Emittenten durch den Staat.

Teilnehmer

Die Teilnahme an einem Emissionshandelssystem kann durch den Staat verpflichtend vorgegeben werden oder auf freiwilliger Basis erfolgen. Bei freiwilligen Regelungen sind deutlich weniger Teilnehmer zu erwarten, da eine Teilnahme nur dann erfolgen dürfte, wenn sich der jeweilige Akteur einen zusätzlichen Nutzen davon verspricht. Das ist dann der Fall, wenn die GVK eines Unternehmens besonders niedrig sind, Emissionen also einfach und ohne große Kosten reduziert werden können. Solche Unternehmen dürften erwarten, „dass sie als Verkäufer von Zertifikaten auf dem [Zertifikate]Markt auftreten werden“[25]. Sowohl die Tatsache, dass nur wenige Akteure am System teilnehmen, als auch die zu erwartende Homogenität in den GVK-Strukturen der Unternehmen verhindern weitestgehend einen funktionierenden Markt.[26] Je mehr Teilnehmer am Markt agieren und je größer das Umsatzvolumen ist, welches durch möglichst große Unterschiede in den Emissionsstrukturen erreicht wird, desto effizienter ist das System.[27] Diese umfassende Abdeckung kann durch eine gesetzlich vorgeschriebene Teilnahme sichergestellt werden. Allerdings steigt mit zunehmender Zahl an Akteuren auch der Kontrollaufwand, vor allem dann, wenn es sich um sehr kleine Einheiten handelt.

Es kann also auch bei der Auswahl an partizipierenden Sektoren sinnvoll sein, auf die Größe der beteiligten Unternehmen zu achten. Dies ist insbesondere bei der praktischen Ausgestaltung des EU ETS von Bedeutung (vgl. Kapitel 3.2).

[25] *Zwingmann* (2007), S. 98
[26] Vgl. *Butzengeiger et al.* (2004), S. 117 f.
[27] Vgl. *OECD* (1999), S. 21 ff.

Systemart

Es gibt zwei wichtige Arten von Emissionshandelssystemen, die sich durch den jeweiligen Fokus der Emissionsreduktion unterscheiden. Bekannter ist das *Cap-and-Trade-System*. Der Fokus liegt hierbei auf der absoluten Reduktion der gesamten Emissionen innerhalb einer Region in einem bestimmten Zeitraum. Diese Gesamtemissionen werden durch den Staat nach oben hin begrenzt (Cap). Dem gegenüber betrachtet das *Baseline-and-Credit-System* relative Emissionsreduktionen für jeden Teilnehmer einzeln. Durch ein Referenzszenario (Baseline) wird die Reduktion vorgeschrieben. Alle zusätzlichen Reduktionen können als Emissionsguthaben (Credits) gehandelt werden.[28] Bezogen auf die ökologische Treffsicherheit hat das Baseline-and-Credit-System Nachteile, da die Gesamtemissionen abhängig von der Zahl der Emittenten und somit nur schwer zu steuern sind. Zudem eignet sich ein Cap-and-Trade-System auch in den Fällen, in denen eine technologiebasierte Baseline nicht ermittelt werden kann (z.B. bei neuen Produktionsformen).[29]

Emissionsgrundlage

Ein weiteres Gestaltungselement im Emissionshandel ist die Emissionsgrundlage, d.h. der Zeitraum, der als Referenz für die Zuteilung der Zertifikate dient (im Fall des Grandfathering; vgl. Abschnitt Primärallokation). Dabei können Referenz-Emissionswerte, die weiter in der Vergangenheit liegen unter Umständen günstig für ein Unternehmen sein, das bereits große Anstrengungen bei der Emissionsvermeidung geleistet hat oder durch technologischen Fortschritt begünstigt wurde.

Upstream / Downstream

Bezüglich der Erfassung von Emittenten wird zwischen einem Upstream- bzw. einem Downstream-Ansatz unterschieden. Beim Downstream-Ansatz werden die tatsächlichen Emissionen erfasst, die bei der Verbrennung der Primär- und Endenergieträger entstehen. Auf Grund der daraus resultieren-

[28] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 105 ff.
[29] Vgl. *Tietenberg* (1998), S. 11 ff.

den Vielzahl an Marktteilnehmern erhöht sich der Marktumsatz und damit die Effizienz des Systems (vgl. Kapitel 2.1.1). Jedoch ist aus eben diesem Grund die Realisierung eines umfassenden, d.h. alle Emittenten integrierenden, Systems nicht vorstellbar, da der Mess- und Kontrollaufwand dessen ökonomische Effizienz in Frage stellen würde.[30] Bei einem Upstream-Ansatz wird auch von einem „Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe“[31] gesprochen. Der Ansatz erfasst nicht die Emittenten, sondern lediglich die Produzenten und Lieferanten von Brennstoffen, die Treibhausgase erzeugen, und damit weit weniger Unternehmen als der Downstream-Ansatz. Entsprechend geringeren Mess- und Kontrollkosten stehen aber Anreizverluste gegenüber, da die Wirkungen eines solchen Systems denen einer CO_2-Steuer entsprechen (vgl. Kapitel 2.3.1).

Primärallokation

Die Primärallokation ist eines der umstrittensten Gestaltungskriterien von Emissionshandelssystemen, da es von großer Bedeutung für die Kosten ist, die auf Emittenten zukommen. Sie kann, wie schon zuvor angedeutet, auf Basis vergangener Emissionen als kostenlose Zuteilung, gegen eine feste Gebühr, durch Versteigerungen oder durch Mischformen erfolgen.[32] Die vielfältigen und komplexen Varianten können hier nicht umfassend dargestellt werden, deswegen wird nur auf die Grundzüge kurz eingegangen.[33] Die bekannteste Form der freien Zuteilung ist das *Grandfathering*. Dabei werden Zertifikate auf Grundlage von aktuellen bzw. historischen Emissionen zugeteilt, was einer Bestandschutzfunktion entspricht. Bei Auktionen können die Zertifikate vom meistbietenden Marktteilnehmer ersteigert werden. Dabei tritt eine fiskalische Erlösmaximierung in den Vordergrund. Eine zweite wichtige Funktion von Versteigerungen ist aber die Informati-

[30] *Zwingmann* (2007), S. 100 f.
[31] Vgl. *SRU* (2008), S. 168 ff.
[32] Vgl. *Stehling* (1999), S. 62 f.
[33] Für eine umfassende Darstellung der einzelnen Allokationsformen siehe *Zwingmann* (2007).

onsgewinnung. Der Staat kann an keiner Stelle einfacher Informationen über Präferenzen der bietenden Unternehmen und ihre durch die Zahlungsbereitschaft ausgedrückte Effizienz in Erfahrung bringen.[34]

Banking / Borrowing

Nach der Primärallokation gibt es weitere Gestaltungsmöglichkeiten. Eine davon ist der zeitlich flexible Einsatz der Zertifikate. So bezeichnet *Banking* die Möglichkeit für Emittenten, Zertifikate anzusparen und erst in späteren Perioden zu verwenden. Der Vorteil dabei ist, dass das Unternehmen dabei auf konjunkturelle Schwankungen (weniger Emissionen bei geringerer Produktion) reagieren kann. Benötigt es auf Grund erfolgreicher Emissionsvermeidung die Zertifikate auf Dauer nicht, kann es über steigende Zertifikatspreise in der Zukunft größere Erlöse aus dem Verkauf erzielen. Dies führt zu einer größeren Investitionsbereitschaft in der Gegenwart. Auf Grund der frühzeitigen Emissionsminderungen und der damit verbundenen Innovationseffekte ist Banking „sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht grundsätzlich positiv zu beurteilen“.[35]

Borrowing bezeichnet das Vorziehen künftiger Emissionen in die Gegenwart. Während durch zu intensives Banking die Gefahr entsteht, dass Zertifikatspreise durch ein Überangebot verzerrt werden, kann Borrowing dazu führen, dass es in zukünftigen Perioden zu einer Verknappung und daraus resultierenden Nichteinhaltung von Emissionszielen kommt.[36] Daher ist der Anteil an Banking und Borrowing zu begrenzen.

Opt-Out-Regelungen

Zusätzlich besteht die Möglichkeit, bestimmte Unternehmen bzw. Branchen für einen begrenzten Zeitraum von der Teilnahme am Emissionshandel freizustellen, was als Opt-Out-Regelung verstanden wird. Dies sollte jedoch nur dann ge-

[34] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 250 ff.
[35] *BMU* (2006), S. 38
[36] Vgl. *Endres & Ohl* (2004), S. 29 f.

schehen, wenn entsprechende Gegenleistungen in Form von Emissionsreduktionen erbracht werden. Gleichzeitig besteht die Gefahr, über eine verringerte Teilnehmerzahl die Effizienz des bestehenden Systems zu mindern.

Sekundär-handel

Der Sekundärhandel kann zwischen den einzelnen Akteuren selbst oder über eine Plattform stattfinden. Bilateraler Handel ist sowohl schwer organisierbar als auch durch das geringe Handelsvolumen verhältnismäßig teuer.[37] Zudem erhält der Staat keinerlei Informationen über Nachfrage, Angebot und Preise, sodass die Steuerung in Folgeperioden nahezu unmöglich wird. Um die Transaktionskosten für die Unternehmen und die Informationskosten für den Staat zu senken, kann der Handel über zentrale Stellen erfolgen. Dies können Broker bzw. Makler oder Börsenplätze sein.[38] Der Börsenhandel zeichnet sich insbesondere dadurch aus, dass er Risiken (z.B. Zahlungsunfähigkeit etc.) auf Seiten der Akteure minimiert, Transaktionskosten in Marktpreise integriert und diese über Skaleneffekte auch verringert.[39] Probleme können jedoch Spekulationen mit Zertifikaten hervorbringen, da sie den Marktpreis verzerren, Fehlallokationen produzieren und den Zertifikatsmarkt anfälliger für externe Schocks machen können.[40]

Kontrolle / Sanktionen

Der Ausgestaltung der Kontroll- und Sanktionsmechanismen kommt eine entscheidende Bedeutung zu. Ohne ausreichende, genaue und umfassende Überwachung der tatsächlichen Emissionen verliert das System gleichermaßen an Effizienz wie an ökologischer Treffsicherheit. Sanktionen können grundsätzlich in zwei Arten erfolgen: Emittiert ein Unternehmen mehr Treibhausgase als es durch Besitz von Emissionsrechten dazu befugt ist, so muss die Strafmaßnahme eine zusätzliche Emissionsvermeidung in der nächsten Periode bein-

[37] Vgl. *Stehling* (1999), S. 65 f.
[38] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 111 f.
[39] Vgl. *Hansjürgens* (2005), S. 248
[40] Vgl. *Ecologic* (2003)

halten, um der ökologischen Integrität des Systems Rechnung zu tragen.[41] Handelt es sich lediglich um formale Verstöße (z.B. Verletzung von Berichtspflichten) kann eine Geldstrafe ausreichend sein.

Einnahmen-verwendung

Schließlich muss im Falle von fiskalischen Einnahmen aus dem Verkauf oder der Versteigerung von Zertifikaten über deren Verwendung entschieden werden. Es können von staatlicher Seite sowohl weitere Investitionsanreize geschaffen als auch bestimmte Branchen oder Unternehmen bei der Emissionsvermeidung unterstützt werden. Solche Unterstützungen haben Subventionscharakter, weshalb sie rechtlich insbesondere an den Beihilferegelungen der EU zu messen sind.[42] Die Einnahmen können jedoch auch zur Internalisierung der externen Effekte, also zur Regulierung von Schäden, die durch den Klimawandel national und international verursacht worden sind, genutzt werden.

Aus den vorangegangen Überlegungen wird deutlich, dass ein Emissionshandelssystem komplex und in zahlreichen Facetten ausgestaltet sein kann. Die Kenntnis dieser Ausgestaltungsmöglichkeiten ist für die spätere Bewertung der beiden Systeme in der EU und den USA sowie bei Überlegungen zu deren Verknüpfung unabdingbar. Für den Wirksamkeitsvergleich mit einer CO_2-Steuer (vgl. Kapitel 2.3) können die verschiedenen Varianten nicht berücksichtigt werden. Wichtig ist aber, dass es trotz der großen ökonomischen Effizienz eines Emissionshandelssystems möglich ist, durch eine ungünstige Ausgestaltung diese Effekte umzukehren. Wie effizient ein System wirklich ist, muss in einer Einzelfallbetrachtung entschieden werden.

2.2 Steuerliche Abgaben

Eine Alternative zum Emissionsrechtehandel im Bereich fiskalischer umweltpolitischer Instrumente bieten sogenannte Umweltabgaben. Nach *Wicke* lassen sich Umweltabgaben im engeren Sinn in Emissionsabgaben und Produktab-

[41] Vgl. *Oppermann* (2001), S. 45; Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 110 f.
[42] Vgl. insbesondere Art. 87 ff. EG-Vertrag

gaben unterscheiden, wobei die staatliche Lenkungsfunktion im Vordergrund steht.[43] Umweltabgaben im weiteren Sinn werden im Folgenden nicht mit einbezogen, da deren fiskalische Aufkommensfunktion nicht im Vordergrund der Analyse steht. Die Unterscheidung nach Emissionsabgaben und Produktabgaben folgt der jeweiligen Bemessungsgrundlage. Bezogen auf den Treibhauseffekt richtet sich diese nach den ausgestoßenen Mengen an Treibhausgasen bzw. der Produktionsleistung, wobei die im Produktionsprozess eingesetzten Inputfaktoren betrachtet werden.[44] Bezogen auf die steuerliche Abgabe auf Kohlendioxidemissionen kommt insbesondere die Form der Produktabgabe in Betracht, da das Verhältnis zwischen eingesetzten Inputfaktoren und CO_2-Ausstoß konstant und die Erhebung der Produktabgabe entsprechend einfacher ist.[45]

Die wohl bekannteste Form dieser Maßnahmen ist die *Pigou-Steuer*, benannt nach dem britischen Ökonomen *Arthur Cecil Pigou*. Im Folgenden wird die Funktionsweise dieses Instruments dargestellt und auf alternative Besteuerungsmaßnahmen hingewiesen. Wie in Abschnitt 2.2.2 gezeigt werden wird, ist aber vor allem die klassische CO_2-Steuer empirisch bedeutsam.

2.2.1 Funktionsweise

Ziel der Besteuerung ist die Einbeziehung ökologischer Grenzkosten in die Kalkulation des Unternehmers. Durch die Abgabe von Treibhausgasen entstehende Schäden resultieren nicht in direkten Kosten, die sich im unternehmerischen Kalkül niederschlagen. Einer solchen Form klassischen Marktversagens durch Externalitäten soll die Pigou-Steuer entgegen treten. Stark vereinfacht verdeutlicht Abbildung 2 die Wirkungsweise einer solchen Besteuerung:

[43] Vgl. *Wicke* (1993), S. 396. Die Definition deckt sich mit der Unterscheidung der OECD (Vgl. *OECD* [1993], S. 17).
[44] *Michaelis* (1996), S. 29
[45] Vgl. *Heister & Michaelis* (1991, S. 22f.); Vgl. *Cansier* (1998), S. 109

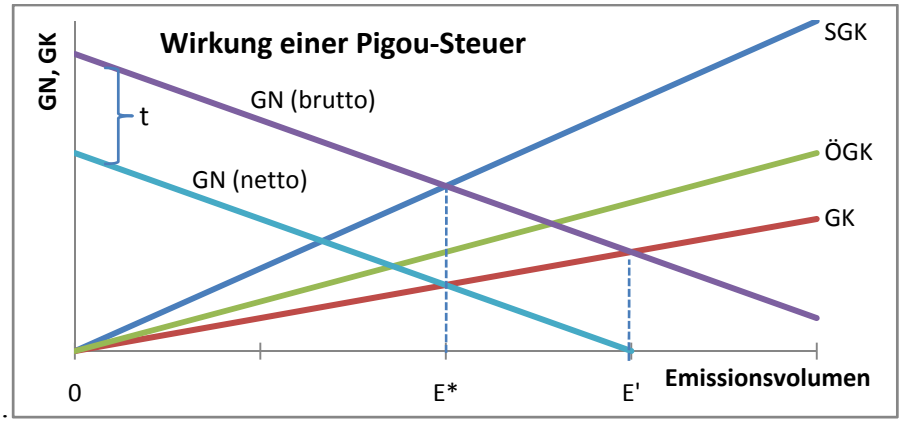

Abbildung 2: Wirkung einer Pigou-Steuer (in Anlehnung an: *OECD* [2001], S. 21)

Ohne den staatlichen Eingriff realisiert das Unternehmen eine Produktion und damit eine Emissionsabgabe in Höhe von E‘. Die ökologischen Grenzkosten (ÖGK) und damit die sozialen Grenzkosten (SGK) – als die Summe aus ÖGK und den Grenzkosten des Unternehmers (GK) – werden nicht berücksichtigt. Unter der Voraussetzung, dass ein gesellschaftlich optimales Emissionsniveau existiert, bei dem die sozialen Grenzkosten gerade dem privaten Grenznutzen GN (brutto) entsprechen[46], und der Annahme, dass dem Staat dieses optimale Emissionsniveau bekannt ist, wird nun von staatlicher Seite eine Steuer t auf die Emission erhoben. Die Steuer wird gerade so bemessen, dass der durch die Steuer reduzierte Grenznutzen des Unternehmens GN (netto) den privaten Grenzkosten entspricht und so das erwünschte Emissionsniveau E* erreicht wird.

Hierbei sind jedoch zwei wesentliche Annahmen vorausgesetzt: Zum einen muss der Staat das gesellschaftlich optimale Emissionsniveau kennen. Auf dieses Problem wurde bereits in Kapitel 2.1.2 theoretisch eingegangen. Zum anderen muss der Staat Einblick in die exakten Kostenstrukturen der Unternehmen haben und so die privaten Grenzkosten ermitteln, um den Steuersatz ökologisch treffsicher bemessen zu können (vgl. Abschnitt 2.3.2). Diese Informationen sind in der Praxis jedoch unvollständig, sodass die Umweltsteuer nicht ihrem eigentlichen Zweck der Lenkungsfunktion gerecht wird, sondern in erster Linie die Aufkommensfunktion, d.h. die Finanzierung der öffentlichen Haushalte, bedeutsam ist.[47]

[46] Vgl. *OECD* (2001), S. 21 f.
[47] Vgl. *Michaelis* (1996), S. 29

2.2.2 Anwendungsbeispiele

Bislang gibt es weltweit nur wenige empirische Beispiele, in denen Staaten eine reine CO_2-Steuer eingeführt haben. Vor allem nordeuropäischen Ländern ist dabei eine Vorreiterrolle zuzusprechen.[48] Finnland führte als erstes Land im Jahr 1990 eine Steuerreform durch, in der durch die Besteuerung fossiler Energieträger speziell auf die Reduktion von CO_2-Emissionen abgezielt wurde. Diesem Beispiel folgten 1991 Schweden und Norwegen und 1992 Dänemark. Andere Staaten (u.a. Österreich, Italien, Deutschland und Frankreich) schlossen sich in den darauf folgenden Jahren dieser „Umweltsteuerbewegung" an und nutzten dieses Instrument, jedoch nicht mehr unbedingt mit der expliziten Absicht, CO_2-Emissionen zu senken.[49]

Die praktische Anwendung dieses umweltpolitischen Instruments soll exemplarisch am Beispiel Schwedens betrachtet werden. Schweden war nicht nur eines der ersten Anwender, sondern hat, verglichen mit anderen Staaten, auch die umfangreichsten Reformen durchgeführt.[50] Dennoch hat die Einführung der CO_2-Steuer im Jahr 1991 keine generelle Reduktion der schwedischen CO_2-Emissionen bewirkt. Vielmehr stieg der Ausstoß bis 1995 um 5 % auf über 58 Mio. t/Jahr. Im sektoralen Vergleich ist festzustellen, dass die Steuer vor allem in haushaltsnahen Sektoren (z.B. Transport, Wohnen und Dienstleistungen) keinen Effekt hatte, was auf die geringe Höhe (im Vergleich zu den Gesamtausgaben) zurückzuführen ist.[51] Emissionen durch die Verbrennung von Öl und Gas haben ebenfalls deutlich zugenommen. Die Steuer ist jedoch zu einem wichtigen Haushaltsposten geworden und fließt ohne Zweckbindung dem Gesamtbudget zu.

Dieses Beispiel ist ein erstes Indiz für die fragliche Wirksamkeit einer Steuerlösung, die im Folgenden im Vergleich mit einem Emissionshandelssystem analysiert werden soll.

[48] Vgl. *OECD* (2001), S. 51 f.
[49] Für eine detaillierte Beschreibung der einzelnen empirischen Beispiele vgl. u.a. *OECD* (2001), S. 51 ff.
[50] Vgl. *Bohlin* (1998), S. 283 f.
[51] *Bohlin* (1998), S. 288

2.3 Wirksamkeitsanalyse

Um nun die theoretische Überlegenheit eines Emissionshandelssystems gegenüber einer CO_2-Steuer zu belegen, werden beide umweltökonomischen Instrumente bezüglich ihrer Wirksamkeit analysiert. Dabei können verschiedene Kriterien herangezogen werden. Nach Untersuchungen der OECD werden folgende Kriterien berücksichtigt:[52]

- Ökologische Effektivität,
- ökonomische Effizienz,
- administrative Kosten,
- fiskalische Einnahmen,
- weitere ökonomische Effekte (u.a. auf Wettbewerb, Einkommensverteilung oder Wachstum) sowie
- dynamische Effekte (inkl. Innovationen).

Diesem Vorgehen wird hier in eingeschränktem Umfang gefolgt, indem nur die beiden ersten Kriterien betrachtet werden. Administrative Kosten sowie die weiteren ökonomischen Effekte sind Teil der ökonomischen Effizienz eines Systems und werden daher nicht separat behandelt. Im Rahmen der ökonomischen Effizienz wird sowohl auf die statische (zeitliche unabhängige Betrachtung gesamtwirtschaftlicher Auswirkungen) als auch auf die dynamische Effizienz (Innovations-, Wettbewerbs- und Strukturwirkungen) eingegangen.[53] Die Erzielung fiskalischer Einnahmen kann, wie bereits angesprochen, eine mögliche Zielsetzung staatlichen Handelns sein. Sie spielt jedoch in der weiteren Diskussion eine nachgeordnete Rolle und wird daher im theoretischen Vergleich der Systemalternativen vernachlässigt.

2.3.1 Ökonomische Effizienz

Bei der Betrachtung statischer Effizienzeigenschaften der beiden Systeme gibt es zunächst keine Unterschiede, wie die folgende Abbildung verdeutlicht. Das Modell geht dabei vereinfacht von zwei Emittenten aus, welche jeweils unterschiedliche GVK-Strukturen aufweisen. Der Staat möchte die Emissionen um die Hälfte gegenüber dem Ausgangsniveau ($\sum(E_1, E2)$) auf ein neues optimales Emis-

[52] Vgl. *OECD* (1997), S. 89 ff.
[53] Vgl. *Michaelis* (1996), S. 36; Vgl. *Stehling* (1999), S. 8

sionsniveau (E*) vermindern. Im Falle einer Steuerlösung werden die Emittenten versuchen, Emissionen soweit zu vermeiden, bis die GVK dem Vermeidungspreis, also dem Steuersatz, entsprechen (vgl. hierzu Kapitel 2.3.2). Da kostenminimierende Unternehmen im Falle eines Emissionshandels dieser Logik folgen, wobei nun der Vermeidungspreis dem Preis für die Zertifikate (P_z) entspricht, ist eben dieser Preis im Marktgleichgewicht gleich dem optimalen Steuersatz t*. Die gesamtwirtschaftlichen Vermeidungskosten sind dadurch gleich.

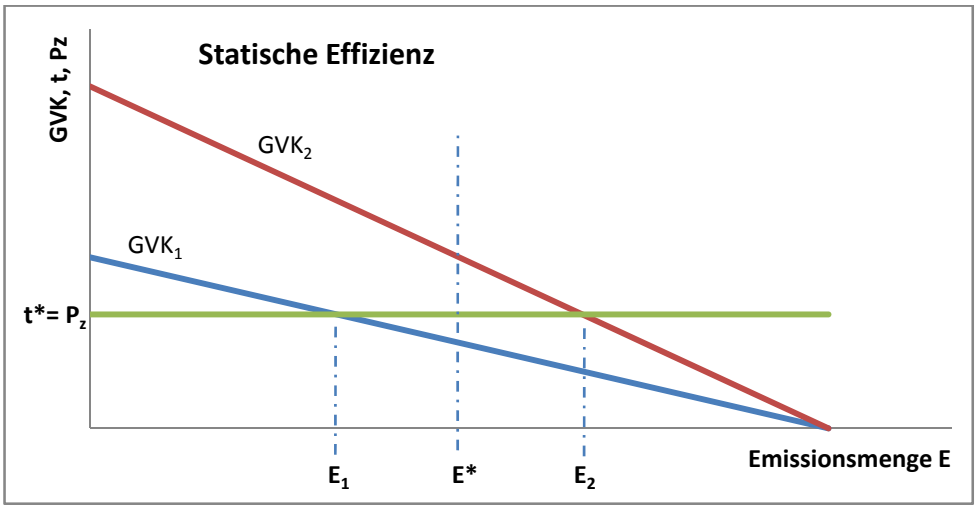

Abbildung 3: Statische Effizienz (in Anlehnung an: *Michaelis* [1996], S. 43)

Das Modell geht davon aus, dass der optimale Steuersatz bereits bekannt ist. In der Realität muss dieser jedoch in einem Trial-and-Error-Prozess gefunden werden, sodass Effizienznachteile für die Abgabenlösung entstehen.[54] Zertifikatsysteme sind dagegen mit geringeren Transaktionskosten verbunden, da mit der Ausgabe der Zertifikate bereits direkt das Emissionsziel festgelegt wird.[55] Auch die Kosteneffizienz eines Emissionshandels kann jedoch nicht immer gleich bewertet werden. Vor allem aus Umverteilungsaspekten hängt sie stark von der gewählten Art der Primärallokation ab. Unabhängig davon bleibt Effizienz zwar erhalten, jedoch führt beispielsweise eine Versteigerung zu deutlich höheren Kosten und zur Abführung von Mitteln an den Staat.[56]

Bezüglich der dynamischen Effizienzeigenschaften der beiden Instrumente lassen sich Unterschiede feststellen: So haben Emissionshandelssysteme eine gro-

[54] Vgl. *Stehling* (1999), S. 68 f.
[55] Vgl. *Oppermann* (2001), S. 39
[56] Vgl. *Stehling* (1999), S. 69

ße Anreizwirkung, da Emittenten durch technologische Entwicklungen Emissionen reduzieren und durch den Verkauf von Zertifikaten Gewinne erzielen können. Durch sogenannte *Early Actions* können Investitionen in emissionsmindernde Technologien sogar vor Einführung des Systems erfolgen.[57] Unternehmen versuchen dadurch einen sogenannten *First Mover Advantage* zu erreichen.

Durch Rückkopplungseffekte, die dann entstehen, wenn der Marktpreis durch Verkäufe von Zertifikaten sinkt und dadurch der Innovationsdruck verringert wird, kann dieser positive Innovationseffekt jedoch gemindert werden. Zu einer Minderung der Innovationsanreize kann es auch dadurch kommen, dass Anbieter reaktionär auf die Entwicklung effizienter Technologien durch Konkurrenten warten, um Entwicklungskosten einzusparen. Diese Rückkopplungseffekte können jedoch durch eine große und möglichst heterogene Anzahl an Marktteilnehmern gemindert und durch Wirtschaftswachstum kompensiert werden.[58] Mögliche Unsicherheiten über die Höhe des Steuersatzes würden den Innovationsdruck einer Abgabenlösung, der im theoretischen Idealfall (bei konstantem optimalen Steuersatz) zwar hoch ist, entscheidend hemmen.

2.3.2 Ökologische Effektivität

Die ökologische Effektivität eines umweltpolitischen Instruments bezeichnet die Treffsicherheit, mit der eine angestrebte Emissionsvermeidung erreicht wird. Der größte Unterschied zwischen den beiden betrachteten Instrumenten ist dabei maßgeblich für deren ökologische Treffsicherheit: Emissionshandelssysteme setzen als Mengenansatz bei der Begrenzung der Emissionen an, während die Steuerlösung als Preisansatz diese Emissionen zu verteuern versucht. Beim Abgabenansatz muss der Staat versuchen, die erwünschte Emissionsreduktion durch einen geeigneten Steuersatz zu erreichen. Dazu „benötigt .. [er] jedoch möglichst vollständige Informationen über die betreffenden Kostenstrukturen aller Emittenten“[59], welche in der Regel nicht verfügbar sind. Die Folge ist eine nachträgliche Anpassung des Steuersatzes, die sich im Extremfall ständig fortsetzen kann, nämlich dann, wenn sich durch technischen Fortschritt die GVK-Strukturen der Emittenten ändern oder wenn sich durch wirtschaftliches Wachstum der Ausstoß an

[57] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 152 ff.
[58] Vgl. *Stehling* (1999), S. 69 f.
[59] *Michaelis* (1996), S. 38

Treibhausgasen erhöht. Dies führt dazu, dass die eigentliche Gewissheit über die für die Emittenten entstehenden Kosten einer Unsicherheit weicht. Unsicherheiten in der Erwartungsbildung der Wirtschaftssubjekte verhindern jedoch Innovationen und Investitionen in effiziente Technologien. Daher bleibt ungewiss, ob und wie treffsicher Abgabenlösungen wie eine CO_2-Steuer sind.[60]

Demgegenüber wird einem Emissionshandelssystem eine sehr hohe ökologische Effektivität zugeschrieben.[61] So kann, unter der Voraussetzung geeigneter und wirksamer Kontroll- und Sanktionsmechanismen, „durch die limitierte Anzahl von Emissionszertifikaten … die Gesamtemissionsmenge … direkt und wirksam begrenzt werden“.[62] Gefährdet werden kann die Treffsicherheit dieses Instruments jedoch durch zu intensive zeitliche Flexibilisierung, z. B. durch Borrowing (vgl. Kapitel 2.1.2). Die folgende Abbildung zeigt die ökologische Effektivität der beiden Systeme, wobei ein „ideales“ Emissionshandelssystem sowie ein durch Informationsasymmetrien zu niedrig angesetzter Steuersatz t unterstellt werden:

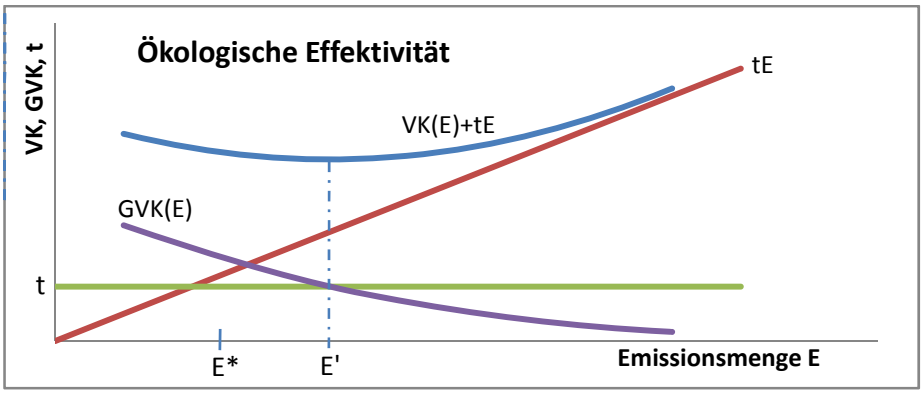

Abbildung 4: Ökologische Effektivität (in Anlehnung an: *Michaelis* [1996], S. 37)

Durch die Obergrenze des Emissionshandels wird die gesellschaftliche optimale Emissionsmenge E* erreicht. Bei der Steuerlösung verfolgt das Unternehmen die Minimierung der Gesamtkosten (Summe aus den Kosten der Emissionsvermeidung VK(E) und der Steuerlast tE, wobei t den Steuersatz bezeichnet). Die kostenminimale Emissionsmenge E‘ wird dort realisiert, wo die GVK(E) gleich dem Steuersatz sind, und ist höher als die gewünschte Emissionsmenge E*.

[60] Vgl. *Oppermann* (2001), S. 39 f.
[61] Vgl. *Parry* & *Pizer* (2007), S. 81; Vgl. *Oppermann* (2001), S. 40
[62] *Stehling* (1999), S. 67

2.3.3 Zusammenfassung

Grundsätzlich sind sich die beiden betrachteten Instrumente bezüglich ihrer statischen Kosteneffizienz sehr ähnlich. Bei praktischer Anwendung lassen sich jedoch Nachteile der Abgabenlösung erkennen, die insbesondere auf der geringen ökologischen Treffsicherheit und daraus resultierenden Unsicherheiten über die Höhe der Vermeidungskosten beruhen. Emissionshandelssysteme sind keineswegs immer ökonomisch effizient, der Grad der Effizienz hängt stark von der jeweiligen Ausgestaltung des Systems ab. Deshalb werden die in dieser Arbeit betrachteten Systeme explizit miteinander verglichen (vgl. Kapitel 5). Theoretische Idealsysteme sind in der Regel nicht in die Praxis umsetzbar, sondern sollen politischen Entscheidungsträgern lediglich eine Orientierung hin zu einer effizienten und effektiven Ausgestaltung geben.[63] Auf Grund der vorangegangenen Analyse ist aber davon auszugehen, dass der Emissionshandel der Abgabenlösung – bezogen auf das Klimaproblem – vorzuziehen ist, da eine möglichst punktgenaue Einhaltung der umweltpolitischen Ziele von entscheidender Bedeutung ist.[64]

3 Das EU Emissions Trading Scheme

Nachdem im vorangegangen Kapitel auf die theoretischen Vorzüge und Ausgestaltungsmöglichkeiten von Emissionshandelssystemen eingegangen wurde, soll nun die praktische Umsetzung diskutiert werden. Dazu wird in diesem Abschnitt das europäische Emissionshandelssystem, das EU ETS, beleuchtet, wobei zunächst ein kurzer Überblick über die Entstehung und die aktuelle Diskussion über die Weiterentwicklung für die Zeit ab 2013 gegeben wird. Diese Weiterentwicklung ist insbesondere für eine mögliche Verlinkung des EU ETS mit dem amerikanischen Pendant relevant, welches vermutlich ebenfalls frühestens um diesen Zeitraum herum implementiert werden wird (vgl. Kapitel 4.2). Deshalb wird in Abschnitt 3.2 nach einer kurzen Darstellung des aktuellen Systems ein besonderer Schwerpunkt auf der möglichen Ausgestaltung des Systems ab 2013 liegen. Damit wird dem Leser auch eine Übersicht über die verschiedenen Initiativen und Gestaltungsvarianten gegeben, die auf europäischer Ebene zurzeit diskutiert werden. Das Kapitel 3 schließt mit einer grundsätzlichen Bewertung des EU

[63] Vgl. *Endres & Ohl* (2004), S. 31 f.
[64] Vgl. *Oppermann* (2001), S. 42

ETS und der Vorschläge zu seiner Veränderung ohne jedoch im Detail auf Effizienzgesichtspunkte einzugehen. Diese Analyse wird erst im Vergleich mit dem Lieberman-Warner CSA in Kapitel 5 vorgenommen.

3.1 Entstehung und Weiterentwicklung

Der Anlass für die Entstehung eines europäischen Emissionsrechtehandels liegt in der Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls im Jahr 1997. In dem Abkommen, das seit 2005 völkerrechtlich verbindlich ist, hat sich die EU-15 verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen im Zeitraum 2008-2012 um 8 % gegenüber dem Jahr 1990 zu senken.[65] Dieses Ziel wird aktuellen Schätzungen zufolge leicht verfehlt werden. Sollten noch weitere Maßnahmen ergriffen werden, wäre sogar eine Emissionsreduktion um bis zu 12 % bis 2012 möglich.[66] Diese Zielkonformität ist vor allem der Implementierung des EU ETS zu verdanken. Dessen Ursprung liegt in der Verabschiedung der Richtlinie (RL) 2003/87/EG, bekannt als Emissionsrichtlinie, durch das Europäische Parlament. Diese schuf die Grundlage für ein Emissionshandelssystem auf EU-Ebene ab Januar 2005. Zunächst sollten in dem System nur CO_2-Emissionen durch energieintensive Industrien erfasst werden.[67] Im weiteren Verlauf wird die Erfassung auf weitere Sektoren ausgedehnt und ist nun einer der Hauptstreitpunkte in der Frage, wie das System ab 2013 ausgestaltet werden soll. Das EU ETS lässt sich in drei wesentlichen Perioden unterscheiden:

Abbildung 5: Entwicklung des EU ETS (Quelle: eigene Darstellung)

Mit der Einführung am 1. Januar 2005 begann die erste Handelsperiode, die bis Ende 2007 andauerte. Auf Grund der Tatsache, dass es bis dato kein vergleichbares Projekt zur Umsetzung eines metastaatlichen Emissionshandelssystems gegeben hatte, verlief die Einführung keinesfalls fehlerlos. Diese erste Handelsperiode wurde vielmehr als eine learning-by-doing Phase betrachtet.[68] Fehler

[65] Vgl. *Heymann* (2007), S. 2
[66] Vgl. *EUKOM* (2007a), S. 1 ff.
[67] Vgl. *EUKOM* (2007b), S. 8
[68] Vgl. *Slingenberg* (2007), S. 3

zeigten sich insbesondere in einer falschen Einschätzung bei der Ausgabe von Emissionsberechtigungen (EU-Allowances, EUA). Die folgende Abbildung zeigt deren Preisentwicklung in der ersten Handelsperiode:

Abbildung 6: Preisentwicklung der EUA-Preise an der EEX (Quelle: www.eex.com)

Durch eine Überallokation in verschiedenen EU-Mitgliedsstaaten kam es nach Bekanntgabe der Realemissionen des Jahres 2005 zu einem Preisverfall bis zu einer vollständigen Entwertung der Zertifikate.[69] Um solche Fehlallokationen in nachfolgenden Handelsperioden zu vermeiden, wurden daraufhin die *Nationalen Allokationspläne* (NAP) durch die EU-Kommission gekürzt. Dessen ungeachtet stieg das Handelsvolumen an Emissionsberechtigungen an der *European Energy Exchange* (EEX) stetig. Während das Volumen von 362 Mio. t CO_2 zu Beginn auf 1.017 Mio. t CO_2 anwuchs, wurden alleine im Oktober 2008 schon 16,67 Mrd. t CO_2 gehandelt.[70]

Das explizite Ziel der zweiten Handelsperiode (2008-2012) ist das Erreichen der im Rahmen des Kyoto-Protokolls vereinbarten Klimaschutzziele. Auf der Basis von 24 NAP wird die zulässige Obergrenze auf ein Niveau festgelegt, das 6,5% unter den im Referenzjahr 2005 in den ETS-Sektoren ausgestoßenen Emissionen liegt.[71] In dem jeweiligen NAP wird auf Makroebene zunächst die Gesamtmenge der Zertifikate, also das Cap, festgelegt. Auf Mikroebene erfolgt dann die Betrachtung der einzelnen Anlagen und die Vergabe von Emissionsrechten über die festgeschriebenen Allokationsregeln (Vgl. Kapitel 3.2).

[69] Vgl. *EUREX* (2007), S. 6 f.
[70] Vgl. *EEX* (2008), S. 1
[71] Vgl. *Egenhofer* (2007), S. 7; Vgl. *EUKOM* (2008), S. 2 ff.

Derzeit wird die Ausgestaltung der dritten, ab 2013 beginnenden Handelsperiode diskutiert. Mit der Veröffentlichung des Vorschlages zur Änderung der RL 2003/87/EG begann Anfang 2008 die Anhörung der Mitgliedsstaaten und der beteiligten Unternehmen und Think Tanks. Maßgebliche Zielsetzungen sind

- die wirtschaftliche Effizienz der Treibhausgasreduzierung zu erhöhen,
- die bisherigen Erfahrungen der 1. und 2. Handelsperiode zur Verbesserung des Emissionshandelssystems zu nutzen sowie
- ein deutliches und langfristiges CO_2-Preissignal zur Schaffung wirksamer Anreize für Investitionsentscheidungen zugunsten klimafreundlicher Technologien auszusenden.[72]

Die Vorschläge bestimmen wesentlich die künftige Ausgestaltung des EU ETS, welche in den folgenden Abschnitten betrachtet werden soll.

3.2 Ausgestaltung des EU ETS

Bei dem europäischen Emissionshandelssystem handelt es sich um ein Cap-and-Trade-System. Im Rahmen der NAP wird die Gesamtobergrenze für Treibhausgasemissionen in der europäischen Union auf die Mitgliedsstaaten verteilt, wobei diese Verteilung ab 2013 EU-weit einheitlich erfolgen soll. Da bislang lediglich CO_2-Emissionen im EU ETS erfasst werden, wird das zulässige Emissionsbudget[73] in verschiedene Emissionsarten und dann auf die jeweiligen Sektoren aufgeteilt. Dadurch wird das Cap für die am Emissionshandel beteiligten Sektoren ermittelt. Die folgende Abbildung verdeutlicht diese Aufteilung am Beispiel des NAP für die Bundesrepublik Deutschland:

[72] Vgl. *EUKOM* (2008), S. 3

[73] Das zulässige Emissionsbudget für die Bundesrepublik Deutschland beläuft sich in der 2. Handelsperiode auf 972 Mio. t CO_2-Äquivalente.

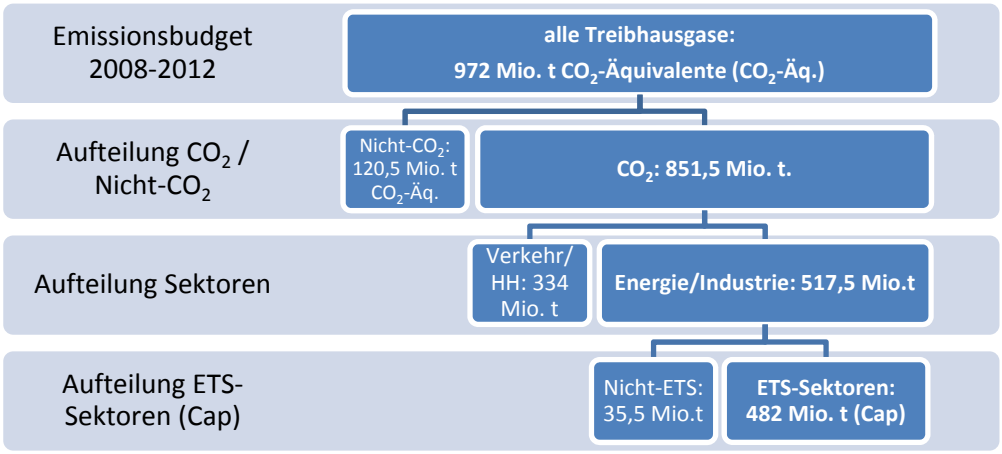

Abbildung 7: Cap-Ermittlung in EU ETS (in Anlehnung an: *BMU* [2006], S. 19)

In der zweiten Handelsperiode beteiligen sich zunächst Unternehmen folgender Branchen am Emissionshandel, soweit sie ein bestimmtes Mindestmaß an CO_2-Emissionen ausstoßen:[74]

- Energieumwandlung, Stromerzeugung, Raffinerien sowie Kokereien;
- Eisenmetallerzeugung und -verarbeitung (insbesondere Stahlherstellung);
- Zement-, Glas- und Keramikproduktion sowie
- Industrieanlagen zur Herstellung von Zellstoff, Papier und Pappe.

Zukünftig sollen weitere Unternehmen aus den Bereichen Petrochemie, Ammoniakherstellung und Aluminiumproduktion in das Emissionshandelssystem einbezogen werden.[75] Auch mit der Einbeziehung dieser Emittenten deckt der EU-Emissionshandel jedoch nur einen Teil der gesamten Treibhausgasemissionen ab. Wesentliche Bereiche wie etwa der Transportsektor (verantwortlich für ca. 19,1 % der Emissionen), Haushalte (15,1 %) oder die Landwirtschaft (9,2 %) werden nicht erfasst.[76] Unter anderem wird daher derzeit auch die Einbeziehung des Luftverkehrs in das System diskutiert (vgl. Kapitel 3.3).

Die Zusammensetzung der teilnehmenden Emittenten verdeutlicht, dass es sich beim EU ETS um einen Downstream-Ansatz handelt: CO_2-Emissionen werden dort erfasst, wo sie ausgestoßen werden. Daher sind der Erweiterung des EU ETS auf möglichst viele Emittenten Grenzen gesetzt, da das System ansonsten zu

[74] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 143 ff.
[75] Vgl. u.a. *EUKOM* (2008), S. 4 f.
[76] Die Daten entsprechen den Anteilen an den gesamten Treibhausgasemissionen der EU-27 in 2005 (Vgl. *EUKOM* [2007b], S. 14).

komplex und nicht mehr steuerbar würde.[77] Aus diesen Gründen sowie auf Grund der Erfassungslücken löst dieser Ansatz einige Kritik aus. Neben der Erweiterung des Emissionshandels um Unternehmen bzw. Branchen steht auch die Berücksichtigung anderer Treibhausgase, insbesondere Distickstoffoxid (N_2O), zur Debatte.[78] Bisher wurden nur Kohlenstoffdioxidemissionen erfasst (siehe Abbildung 7). Eine Erweiterung würde eine stärkere Berücksichtigung des Verursacherprinzips bedeuten, da der Klimawandel durch den Ausstoß aller Treibhausgase, nicht nur durch CO_2, gefördert wird.

Die Primärallokation erfolgt im Rahmen des EU ETS weitgehend kostenlos, d.h. auf Basis des Grandfathering-Prinzips. In der ersten Handelsperiode war ein Mindestanteil kostenloser Zuteilungen in Höhe von 95 % durch die Emissionshandelsrichtlinie festgeschrieben, welcher in der zweiten Periode leicht auf 90 % gesenkt wurde.[79] Damit steht den Mitgliedsstaaten lediglich ein geringer Handlungsspielraum zur Verfügung. Die Erfassung von Neuanlagen erfolgt durch einen Vergleich mit anderen Unternehmen des gleichen Sektors (sogenanntes Benchmark-Prinzip). Auf Grund der direkten Kostenwirkung des Vergabeprinzips ist die von der EU-Kommission als Grundprinzip der Zuteilung vorgeschlagene Versteigerung von Zertifikaten höchst umstritten.[80] Auf diese Problematik wird im nächsten Abschnitt sowie in Kapitel 5.2.2 ausführlicher eingegangen.

Während in der ersten Handelsperiode der zeitlich flexible Einsatz der Zertifikate in Form von Banking unzulässig war, ist die Übertragung von Emissionsberechtigungen aus der Periode 2008-2012 in die Folgeperiode ab 2013 auf Grund der positiven ökonomischen und ökologischen Effekte durchaus erwünscht.[81] Dabei werden Zertifikate der zweiten Handelsperiode gelöscht und durch Zertifikate der Folgeperiode ersetzt. Die Möglichkeit zum Borrowing ist dagegen auf die zweite Handelsperiode beschränkt. Für die Folgeperiode ab 2013 ist dieses Instrument sogar überhaupt nicht mehr vorgesehen.[82]

[77] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 100 f.
[78] Vgl. *EUKOM* (2008), S. 4
[79] Vgl. Art. 10 RL 2003/87/EG
[80] Vgl. *EUKOM* (2008), S. 8
[81] Vgl. *BMU* (2006), S. 38; Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 296 f.
[82] Vgl. *Ehrmann* (2008), S. 12

Zusätzlich zu der anlagenbezogenen Zuteilungsmenge ist es Emittenten im Rahmen des EU ETS gestattet, weitere Emissionsberechtigungen aus Joint Implementation (JI)- bzw. Clean Development Mechanism (CDM)-Projekten zu erlangen. Hintergrund dieses Verfahrens ist die Tatsache, dass der Ausstoß von Treibhausgasen globale Folgen hat und somit auch global bekämpft werden kann. CDM und JI zählen zu den projektbasierten flexiblen Kyoto-Mechanismen. Im Rahmen von JI-Projekten werden weltweit Treibhausgasemissionen reduziert. Anlagenbetreiber können durch eine Beteiligung an JI zur Emissionsminderung in anderen Industrie- und Transformationsstaaten beitragen und die ihnen dadurch zufließenden Zertifikate im Rahmen des EU ETS nutzen.[83] CDM wirkt als ein marktwirtschaftliches Anreizinstrument mit dem Ziel, zusätzliches Kapital für Klimaschutzinvestitionen in den Entwicklungsländern zu mobilisieren. Unternehmen können durch den Erwerb von Zertifikaten im Rahmen von CDM, die in der Regel billiger sind als entsprechende EUA zu Marktpreisen, zusätzliche Emissionsberechtigungen erlangen.[84] Nach der EU-Richtlinie obliegt die Festsetzung des CDM-Anteils den Mitgliedsstaaten. In Deutschland können die vom Emissionshandel erfassten Unternehmen bis zu 22 Prozent ihrer Zuteilung an Emissionszertifikaten für die Jahre 2008 bis 2012 aus CDM importieren.[85]

Als Sanktionsmechanismus des EU ETS fungiert eine Strafsteuer, die dann erhoben wird, wenn ein Unternehmen die ihm zustehenden Emissionen überschreitet. In der ersten Handelsperiode betrug diese Strafsteuer 40 € pro t CO_2. Für alle weiteren Handelsperioden stieg der Betrag auf 100 € pro t CO_2.[86] Außerdem muss der Anlagenbetreiber in der folgenden Berichtsperiode die Emissionen um die zuvor begangene Überschreitung zusätzlich mindern. Schafft er dies nicht, muss die Strafe erneut gezahlt werden. Beim EU ETS handelt es sich also um eine Kombination ökologischer Wiedergutmachung und vermögenswirksamer Strafe.

3.3 Kritik und Änderungsvorschläge

Die grundsätzliche Effizienz des Systems wird weder von der Industrie noch von der Politik in Frage gestellt. Einzelne Stellschrauben des EU ETS bieten je-

[83] Vgl. *Umweltministerium Baden-Württemberg* (2005), S. 501 ff.
[84] Vgl. *Umweltministerium Baden-Württemberg* (2005), S. 333 ff.; Vgl. *DEHST* (2008), S. 12
[85] *BMU* (2008c)
[86] Vgl. *EUKOM* (2007b), S. 14

doch Anlass zu Kritik. Auf Grund des eingeschränkten Umfangs dieser Arbeit kann nicht auf alle Kritikpunkte eingegangen werden, es werden jedoch die wichtigsten diskutiert.

Zunächst kann der systematische Ansatz als Downstream-System in Frage gestellt werden. Wie zuvor beschrieben, ist eine vollständige Erfassung aller Treibhausgasemissionen in einem Downstream-Ansatz auf Grund der steigenden Komplexität nicht vorstellbar. Gegner dieses Ansatzes plädieren daher dafür, nicht den Kohlendioxidausstoß einer einzelnen Produktionsanlage, sondern den in Umlauf gebrachten Kohlenstoff zu erfassen (Upstream-Ansatz).[87] Mit dem Vorschlag würden bestehende Probleme des EU ETS angegangen. So würde die unvoll-ständige Erfassung der Emissionen durch eine umfassendere Methode ersetzt und die ökologische Effektivität verbessert. Zudem würden die administrativen Kosten deutlich gesenkt: Während derzeit etwa 11.400 Anlagen EU-weit erfasst und kon-trolliert werden müssen, wären es bei einem Upstream-System nur ca. 1.000.[88]

Der wohl größte Streitpunkt ist die Wahl der effizientesten Art der Primärallokation. Trotz eines leicht zunehmenden Anteils an Versteigerungen werden die meisten Emissionsberechtigungen auch zu Beginn der zweiten Handelsperiode nach dem Grandfathering-Prinzip kostenlos verteilt. Gegner einer intensiven Versteigerung ist insbesondere die Industrie. Sie spricht sich für eine 100%ig freie Zuteilung aus.[89] Kritiker argumentieren, dass eine Auktion von Zertifikaten vor allem fiskalische Bedürfnisse befriedigen soll, die Effektivität des Systems aber nicht erhöht, sondern diese stattdessen durch das Phänomen *Carbon Leakage* gefährdet. Letzteres bezeichnet die „Verlagerung von Emissionen in Drittländer durch Abwanderung der heimischen Produktion“[90]. Die Argumentation folgt der Auffassung, dass durch die Versteigerung vermeidbare Zusatzkosten für Unternehmen entstehen und diese dadurch Wettbewerbsnachteile gegenüber Unternehmen in Drittländern, die keinen Emissionshandel implementiert haben, erfahren. Als Reaktion weichen Anlagenbetreiber mit der emissionsintensiven Produktion auf eben diese Drittländer aus. In Folge dieser Abwanderung werden Arbeits-

[87] Vgl. *SRU* (2008), S. 169 ff.
[88] Vgl. *SRU* (2008), S. 172
[89] Vgl. *BDI* (2008), S. 1 f.
[90] Vgl. *Dröge* (2008), S. 1

platzverluste und eine Schwächung des Produktionsstandorts „Europäische Union“ befürchtet. Branchen, die oft in Verbindung mit Carbon Leakage gebracht werden, sind insbesondere die Zement-, Aluminium-, Eisen und Stahlindustrie sowie Hersteller von Glas, Zellstoffen und Papier.[91] Außerdem könnten einzelwirtschaftliche Kosten, die mit der Ersteigerung von Zertifikaten entstehen, geplante Investitionen in Effizienztechnologien oder Forschungs- bzw. Innovationsvorhaben verdrängen. Dies würde im Widerspruch zu den erklärten Zielen des EU ETS stehen und die ökonomische Effizienz des Instrumentes verringern.

Befürworter halten dagegen, dass eine Versteigerung von Zertifikaten sog. *Windfall-Profits* der Stromkonzerne verhindern würde.[92] Auf Grund fehlenden Wettbewerbs geben diese Unternehmen den Marktwert der ihnen kostenlos vergebenen Zertifikate als Opportunitätskosten an ihre Kunden weiter und erhöhen so ihre Gewinne, da reale Kosten nicht auftreten. Es lässt sich außerdem feststellen, dass zwischen dem von der Industrie geforderten Grandfathering-Prinzip und der Auktion der Zertifikate kaum Unterschiede bezüglich der Minderung des realen (deutschen) BIP bestehen. In beiden Fällen würde die Wirtschaftsleistung im Jahr 2020 um etwa 1,5 % niedriger ausfallen als im Referenz-Fall.[93]

Angesichts der derzeitigen Wirtschaftskrise gewinnen die Diskussionen um die Versteigerung von Zertifikaten und dadurch befürchtete Arbeitsplatzverluste sowie Wettbewerbsnachteile an Dynamik. Erklärte Verfechter einer ambitionierten Klimapolitik, wie die Bundesrepublik Deutschland, ändern ihre Haltung und fordern, energieintensive Industriesektoren von möglichen Versteigerungen ab 2013 auszunehmen und ihnen Zertifikate weiterhin kostenlos zuzuteilen.[94] In dieser Arbeit werden die Effizienzeigenschaften der Primärallokation in Kapitel 5.2.2 noch eingehender untersucht.

Kritisch können außerdem Kyoto-Mechanismen wie CDM betrachtet werden. Trotz der Tatsache, dass CDM zu deutlichen Investitionssteigerungen in Entwicklungsländern führt[95], wird befürchtet, dass dadurch wirksamere Investitions-

[91] Vgl. *Deutsch* (2008), S. 25
[92] Vgl. *Heymann* (2007), S. 2 f.
[93] Vgl. *GWS* (2007), S. 12 f.
[94] Vgl. *O.V.* (2008b)
[95] Allein in 2007 belief sich das zusätzliche Investitionsvolumen auf etwa 24 Mrd. € (Vgl. *DEHST* [2008], S. 12).

anreize am heimischen Standort abgebaut werden. Unternehmen könnten sich auf den Zukauf von CDM-Zertifikaten konzentrieren statt Innovationen zur Reduktion der eigenen Emissionen hervorzubringen. Durch die Begrenzung des Zukaufs werden diese Effekte jedoch eingeschränkt und durch andere Innovationsanreize, z.B. über eine Versteigerung, kompensiert. Unter anderem wird auch die fehlerhafte Überprüfung der Vorgaben für CDM-Projekte bemängelt. Hier sollen durch ein konsequenteres Vorgehen der zuständigen Institutionen Verbesserungen erzielt werden.[96] Kritiker führen außerdem an, CDM Projekte führten weder zu Technologietransfers in Entwicklungsländer noch würden sie eine nachhaltige Entwicklung in diesen Ländern unterstützen.[97]

In der aktuellen Diskussion steht außerdem die Einbeziehung des Flugverkehrs ab 2011. Kritiker führen auch hier die Gefahr von Carbon Leakage sowie möglicher Wettbewerbsnachteile an. Dies zeigt ein einfaches Beispiel[98]: Müsste beispielsweise eine europäische Fluggesellschaft Emissionsrechte für eine Flugverbindung nach China erwerben, so könnte eine nicht-europäische Firma durch zusätzliche Drehkreuze im Nahen Osten Vorteile erlangen. Letztere würde lediglich Emissionsrechte für den Mittelstreckenflug z.B. nach Dubai erwerben. Abgesehen von der Nichterfassung der weiteren Emissionen durch das EU ETS würden durch den Zwischenstopp verglichen mit dem Direktflug weitaus mehr Treibhausgase freigesetzt. Allerdings vernachlässigen solche Beispiele zusätzliche Kosten, die durch höheren Kerosinverbrauch und Flughafengebühren entstehen und die Ersparnis aus den geringeren Zertifikatsausgaben wieder reduzieren. Die Einbeziehung des Flugverkehrs kann insbesondere im Hinblick auf eine mögliche transatlantische Kooperation ohne größere Effizienzeinbußen für die Fluggesellschaften funktionieren, wenn dieser Bereich in einem amerikanischen Emissionshandelssystem, welches im Folgenden untersucht wird, integriert würde.

4 Der Lieberman-Warner Climate Security Act

Die Vereinigten Staaten von Amerika sind bis heute gleichsam der größte Emittent von Treibhausgasen und diejenige Industrienation, die sich am deutlichsten gegen die bisherige internationale Klimapolitik gestellt hat. Dies äußert sich

[96] Vgl. *DEHST* (2008), S. 16 ff.
[97] Vgl. *Hall* (2007), S. 198
[98] Dieses Beispiel wird von führenden Luftverkehrsunternehmen gerne und oft verwendet.

vor allem in der Ablehnung des Kyoto-Protokolls durch die Bush-Administration. In einer vergleichenden Studie zu vergangenen und künftigen Klimaschutzanstrengungen der G8-Staaten belegen die USA den letzten Platz.[99] Es zeigt sich, dass die Energieversorgung des Landes zu 87 % aus konventionellen Energiequellen generiert wird. Ein solch pessimistisches Bild über fehlende umweltpolitische Maßnahmen in den USA ist aber nicht vollständig: Es vernachlässigt die Differenzierung zwischen Umweltpolitik auf Bundesebene und Anstrengungen, die von einzelnen Bundesstaaten und Städten unternommen werden. Tatsächlich gibt es auf regionaler Ebene drei Initiativen zum Klimaschutz, die alle letztlich auf die Implementierung eines Cap-And-Trade Systems hinauslaufen.[100] So haben sich zehn Staaten[101] aus dem Nordosten der USA der *Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI)* angeschlossen, deren Kernelement, der Emissionshandel, zu Beginn des Jahres 2009 in Kraft tritt.[102] Ähnliche Ambitionen haben die *Western Regional Climate Action Initiative (WCI)* sowie der *Midwestern Greenhouse Gas Accord*. Daneben hat Kalifornien als Einzelstaat bereits in 2006 umfangreiche Gesetze zum Klimaschutz erlassen, die insbesondere auf die Senkung von Emissionen, den Ausbau erneuerbarer Energien sowie die Steigerung der Energieeffizienz abzielen.[103] Schließlich haben bisher über 900 Städte mit zusammen über 80 Mio. Einwohnern das *U.S. Conference of Mayors Climate Protection Agreement* unterzeichnet und sich damit zur Emissionsreduktion um 7 % unter das Niveau von 1990, dem US-Kyoto-Ziel, verpflichtet.[104]

Die Beispiele zeigen, dass Klimaschutz in den USA durchaus ernst genommen und teilweise konsequent umgesetzt wird. Dennoch ist die Forderung nach einem gesamtstaatlichen Vorgehen und damit einer Vereinheitlichung der vielen Einzelinitiativen berechtigt. Zum einen, weil dadurch Wettbewerbsverzerrungen innerhalb der USA vermieden werden und zum anderen, weil die Vereinigten Staaten nur mit einem landesweiten Programm und damit einer gesamtstaatlichen Emissionsverpflichtung in internationalen Verhandlungen Präsenz zeigen können.

[99] Vgl. *WWF* (2008), S. 9 ff.
[100] Vgl. *Deutsch* (2008), S. 13 ff.
[101] Teilnehmende US-Bundesstaaten sind Connecticut, Delaware, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Rhode Island und Vermont (Stand 14.12.2008).
[102] Vgl. *RGGI* (2008)
[103] Vgl. *Deutsch* (2008), S. 13
[104] Vgl. *U.S. Conference of Mayors* (2008), S. 1 f.

Der zur Zeit der Erstellung dieser Arbeit wichtigste Gesetzentwurf zur Einführung eines US-Emissionshandels war der *Lieberman-Warner Climate Security Act*. Die folgenden Abschnitte werden diese Einschätzung begründen, indem sie zunächst die Entstehung und den derzeitigen Verhandlungsstand aufzeigen und die Chancen für eine praktische Umsetzung beleuchten. Analog zur vorangegangenen Analyse wird dann auf die Ausgestaltung des geplanten Systems eingegangen und eine erste Bewertung des Ansatzes vorgenommen. Mittlerweile ist der CSA durch einen neuen Gesetzentwurf – den American Clean Energy and Security Act of 2009 (Waxman-Markey) – abgelöst worden. Dieser stellt im Wesentlichen eine Fortentwicklung des CSA dar und hat auf die grundsätzlichen Aussagen der folgenden Analyse keinen Einfluss. Aus Aktualitätsgründen wird aber in Kapitel 7 ausführlicher auf die Unterschiede der beiden Gesetzentwürfe eingegangen.

4.1 Entstehung des CSA

Der CSA geht auf die Senatoren Joseph Lieberman (D, CT) und John Warner (R, VA) zurück. Im Juli 2007 erklärten beide erstmals das Ziel, bestehende Vorschläge für eine amerikanische Klimapolitik auf Bundesebene zu sammeln und in einem einheitlichen Gesetzentwurf zu vereinigen.[105] Zentrales Element sollte ein Cap-and-Trade System sein, dass ökologisch glaubwürdig ist und dem Markt zugleich eine größtmögliche Flexibilität offeriert. Im Oktober 2007 wurde der Gesetzentwurf als America's Climate Security Act (S. 2191) in den Senat eingebracht und zunächst in Ausschüssen beraten. Innerhalb dieser Ausschüsse kam es zu teils knappen Entscheidungen.[106] Dennoch beschloss das *Senate Environment and Public Works Committee* mit deutlicher Mehrheit, den Vorschlag als Lieberman-Warner Climate Security Act im Dezember 2007 dem gesamten Senat vorzulegen. Im ersten Halbjahr durchlief der CSA die üblichen Beratungen und Prozeduren im US-Senat. Dabei wurde er durch Senatorin Barbara Boxer (D, CA) ergänzt und als Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008 (S. 3036) im Juni 2008 offen debattiert. Die Abstimmung über ein abschließendes Gesetzgebungs-

[105] Vgl. *Lieberman & Warner* (2007)
[106] Im November 2007 entging der Entwurf in einem Unterausschuss mit einer 4-3 Abstimmung nur knapp einer Ablehnung.

verfahren scheiterte an der notwendigen 3/5-Mehrheit.[107] Die folgende Abbildung verdeutlicht das Abstimmungsergebnis:

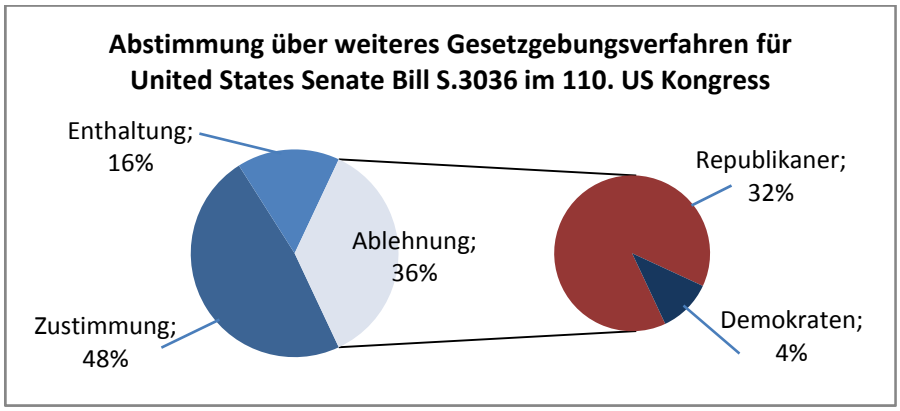

Abbildung 8: Abstimmungsergebnis CSA im US-Senat (Quelle: eigene Darstellung)

Damit ist der Plan für eine entsprechende Gesetzgebung jedoch nicht aufgegeben worden. Um die Relevanz des Gesetzentwurf zu verdeutlichen und damit seine Thematisierung in dieser Arbeit zu rechtfertigen, werden im nächsten Abschnitt die Chancen für eine politische Umsetzung und ein amerikanisches Emissionshandelssystem auf Basis des Lieberman-Warner CSA diskutiert. Dabei spielen insbesondere die Abstimmungsverhältnisse in den Kongresskammern der USA eine entscheidende Rolle.

4.2 Prozess der politischen Umsetzung

Nach der strikten Ablehnung einer ambitionierten amerikanischen Klimapolitik seitens der Bush-Administration wurde weltweit die Präsidentschaftswahl als Chance für einen Wandel angesehen. Dabei hätte es vermutlich für die Frage, ob es diesen Wandel geben wird, keine Rolle gespielt, ob der nächste US-Präsident John McCain oder Barack Obama geheißen hätte. Beide haben den Lieberman-Warner CSA unterstützt und halten die Implementierung eines Emissionshandelssystems in den USA für dringend erforderlich.[108] Die Wahl gewann am 4. November 2008 Barack Obama, sodass eine genauere Betrachtung seiner Einstellung zum CSA sinnvoll ist. Hier ist die Aussage des designierten Präsidenten klar und eindeutig:

[107] Vgl. *U.S. Congress* (2008)
[108] Dies zeigen sowohl die programmatische Ausrichtung der beiden Kandidaten als auch ihr Abstimmungsverhalten im US-Senat.

> „Barack Obama und Joe Biden unterstützen die Implementierung eines marktbasierten Cap-and-Trade Systems zur Reduktion von Kohlenstoffemissionen, die nach Meinung der meisten Wissenschaftler notwendig ist: 80 Prozent bis 2050 unter das Niveau von 1990. Sie werden sofort mit der Emissionsreduktion ... beginnen und sie werden außerdem verfügen, dass Emissionen bis 2020 auf das Niveau von 1990 gesenkt werden.“[109]

Dies zeigt, dass zumindest der politische Wille der folgenden Administration vorhanden ist, dem Problem des Klimawandels mit umweltökonomischen Instrumenten zu begegnen. Dennoch kann diese Absicht, die zunächst lediglich ein Wahlversprechen darstellt, keine fundierte Begründung dafür liefern, die Chancen für eine Umsetzung des CSA positiv zu beurteilen. Es gibt jedoch weitere Indizien, die für eine solche Einschätzung sprechen. Zusammen mit der Präsidentschaftswahl hat sich auch die Zusammensetzung der beiden Kongresskammern, insbesondere der des Senats zu Gunsten der demokratischen Partei geändert: Die Demokraten kontrollieren weiterhin das Repräsentantenhaus und haben eine absolute Mehrheit im Senat errungen. Diese Mehrheit könnte sogar auf 60 Sitze und damit auf die nötige 3/5-Mehrheit (vgl. Abbildung 8) ausgebaut werden.[110] Das bedeutet, dass die drei für die Gesetzgebung in den USA relevanten Institutionen mehrheitlich durch die Demokraten geführt werden, was den Gesetzgebungsprozess wesentlich vereinfachen dürfte.

Zudem gibt es einen nicht unerheblichen Druck aus verschiedenen Bundesstaaten, die auf eine einheitliche Regelung dringen. Dieser innenpolitische Druck wird mit In-Kraft-Treten der bereits erwähnten regionalen Cap-And-Trade-Systeme noch steigen. Außerdem zeigen sich eine durch steigende Energiepreise und heftige Naturkatastrophen zunehmende Sensibilisierung der amerikanischen Bevölkerung und eine steigende Bereitschaft dafür, klimapolitische Entscheidungen mitzutragen.[111] Fraglich bleibt zunächst die Auswirkung der Finanzkrise auf die umweltpolitischen Ambitionen. Zusätzliche Belastungen für die Wirtschaft, vor allem für die Stahlindustrie, dürften in den USA wie in Europa schwer vermittelbar sein.[112] Dennoch kann ein US-Emissionshandelssystem über Versteigerungen der Zertifikate zu Einnahmen führen, die als Investitionshilfen für neue Technolo-

[109] *Obama* (2008), S. 1
[110] Zur Zeit der Erstellung dieser Arbeit waren die Ergebnisse in den Bundesstaaten Georgia und Minnesota noch offen. Vgl. *Koch* (2008)
[111] Vgl. *Deutsch* (2008), S. 15
[112] Vgl. *O.V.* (2008b)

gien und den Ausbau erneuerbarer Energien genutzt werden können. So sollen zwei für die amerikanische Wirtschaft eklatante Probleme gelöst werden, indem neue Arbeitsplätze geschaffen werden und die Abhängigkeit von Öl und Gas reduziert wird.[113] Auch träfe ein Großteil der Reduktionskosten große Raffinerien (vgl. Kapitel 4.3), gegen die bereits im Wahlkampf auf Grund hoher Gewinne erfolgreich polarisiert wurde. Die Finanz- und Wirtschaftskrise kann also durchaus förderlich auf die Umsetzung eines Gesetzentwurfes wie des CSA bzw. Waxman-Markey wirken.

Schließlich erhöht sich der außenpolitische Handlungsdruck auf die US-Regierung. Mit der Klimakonferenz in Kopenhagen Ende 2009 (vgl. Kapitel 7) werden deutliche Signale über die Bereitschaft der USA, Treibhausgasemissionen zu reduzieren, nicht nur von der Europäischen Union, sondern insbesondere auch von Schwellenländern wie China und Indien erwartet. Es ist unwahrscheinlich, dass ein Gesetzgebungsverfahren für eine Umsetzung eines amerikanischen Emissionshandelssystems vor dieser Konferenz abgeschlossen ist. Dennoch wird durch eine fortgeschrittene Gesetzgebung die Verhandlungsposition der USA gestärkt, was dem Prozess zusätzlichen Druck verleihen dürfte. Wahrscheinlich ist daher, dass zumindest der Rahmen einer Ausgestaltung eines solchen Gesetzentwurfes an Form gewinnen dürfte und anschließend Details formuliert und zur Abstimmung gebracht werden. Dieser mögliche Rahmen wird auf Basis des CSA in den nächsten Abschnitten diskutiert.

4.3 Ausgestaltung des CSA

Der mögliche, auf dem Lieberman-Warner CSA basierende Rahmen eines amerikanischen Emissionshandelssystems unterscheidet sich in einem wesentlichen Punkt von dem europäischen ETS: Statt eines Downstream-Systems bildet der CSA einen Upstream-Ansatz, indem er nicht die tatsächlichen Emittenten von Treibhausgasen erfasst, sondern vorgelagerte Handelsstufen. Dabei sollen nach dem letzten Ergänzungsvorschlag folgende Branchen in den EU-Emissionshandel einbezogen werden:[114]

- Anlagen, die über 5.000 Tonnen Kohle pro Jahr verbrennen;

[113] Vgl. *Obama* (2008), S. 2 ff.
[114] Vgl. *U.S. Senate* (2008), S. 12 ff.

- Anlagen im Erdgasbereich;
- Anlagen zur Förderung oder Betriebe zum Import von Erdöl;
- Anlagen bzw. Betriebe, die mehr als 10.000 Tonnen CO_2-äquivalente Treibhausgase emittieren bzw. importieren sowie
- Anlagen, die als Nebenprodukt mehr als 10.000 Tonnen CO_2-äquivalentes FCKW emittieren.

Der Fokus liegt auf Betrieben, die Energieträger fördern bzw. importieren, also vorgelagerte Produktionsstufen darstellen. Für die Zielgruppe des CSA wird eine Emissionsobergrenze festgelegt, die dem Emissionsniveau der Emittenten aus dem Jahr 2005 – 5.775 Mio. Tonnen CO_2-Äquivalente – entspricht. Beginnend in 2012 würde diese Obergrenze in den ersten Jahren um jährlich ca. 2 % kontinuierlich bis um ca. 6 % in den letzten Jahren verringert werden (vgl. Abbildung 9).

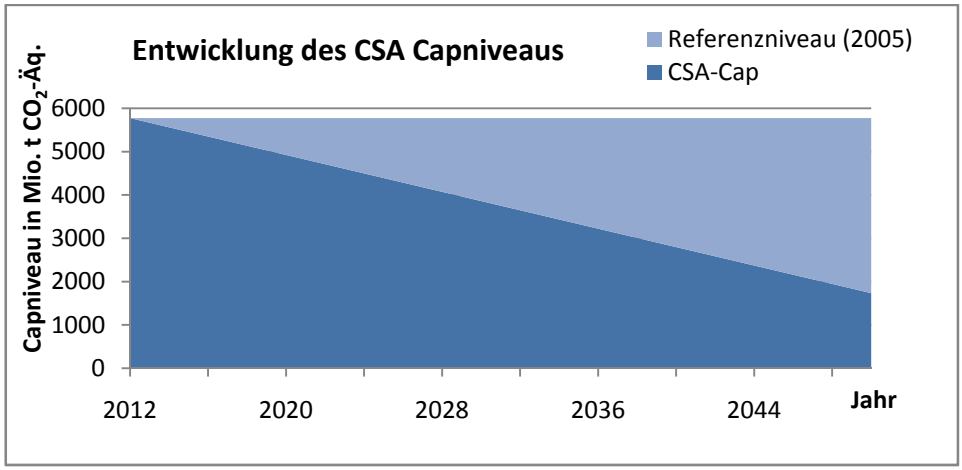

Abbildung 9: Entwicklung des CSA Capniveaus (Quelle: eigene Darstellung)

Ein weiterer Unterschied zum europäischen Emissionshandel ist die Erfassung weiterer Treibhausgase: neben Kohlenstoffdioxid auch Methan, Stickstoffoxid, Schwefelhexafluorid und vollhalogenierter Fluorkohlenwasserstoff.[115] Dies entspricht den wichtigsten Treibhausgasen der UN-Klimakonventionen. Die betreffenden Unternehmen melden die produzierten, importierten bzw. emittierten Mengen an Treibhausgasen an ein (noch einzurichtendes) zentrales Register. Emittiert eine Anlage in einer Periode mehr Treibhausgase als ihr durch entsprechende Berechtigungen erlaubt ist, müssen für diese Mehremissionen Berechti-

[115] Vgl. *U.S. Senate* (2008), S. 16

gungen in der Folgeperiode vorliegen. Zudem wird eine Strafzahlung in Höhe von 200 $ pro t CO_2-Äquivalent, also pro Emissionsberechtigung, fällig.

Das Zuteilungssystem des Gesetzentwurfes ist sehr komplex, weshalb nur die wichtigsten Grundzüge dargestellt werden sollen, die sich jedoch deutlich von der bisher in Europa praktizierten Zuteilungsform abheben. So stellt die Versteigerung von Zertifikaten von Beginn an einen wesentlichen Teil der Zuteilungen dar. Zur Einführung des Systems im Jahr 2012 sollen rund 30 % aller Zertifikate versteigert werden. Diese Versteigerungen sollen zum einen als *Early Auctions* zeitlich weit vor der Handelsperiode und auch für Folgeperioden geltend und zum anderen als jährliche Auktionen durchgeführt werden. Dieser zu versteigernde Anteil der Emissionsberechtigungen soll in den Folgejahren stetig zunehmen und bis 2050 auf mehr als 75 % Prozent steigen. Die verbleibenden Zertifikate werden unter anderem

- der Industrie kostenlos zugeteilt,
- den Bundesstaaten für Anreiz- und Anpassungsmaßnahmen bereitgestellt,
- als Übergangshilfen für Strom- und Gaskunden verwendet,
- der Land- und Forstwirtschaft kostenlos zugeteilt sowie
- als Bonus für die Kohlenstoffsequestrierung bereitgehalten.

Die Verwendung der Einnahmen aus den Versteigerungen soll insbesondere dazu dienen, strukturelle Anpassungen im Arbeitsmarkt zu unterstützen sowie die Anpassung an den Klimawandel zu finanzieren. Dabei werden sicherheitspolitische Effekte ebenso bedacht wie die Feuerbekämpfung oder Kulturlandgewinnung. Ein Großteil der Auktionserlöse fließt außerdem in die Forschung und Entwicklung von Effizienztechnologien, erneuerbaren Energien sowie der Kohlenstoffsequestrierung (Carbon Capture and Storage, CCS).

Nach dem Gesetzentwurf soll Borrowing bis zu 15 % der zugewiesenen Emissionen möglich sein. Dabei müssen Emissionsrechte, die aus Folgeperioden geliehen werden, in der entsprechenden Periode mit dem Faktor 1,1 und der Anzahl von Jahren, die zwischen dem Nutz- und dem Quelljahr liegen, zurückgezahlt werden. Banking ist dagegen unbeschränkt möglich.[116]

[116] Vgl. *U.S. Senate* (2008), S. 44 ff.

Grundsätzlich soll Emittenten außerdem die Möglichkeit gegeben werden, einen Teil ihrer Emissionsberechtigungen durch sogenannte Offset-Programme im Inland sowie durch den Erwerb von Emissionszertifikaten ausländischer Emissionshandelssysteme zu decken. Angedacht ist dabei jeweils ein Volumen im Umfang von 15 % der Emissionsberechtigungen eines Emittenten.[117] Im Rahmen der Offset-Programme, die in den USA erst noch gebildet werden müssten, spielen land- und forstwirtschaftliche Projekte eine große Rolle. Der Erwerb von ausländischen Zertifikaten soll nur dann zulässig sein, wenn das System mit dem der Vereinigten Staaten kompatibel ist. Programme wie CDM oder JI werden im Gesetzentwurf nicht explizit angeführt. Auf Grund der Zweifel an der ökologischen Treffsicherheit dieser Projekte (vgl. Kapitel 3.3) ist es jedoch fraglich, ob entsprechende Zertifikate in den USA zugelassen würden. Eine bedeutende Rolle spielt der Erwerb ausländischer Zertifikate aber im Hinblick auf eine transatlantische Kooperation zwischen dem EU ETS und einem amerikanischen Emissionshandelssystem. Hierauf wird in Kapitel 6 noch näher eingegangen.

4.4 Allgemeine Beurteilung

Für eine Beurteilung des Gesetzentwurfes ist es sinnvoll, nach den Gründen zu suchen, die dazu geführt haben, dass der Lieberman-Warner CSA im Juni 2008 nicht in ausreichendem Maße unterstützt wurde. Die Kritikpunkte ähneln denen, die auch in Europa gegen das EU ETS vorgebracht werden, weswegen an geeigneter Stelle auf die schon diskutierten Punkte verwiesen wird.

Ein Hauptgrund für das Scheitern des CSA ist seine große Komplexität, vor allem bezogen auf die Zuteilungsregeln. Bei einer Neuauflage des Gesetzes ist zu erwarten, dass klare Zuteilungsregeln an die Stelle der bisherigen tiefen Differenzierung treten. Dies betrifft vor allem die vielfältige kostenlose Vergabe als Kompensation und Investitionsanreiz. Vielfach wurden in diesem Bereich Zugeständnisse an Abgeordnete gemacht, die Vorteile für ihren Wahlkreis als Bedingung für eine Zustimmung geltend machten. Dadurch ist die Vergabepraxis jedoch undurchschaubar und für viele nicht mehr nachvollziehbar geworden.

Im Gegensatz zum EU ETS werden Zertifikate von Beginn an versteigert. Dies dürfte sich auch bei einer möglichen Neuauflage des Gesetzes kaum ändern.

[117] Vgl. *Deutsch* (2008), S. 17

Insbesondere die Position der Obama-Administration, die zunächst eine vollständige Versteigerung favorisiert, dürfte für einen deutlichen Auktionsanteil an der Gesamtzuteilung sprechen. Dennoch sind eben diese Auktionen auch in den USA auf Grund ihrer direkten Kostenwirkung sehr umstritten. Kritiker sehen in ihr eine direkte Steuererhöhung.[118] Angesichts der schlechten Haushalts- und Wirtschaftslage der USA ist ein hoher Versteigerungsanteil aber mit dem Hinweis auf Kosten, die bei der Bekämpfung des Klimawandels entstehen, wahrscheinlich. Zudem sind Mittel als Investitionsanreize und für die Entwicklung wichtiger Technologien wie CCS erforderlich. Kritiker fordern dagegen eine sogenannte *Safety-Valve*, d. h. eine institutionell gesetzte Preisobergrenze für Zertifikate vor allem bei Versteigerungen, um die Kontrolle über entstehende Kosten zu behalten. Die zusätzlichen einzelwirtschaftlichen Kosten des Systems führen auch in den USA zu der Frage, ob bestimmte Sektoren, die unter starkem internationalen Wettbewerbsdruck stehen, vom Emissionshandel oder zumindest von den Versteigerungen ausgenommen sollten. Dieses Problem wird im nächsten Kapitel analysiert werden. Durch die Berücksichtigung von Energieträgerimporten im CSA wird das Argument des Carbon Leakage zumindest teilweise entkräftet.

Im Gegensatz zum EU ETS ist die Verwendung der staatlichen Einnahmen aus der Versteigerung von Zertifikaten in den USA ein wesentlicher Diskussionspunkt. Dies liegt insbesondere daran, dass auf europäischer Seite die Einnahmen direkt an die Mitgliedsstaaten weitergereicht werden, denen die Entscheidung über die Mittelverwendung selbst überlassen ist. In den USA fließen diese Mittel zum großen Teil in den Bundeshaushalt, sodass bereits im Vorfeld über die Verteilung der Einnahmen diskutiert wird. Der Gesetzentwurf sieht vor allem Übergangshilfen vor, die sehr hoch und langfristig angelegt sind.[119] Ähnlich wie die kostenlose Vergabe sind damit auch die Auktionserlöse lokalpolitischem Lobbyismus ausgesetzt. Dadurch sind in diesem Bereich deutliche Änderungen bei der Neuauflage des Gesetzes zu erwarten.

Ein Problem könnte zudem die bisher unbeschränkte Zulassung des Banking-Mechanismus darstellen. Würde dieser zu extensiv genutzt, könnte es dazu kommen, dass Emissionsberechtigungen gehortet und in späteren Perioden wieder

[118] Vgl. *O.V.* (2008a)
[119] Vgl. *Deutsch* (2008), S. 24

angeboten werden, wenn deren Marktpreis erwartungsgemäß gestiegen ist. Ein zusätzlicher Verkauf könnte jedoch ein Überangebot an Zertifikaten und einen entsprechenden Preisverfall verursachen. Ein solches Phänomen ließ sich bereits in der ersten Handelsperiode des EU ETS beobachten, wenngleich dieser Preissturz nicht maßgeblich durch Banking hervorgerufen wurde. Dennoch dürfte es in die Weiterentwicklung des Gesetzes einfließen und eine Begrenzung des Banking analog zu den Borrowing-Vorschriften zur Folge haben.

Ein weiterer kritischer Kern des CSA ist die Berechtigung zur Emission von Treibhausgasen über die Beteiligung an Offset-Projekten. Diese sind attraktiv, da sie den Pool an verfügbaren kostengünstigen Reduktionsalternativen erweitern. Zugleich ist die ökologische Wirksamkeit dieser Projekte sehr umstritten, wie die Diskussion um das CDM-Programm der Vereinten Nationen zeigt. Der CSA definiert zu diesem Zweck ein eigenes nationales Offset-Programm. Hauptkritikpunkte solcher Projekte sind eine geringe Messbarkeit der Effekte sowie eine erschwerte Überwachung (beispielsweise bei der Biosequestrierung).[120] Der Gesetzentwurf berücksichtigt diese Kritik, indem er genau auf die einzelnen Maßnahmen, deren Genehmigung sowie auf die Validierung eingeht. Gleichzeitig wird die Verfügbarkeit dieser Projekte für den Emittenten begrenzt. Ziel eines solchen, in der Literatur als eine mögliche Alternative anerkannten Systems ist die Maximierung der ökologischen Integrität, wobei die Vergabe von Emissionsberechtigungen für qualitativ minderwertige Projekte eingeschränkt werden soll.[121] Als notwendige Folge steigen der administrative Aufwand und damit die staatlichen Regulierungskosten. Diese stehen in einem Trade-off zur ökologischen Treffsicherheit. Die Kritik an den hohen Kosten der Regulierung dürfte zu leichten Veränderungen bei der Neuauflage des Gesetzentwurfes führen.

Es sind vor allem zahlreiche Detailregelungen und die große Komplexität des Gesetzentwurfes gewesen, die letztlich das Scheitern im US-Senat bewirkten. Der grundsätzliche Rahmen des Lieberman-Warner CSA dürfte jedoch bei der Weiterentwicklung und Umsetzung eines amerikanischen Emissionshandelssystems eine entscheidende Rolle spielen, sodass ein Vergleich mit dem EU ETS auf mögliche

[120] Vgl. *Hall* (2007), S. 193 f.
[121] Vgl. *Hall* (2007), S. 195 f.

Effizienzvorteile hin sinnvoll ist. Dieser Vergleich wird im Folgenden vorgenommen.

5 Effizienzvergleich der beiden Systeme

Nachdem in den vorangegangen Abschnitten auf die einzelnen Designelemente der beiden Emissionshandelssysteme eingegangen worden ist, werden beide Instrumente in diesem Kapitel hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und ihren ökonomischen Effizienzeigenschaften miteinander verglichen. Auf Grund der großen Komplexität, die ein solches System mit sich bringt, können in dieser Arbeit nicht alle Effizienzwirkungen betrachtet werden. Es zeigt sich außerdem, dass sich beide Ansätze in einigen Punkten, wie etwa Sanktionsmechanismen oder metrischen Definitionen, entsprechen, sodass diese für einen Vergleich nicht relevant sind. Zugleich muss bei einem solchen Vergleich per Annahme davon ausgegangen werden, dass die Systeme in ihrer hier diskutierten Ausgestaltung umgesetzt werden. Mögliche Anpassungen beeinflussen stark die statischen und dynamischen Effizienzeigenschaften. Es wird dabei so vorgegangen, dass zunächst diejenigen Designelemente, die in der aktuellen Diskussion umstritten und in den beiden Ansätzen unterschiedlich ausgestaltet sind, mit der in Kapitel 2.3 vorgenommenen Wirksamkeitsanalyse in Verbindung gebracht werden. Diese Schwerpunktkriterien werden dann einzeln auf ihre Effizienzwirkung hin analysiert. Abschließend werden beide Systeme einander gegenüber gestellt.

5.1 Schwerpunktsetzung

Um die notwendigen Schwerpunkte für die folgende Analyse setzen zu können, müssen die praktische Ausgestaltung des EU ETS und des CSA mit den theoretischen Erkenntnissen aus Kapitel 2.3 in Verbindung gebracht werden. Dabei müssen alle diejenigen Designelemente betrachtet werden, die einen Einfluss auf die statische bzw. dynamische Effizienz des Emissionshandelssystems haben oder seine ökologische Treffsicherheit beeinflussen. Nach Ausschluss derjenigen Variablen, die in beiden Systemen in ähnlicher Weise ausgestaltet sind oder die kei-

nen merklichen Stellenwert in der aktuellen Diskussion erreichen[122], lassen sich folgende Gestaltungsoptionen als Effizienzkriterien identifizieren:

- die Erfassung der Teilnehmer und Art der erfassten Emissionen,
- die Art der Primärallokation,
- mögliche Carbon Leakage-Gefahren sowie
- die Intensität von Borrowing.

Dahinter stehen folgende Kausalzusammenhänge:

Die Art der Erfassung der Teilnehmer bestimmt sowohl die Zahl als auch die Heterogenität der am Emissionshandel beteiligten Anlagenbetreiber und Unternehmen. Zum einen beeinflusst die Wahl eines Upstream- bzw. Downstream-Ansatzes die administrativen Kosten und darüber die gesamtwirtschaftliche (statische) Effizienz des Systems.[123] Zum anderen steigern die Teilnehmerzahl und ein hoher Heterogenitätsgrad die Intensität des Zertifikatsmarktes.[124] Die Marktintensität wiederum beeinflusst maßgeblich die dynamische Effizienz des Systems.[125] Die Auswahl der zu erfassenden Treibhausgase hat ebenfalls eine Veränderung der Teilnehmerzahl und Unterschiede in den Vermeidungsstrukturen der Teilnehmer zur Folge und beeinflusst wesentlich die ökologische Treffsicherheit des Instruments.

Die Zusammensetzung der Primärallokation wirkt direkt auf die einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten und beeinflusst damit die statische Effizienz des Systems. Außerdem sind mit der Art der Primärallokation direkt Anreizwirkungen für Investitionen in effiziente Technologien sowie Innovationen verbunden. Die Intensität von Early Actions hängt entscheidend von der Vergabepraxis ab. Somit sind direkte Effekte auf die dynamischen Effizienzeigenschaften des Emissionshandels festzustellen.

Die Gefahr des Carbon Leakage ist stark mit der Wahl der Vergabeart verbunden, soll aber dennoch separat betrachtet werden. Zum einen wird die dynami-

[122] Ein niedriger Stellenwert in der aktuellen Diskussion impliziert geringfügige Auswirkungen auf einzelwirtschaftliche Kostenstrukturen, gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtseffekte oder die Erreichung des Emissionsziels und kann somit eine Vernachlässigung in der nachfolgenden Analyse aus Kapazitätsgründen rechtfertigen.
[123] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 100 ff.
[124] Vgl. *EUREX* (2007), S. 7
[125] Vgl. *Stehling* (1999), S. 69 f.

sche Effizienz über Teilnehmerzahl und Marktintensität beeinflusst, zum anderen die ökologische Effektivität des Instruments in Frage gestellt. Des Weiteren bestimmt die mögliche Abwanderung von emissionsintensiven Betrieben in großem Maße die öffentliche Diskussion.

Schließlich hat die Möglichkeit zum Borrowing Effekte auf die Entwicklung der Vermeidungskosten im Zeitablauf, also auf die dynamische Effizienz, sowie auf die Erreichung des Emissionsziels.

5.2 Analyse der einzelnen Effizienzkriterien

Die zuvor herausgearbeiteten Kriterien werden nun einer Effizienzanalyse unterzogen. Dabei werden die unterschiedliche Ausgestaltung in den beiden Emissionshandelssystemen herausgearbeitet und mögliche Vorteile bzw. Nachteile untersucht. Speziell soll auch auf die von Kritikern angebrachten Argumente eingegangen werden.

5.2.1 Erfassung der Emittenten und Emissionen

Während das EU ETS von einem Downstream-Ansatz ausgeht, wird im CSA Gesetzentwurf mit der Erfassung früherer Handelsstufen (Energieträgerförderung, -import u.ä.) die Upstream-Variante zu Grunde gelegt. Damit reduzieren sich die erfassten Anlagen wesentlich. Im EU ETS werden derzeit etwa 12.000 Anlagen erfasst, im Verhältnis zu den erfassten Emissionen werden im CSA weniger Anlagen einbezogen. Damit werden die Transaktionskosten, vor allem die Kosten des Monitoring, durch den Upstream-Ansatz wesentlich verringert und die statische Effizienz des Systems insgesamt gesteigert.[126] Zudem können zusätzlich Sektoren, wie das Transportgewerbe, in das System integriert werden, die im EU ETS auf Grund zu hoher administrativer Kosten unberücksichtigt bleiben.

Zu hinterfragen ist jedoch die dynamische Anreizwirkung eines solchen Systems. Ein Downstream-Ansatz wie das EU ETS verursacht direkte Kosten bei der Produktion, welche durch den Einsatz effizienter Technologien verringert bzw. bei kostenloser Vergabe sogar in Erträge umgewandelt werden können. Bei einem Upstream-Ansatz entstehen zusätzliche Kosten der Produktionsfaktoren. Hier kann jedoch von einer relativ starren Preiselastizität ausgegangen werden, sodass

[126] Vgl. *Bertenrath et al.* (2007), S. 243 f.

moderate Anstiege in den Kosten keine signifikante Innovationswirkung bzw. Verhaltensänderung hervorbringen.[127] Dies zeigt auch eine Studie zum CSA: Demnach ist das von dem System ausgestrahlte Preissignal nicht groß genug, um eine Nachfrageänderung bzw. eine Verhaltensänderung im Transportsektor zu induzieren.[128] Somit ist eine positive Wirkung auf die dynamische Effizienz des Emissionshandelssystems bei einem Downstream-Ansatz vergleichsweise höher.

Durch die größere Zahl erfasster Sektoren in einem Upstream-System ist zudem die ökologische Treffsicherheit höher. Ein solcher Effekt stellt sich auch bei der Einbeziehung weiterer Treibhausgase, wie im CSA-Gesetzentwurf angedacht, ein. Dadurch werden auch Anlagenbetreiber, die in gleicher Weise durch den Ausstoß dieser Gase zum Klimawandel beitragen, erfasst. Die Beschränkung auf Kohlenstoffdioxidemissionen ist, wie zuvor gezeigt, sowohl ökonomisch als auch ökologisch nicht gerechtfertigt. Eine Erweiterung entspricht dem Verursacherprinzip, weshalb die in der Revision der EU-Richtlinie enthaltenen Planungen zur Erweiterung der Treibhausgaserfassung dringend umgesetzt werden sollten.

5.2.2 Primärallokation

Im Rahmen dieses Kriteriums ist die Frage zu beantworten, ob eine Versteigerung von Zertifikaten zusätzliche ökologische Vorteile bringt und im Verhältnis dazu wirtschaftlich Sinn macht. Die Haltung der Industrie ist dazu eindeutig: „Die Versteigerung selbst bewirkt keine Minderung von Treibhausgasen, im Gegenteil, sie entzieht den Betroffenen Investitionsmittel für die Verbesserung der Anlagen.“[129] Diese Darstellung ist jedoch unvollständig. Zunächst ist festzuhalten, dass durch eine Auktion von Emissionsberechtigungen die Volatilität ihrer Preise steigt und es dadurch zu Planungsunsicherheiten und daraus resultierend zu einer sinkenden Innovationsbereitschaft kommen könnte.[130] Es liegen jedoch keine Erkenntnisse dazu vor, wie groß dieser Effekt, insbesondere bezogen auf den Versteigerungsanteil, ex-ante sein könnte.

[127] Vgl. *Bertenrath et al.* (2007), S. 243
[128] Vgl. *EPA* (2008), S. 2 ff.
[129] *BDI* (2008), S. 1
[130] Vgl. *Holt et al.* (2007), S. 54 f.

Vielmehr ist festzustellen, dass die Primärallokation via Versteigerung die größte allokative Effizienz hervorruft.[131] Die Zertifikate und damit die Emissionen werden dort zum Einsatz kommen, wo sie durch besonders hohe Vermeidungskosten ökonomisch gerechtfertigt sind. Es besteht jedoch die Möglichkeit, dass diese allokative Effizienz durch die Umverteilung der staatlichen Auktionseinnahmen an die Industrie als Kostenkompensation vermindert wird.[132] Deshalb ist bei der Verwendung der Einnahmen darauf zu achten, dass diese nicht als Subventionen an teilweise ineffiziente Industrieunternehmen zurückfließen, sondern für Forschungs- und Entwicklungsförderung sowie zur gezielten Unterstützung von Innovationsvorhaben durch Unternehmen eingesetzt werden.

Insbesondere auf die Innovationsbereitschaft hat die Versteigerung je nach Auktionsart eine besonders intensive, positive Wirkung. Sogenanntes *First Mover Verhalten* bzw. *Early Actions* werden durch diese Form der Primärallokation entscheidend gestärkt.[133] Durch die Erwartung steigender Produktionskosten bei Wegfall des Grandfathering-Prinzips werden Anlagenbetreiber schon vor Beginn der Versteigerung versuchen, ihre Emissionen zu reduzieren. Zudem werden verfügbare, emissionsmindernde Technologien durch steigende Emissionskosten rentabler, sodass erwartete Preissteigerungen für Zertifikate (etwa durch Versteigerung) zu zusätzlichen Investitionen führen.[134] Das Argument, die ökologische Effektivität des Systems würde durch eine Versteigerung von Zertifikaten nicht gesteigert werden, ist ebenfalls nicht verifizierbar, da ein solcher Effekt vom Marktpreis der Emissionsberechtigungen abhängt.[135] Dieser Preis ist jedoch schwer abschätzbar (vgl. Kapitel 6.1). Dagegen führt eine Versteigerung über höheren Kostendruck – verglichen mit einer kostenlosen Vergabe – tendenziell zu stärkeren Emissionsreduktionen. Bei gleichen Gesamtemissionen (festgelegt durch das Cap) kann die gesamtwirtschaftliche Produktion also ausgeweitet werden. Unter diesem Gesichtspunkt ist die ökologische Treffsicherheit bei Auktionen sogar höher.

[131] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 287 f.
[132] Vgl. *Hofmann* (2006), S. 14
[133] Vgl. *Zwingmann* (2007), S. 274 ff.
[134] McKinsey hat gezeigt, dass sich der Einsatz vieler Technologien bereits bei niedrigen Zertifikatspreisen betriebswirtschaftlich rentiert (siehe hierzu Abbildungen 12 und 13 im Anhang; vgl. außerdem *McKinsey* [2007], S. 31 ff sowie *Schafhausen* [2008], S. 10 ff.).
[135] Vgl. *Hofmann* (2006), S. 14 f.

Im Vergleich der Emissionshandelssysteme lässt sich eine ähnliche Vergabepraxis für die Zeit ab 2013 feststellen. Auf Grund der positiven ökonomischen und ökologischen Eigenschaften ist ein möglichst hoher Versteigerungsanteil angebracht und der Widerstand gegen Partikularinteressen für eine Steigerung der allokativen Effizienz der Systeme unbedingt notwendig.

5.2.3 Carbon Leakage

Oft wird im Zusammenhang mit der Argumentation gegen eine Versteigerung das Problem des *Carbon Leakage* genannt. Abseits der öffentlichen Verbindung dieser beiden Tatbestände kann Carbon Leakage ein generelles Problem des Emissionshandels darstellen. Deshalb ist zu untersuchen, wie groß die tatsächliche Gefahr ist und ob sie durch zusätzliche Kosten (z.B. Auktionen) verstärkt wird.

Das Risiko für Carbon Leakage ist positiv korreliert mit dem Grad der Wettbewerbsintensität des Unternehmens und dem Anteil an Emissionen, die bei der Produktion ausgestoßen werden. Eine generelle Ausnahme aller energieintensiven Sektoren mit dem Hinweis auf mögliche Carbon Leakage-Gefahren ist daher nicht zweckmäßig. Vielmehr muss eine solche Entscheidung im Einzelfall branchenabhängig getroffen werden. Die EU-Kommission schlägt dazu vor, zunächst die Wettbewerbsintensität und im Folgeschritt die THG-Intensität der Produktion zu prüfen und mit anderen Sektoren zu vergleichen. Das Volumen der Abwanderung hängt außerdem davon ab, ob Emissionen durch den Einsatz effizienter Technologien leicht und kostengünstig reduziert oder im Gegenzug die zusätzlichen Kosten an den Kunden weitergegeben werden können.[136]

Zunächst ist festzuhalten, dass von nicht im internationalen Wettbewerb stehenden Industriezweigen wie dem Stromsektor keine Abwanderungsgefahr ausgeht. Bei anderen Industriesektoren mangelt es jedoch an belastbaren Erkenntnissen, ob und bis zu welchem Grad sie zu einem Carbon Leakage-Effekt neigen würden. Analog zum Problem des Flugverkehrs (vgl. Kapitel 3.3) müssen auch hier weitere Effekte betrachtet werden. So dürften beispielsweise extrem hohe Transportkosten die Verlagerung von Anlagen zur Zementherstellung trotz des großen internationalen Wettbewerbsdrucks unwirtschaftlich machen. Dennoch ist es sinnvoll, bei stark betroffenen Branchen, wie im EU ETS angedacht, Zertifikate

[136] Vgl. *Dröge* (2008), S. 4

sogar bis zu 95 % kostenlos zuzuteilen, um Arbeitsplatzverluste und Carbon Leakage zu vermeiden.[137] Alternativ zeigen sich auch in diesem Punkt die Vorteile des Upstream-Ansatzes im CSA, indem unter geringen Transaktionskosten und unter Vermeidung von Konflikten mit internationalem Wettbewerbsrecht Importe im Emissionshandelssystem erfasst werden können.

Bezüglich Carbon Leakage ist also weiterer Forschungsbedarf vorhanden. Eine genaue Analyse der Wettbewerbseffekte ist notwendig und kann Gegenstand weiterer Studienarbeiten sein. Trotz allem geht eine potenzielle Gefahr des Carbon Leakage von nur wenigen Sektoren aus und wird daher in der aktuellen Diskussion überbewertet.[138]

5.2.4 Borrowing

Borrowing hat, abgesehen von den schon angesprochenen Gefahren für die ökologische Treffsicherheit des Instruments, einen entscheidenden Einfluss auf die zeitliche Flexibilisierung von Vermeidungskosten und damit auf die dynamische Effizienz. Vor allem unter dem Aspekt, dass einige Effizienztechnologien (z.B. CCS) vermutlich noch eine lange Zeit bis zur Marktreife benötigen, ist eine solche Flexibilisierung durchaus geboten, insbesondere da diese Technologien in der Kalkulation der Vermeidungsmöglichkeiten sowohl in Europa als auch in den USA fest eingeplant sind.[139] Ein generelles Verbot dieses Instruments im Sinne des EU ETS ist damit kritisch zu betrachten.

5.3 Folgerungen

Die vorangegangen Ergebnisse werden in der folgenden Tabelle übersichtlich zusammengefasst, wobei lediglich einzelne Kernelemente dargestellt werden:

Kriterium	Ausgestaltung		Statische Effizienz		Dynamische Effizienz		Ökologische Effektivität	
	EU ETS	CSA	ETS	CSA	ETS	CSA	ETS	CSA
Teilnehmerstruktur Emissionen	Downstream	Upstream	-	+	+	-	-	+
	Vorerst nur CO_2	Weitere THG neben CO_2	+	-	-	+	-	+

[137] Vgl. *Morgenstern et al.* (2007), S. 96 ff.
[138] Vgl. *Dröge* (2008), S. 5
[139] Vgl. *McKinsey* (2007), S. 15

Primärallokation	100% Auktion im Stromsektor; Industrie geringer, ansteigend	100% Auktion im Stromsektor; Industrie geringer, ansteigend	O	O	O	O	O	O
Vermeidung von Carbon Leakage	Ausnahmen für Emissionsintensive Industrien	Erfassung von Importen	O	O	-	+	-	+
Borrowing	Ab 2013 nicht mehr zugelassen	Bis zu 15% der Berechtigungen	O	O	-	+	+	-

Tabelle 1: Vergleich EU ETS vs. CSA (Quelle: eigene Darstellung)

Unterschiede in der Ausgestaltung der einzelnen Kriterien werden anhand von Effizienzvorteilen bzw. -nachteilen bewertet. Dabei steht (+) für einen Vorteil, während (-) einem Nachteil entspricht. Es zählt der direkte Vergleich zwischen den beiden Systemen. Das heißt, dass die jeweilige Ausgestaltung eines Systems trotz eines (-) eine positive Wirkung auf die Effizienz haben kann, diese Wirkung aber im Vergleich zum anderen System schwächer ist. (O) bezeichnet die Tatsache, dass kein signifikanter Unterschied erkennbar ist. Exemplarisch soll dies am Beispiel des Borrowing verdeutlicht werden. Dieser Flexibilisierungsmechanismus hat auf die statische Effizienz des Systems keinen nennenswerten Effekt (O), eine Zulassung wie im CSA vorgesehen beeinflusst aber die dynamische Effizienz positiv (CSA, +), während die ökologische Effektivität des US-Emissionshandels tendenziell gefährdet ist (CSA, -). Das EU ETS wird entsprechend gegensätzlich bewertet, da Borrowing ab 2013 voraussichtlich nicht mehr möglich ist. Reduziert auf diese Kernkriterien lässt sich ein Effizienzvorteil des Lieberman-Warner Systems feststellen. Dieser liegt vor allem in einer dynamisch effizienteren Ausgestaltung der Mehrzahl an Kriterien.

Vor allem in der Anfangsperiode hat das EU ETS noch an hoher Komplexität und Ineffizienz, bedingt durch staatliche und sektorale Einzelinteressen, gelitten. Während in der zweiten Handelsperiode zunehmend Verbesserungen erzielt werden, kann die Revision der Emissionshandelsrichtlinie für weitere Effizienzvorteile sorgen, u.a. durch ein einheitliches, langfristig berechenbares Emissionsbudget und eine schrittweise vollständige Versteigerung.[140]

Die Ausgestaltung eines US-Emissionshandelssystems wird wesentlich vom weiteren politischen Entscheidungsprozess abhängen. Sollten die dargestellten

[140] *SRU* (2008), S. 176

Designelemente in der vorgeschlagenen oder leicht modifizierten Art umgesetzt werden, kann dies zu einer effizienten Ausgestaltung des Systems führen. Auch hier werden jedoch weitere Einzelinteressen an Gewicht in der Diskussion über eine solche Ausgestaltung gewinnen und so Einfluss auf die zuvor durchgeführte Analyse haben. Obwohl beide Emissionshandelssysteme nicht theoretischen Idealvorstellungen entsprechen, sollten sie dennoch nicht verworfen werden.[141]

6 Möglichkeiten der Verknüpfung

Ein Mittel, um sowohl ihre ökonomische Effizienz als auch ihre ökologische Effektivität zu erhöhen, bietet die Verknüpfung beider Systeme auf internationaler Ebene. Der Klimawandel ist ein globales Phänomen. Treibhausgasemissionen wirken nicht lokal begrenzt, sondern weltweit. Viele Kritiker des europäischen Alleingangs im Sinne des EU ETS weisen darauf hin, dass die europäischen Vermeidungsanstrengungen in den nächsten Jahrzehnten allein schon durch die zusätzlichen Emissionen Chinas und Indiens in den nächsten Jahren kompensiert werden, sofern diese Länder keine Anstrengungen in Form von Emissionsminderungen unternehmen.

Eine transatlantische Kooperation, d.h. die Verknüpfung des EU ETS mit einem gesamtstaatlichen System in den USA, könnte die Grundlage für eine weltweit durchgeführte Reduktion von Treibhausgasen sein. Mit der Gründung der *International Carbon Action Partnership* (ICAP) im Jahr 2007 ist die Grundlage für den internationalen Handel mit Emissionsberechtigungen gelegt worden. Die ICAP umfasst neben verschiedenen Mitgliedsstaaten der EU (u.a. Großbritannien, Frankreich und Deutschland) und der EU-Kommission auch die zwei wichtigsten regionalen Emissionshandelssysteme in den USA, RGGI und WCI, sowie die Staaten Neuseeland, Norwegen und Australien. Japan nimmt seit Januar 2008 als Beobachter teil.

In diesem Kapitel erfolgt zunächst eine ökonomische Betrachtung der Verlinkungseffekte. Speziell im Hinblick auf die transatlantische Kooperation werden Voraussetzungen und mögliche Ansatzpunkte diskutiert. Abschließend wird dann

[141] Vgl. *Endres & Ohl* (2004), S. 31 f.

auf die Chancen eingegangen, die für eine solche Kooperation ab dem Jahr 2012 sprechen.

6.1 Umweltökonomische Bedeutung

Studien zeigen, dass die Verknüpfung von Emissionshandelssystemen positive Effekte sowohl auf die ökonomische Effizienz als auch auf die ökologische Effektivität haben. Diese Effekte sollen im Folgenden diskutiert werden.

Zunächst lässt sich feststellen, dass unilaterale Emissionshandelssysteme, wie zuvor am Beispiel des EU ETS und des Lieberman-Warner CSA demonstriert, für sich allein nicht vollständig kosteneffizient sind. Dies hängt mit den unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten innerhalb der beiden Regionen zusammen, vergleichbar mit unterschiedlichen Produktionseffizienzen bei autarken, nicht im internationalen Handel befindlichen Staaten. Die Theorie des internationalen Handels kann nun auf das Problem des Emissionshandels projiziert werden: Findet ein bilateraler Handel mit Emissionsrechten statt, so werden Emissionen dort verringert, wo dies am effizientesten geschehen kann und die Grenzvermeidungskosten in beiden Regionen sinken.[142] Diese positiven Effekte auf die Vermeidungskosten sind analog zur Handelstheorie umso größer, je unterschiedlicher die Vermeidungsstrukturen in den beiden Regionen sind. Da sich diese Unterschiede in den Preisen für die Emissionsberechtigung pro Tonne CO_2-Äquivalent niederschlagen, lohnt ein Vergleich der zu erwartenden Preise in den beiden Systemen im Jahr 2012:[143]

[142] Vgl. *Edenhofer* (2007), S. 7 f.

[143] Es wird als Annahme unterstellt, dass die Ausweitung auf weitere Treibhausgase im EU ETS stattfindet und dass der Lieberman-Warner CSA in seinem grundsätzlichen Rahmen bis 2012 umgesetzt wird.

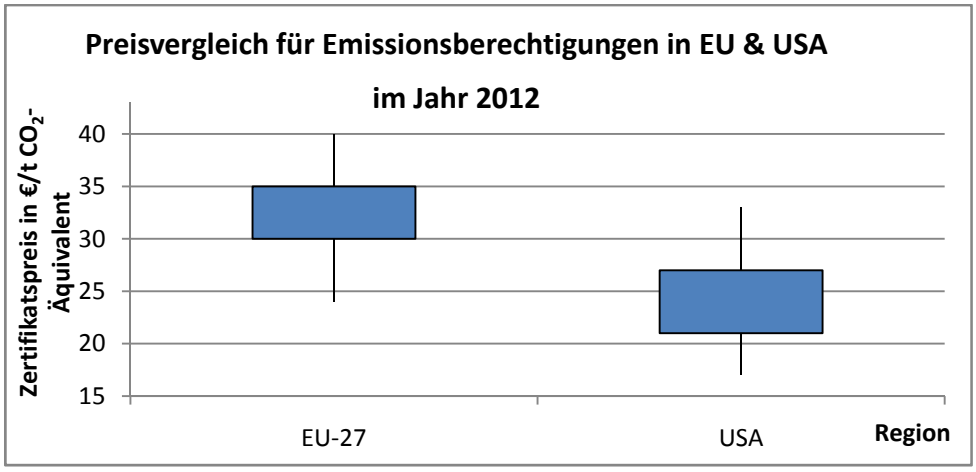

Abbildung 10: Vergleich der Zertifikatspreise in 2012 (Quelle: eigene Darstellung)

Die zugrunde liegenden Daten basieren auf einer Analyse der *Environmental Protection Agency* (EPA) zum Lieberman-Warner Gesetzentwurf[144] sowie einer Analyse zur Weiterentwicklung des EU ETS[145]. Um die Preise vergleichbar zu machen, wird ein nominaler Wechselkurs von 1,20 $/€ im Jahr 2012 angenommen. Auch wenn der Kurs kurzfristig weiter deutlich darüber liegen könnte, gehen Experten davon aus, dass sich der Höhenflug des Euro mittelfristig nicht fortsetzt.[146]

Trotz einiger Unsicherheiten zeigt der Vergleich jedoch einen deutlichen Unterschied zwischen den Vermeidungskosten, ausgedrückt in Preisen der Emissionsberechtigungen, in den beiden Regionen auf. Hier würde also eine Verlinkung tendenziell zu mehr Kosteneffizienz führen, da Teilnehmer mit hohen Grenzvermeidungskosten über den Handel mit Zertifikaten Emissionskosten verringern würden.

Durch eine effizientere Erfassung und Kontrolle international agierender Unternehmen könnten zudem administrative Kosten, wenn auch in verhältnismäßig geringem Umfang, eingespart werden. Studien zeigen, dass sich die gesamten Erfüllungskosten von Reduktionszielen, insbesondere bezogen auf die notwendige Verschärfung auf das sogenannte „450ppm"-Ziel (Zielerreichung impliziert eine Begrenzung der Erderwärmung auf unter 2°C), durch den internationalen Handel

[144] Vgl. *EPA* (2008), S. 24
[145] Vgl. *Leguet* (2007), S. 7
[146] Vgl. *Walter* (2008)

mit Emissionsrechten verringern.[147] Dabei hat vor allem die Verknüpfung des EU ETS mit den USA eine besondere Bedeutung.

Es wurde bereits in Kapitel 2.1.2 gezeigt, dass die Zahl und die Heterogenität der Marktteilnehmer die Effizienz des Emissionshandelssystems maßgeblich beeinflussen. Durch eine transatlantische Kooperation steigt die Zahl der Teilnehmer deutlich und Unterschiede in den Grenzvermeidungsstrukturen (siehe oben) fördern die Heterogenität der Akteure. Zudem wird die Liquidität des Marktes erhöht, was die Robustheit des Preissignals steigert und Investitionsrisiken senkt.[148] Spieltheoretisch betrachtet reduziert sich darüber hinaus die Marktmacht einzelner Spielteilnehmer oder Gruppen von Spielern.

Eine Modellrechnung des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) zeigt außerdem, dass Verzerrungen des internationalen Wettbewerbs durch die Verknüpfung von Emissionshandelssystemen vermieden werden.[149] Danach kommt es bei einem unilateralen Vorgehen zu negativen Terms-of-Trade-Effekten für die Region. Emissionsintensive Industrien werden, soweit möglich und in Abhängigkeit ihrer Wettbewerbsintensität, aus der Region abwandern. Durch einen internationalen Emissionshandel werden unterschiedliche Grenzvermeidungskosten zwischen den Regionen angeglichen, sodass die Terms-of-Trade-Effekte neutralisiert werden. Ein einheitlicher Preis für Emissionszertifikate verhindert so den Anreiz zur Abwanderung „von emissionsintensiven Industrien innerhalb der am Emissionshandel beteiligten Regionen“[150].

Eine transatlantische Kooperation ist aus den genannten Gründen auch ökologisch positiv zu bewerten. So wird durch die Eliminierung der Terms-of-Trade Effekte die Gefahr von Carbon Leakage gebannt. Zudem dürfte eine Verknüpfung der beiden dann größten Emissionshandelssysteme eine positive Ausstrahlungswirkung haben und sogenannte Push-and-Pull-Effekte nach sich ziehen.[151] Schwellenländer wie China und Indien aber auch weitere Industrienationen würden durch die Demonstration eines funktionierenden internationalen Emissionshandels Anreize erhalten, diesem System beizutreten. Welche Voraussetzungen

[147] Vgl. *EUKOM* (2007c), 7 ff.
[148] *Edenhofer* (2007), S. 7
[149] Vgl. *Edenhofer* (2007), S. 42 ff.
[150] *Edenhofer* (2007), S. 7
[151] Vgl. *Bals* (2008), S. 47

dazu nötig sind, um einen transatlantischen Emissionshandel zu erreichen, soll im nächsten Abschnitt untersucht werden.

6.2 Varianten und Kompatibilitätsvoraussetzungen

Es gibt aus europäischer Sicht zunächst drei verschiedene, mögliche Typen von Verknüpfungen zwischen den beiden Emissionshandelssystemen:

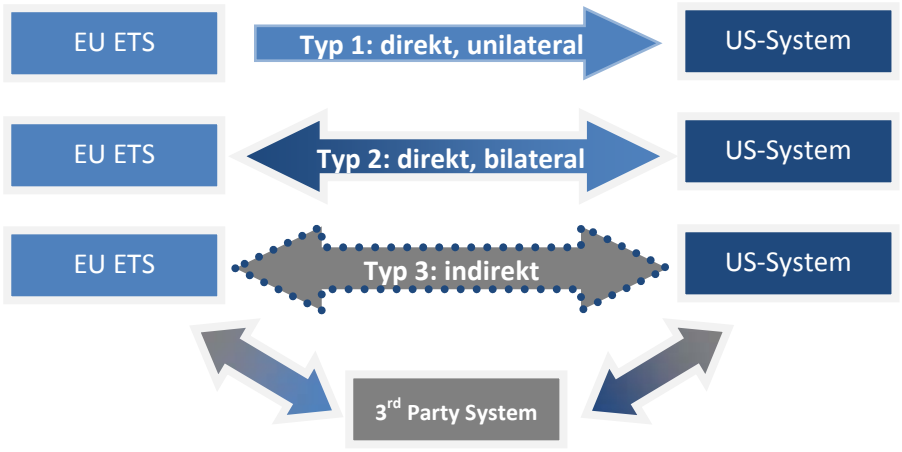

Abbildung 11: Verknüpfungstypen (in Anlehnung an: *Jaffe & Stavins* [2007], S. 11)

Bei direkten Verknüpfungen handelt es sich um tatsächlichen Handel mit Emissionsberechtigungen der anderen beteiligten Region. Dieser Handel kann sowohl unilateral als auch bilateral erfolgen. Eine unilaterale Verknüpfung (Typ 1) würde beispielsweise entstehen, wenn nur eine Partei, in diesem Fall die EU, das jeweils andere System, also den amerikanischen Emissionshandel, als vereinbar mit den eigenen Emissionszielen und Compliance-Regeln erachtet. In einem solchen Fall könnten Teilnehmer des EU ETS Zertifikate auf dem US-Markt erwerben und als Emissionsberechtigung in Europa verwenden. Dieser Transfer von Zertifikaten wird nur dann zustande kommen, wenn die Zertifikatspreise im EU ETS höher sind als im US-System. Da dies zu erwarten ist, würde sowohl die Nachfrage nach Zertifikaten in den USA als auch das Angebot in der EU steigen. Die Folge wäre zum einen die Angleichung der transatlantischen Preise für Emissionsberechtigungen. Zum anderen würden Emissionen in der EU steigen, während sie in den USA auf Grund der gesteigerten Knappheit sinken würden. Es ist auf Grund der Kosteneffekte fraglich, ob die USA eine solche unilaterale Verknüpfung zulassen würden.

Wenn dagegen beide Seiten das jeweils andere System als kompatibel ansehen, kommt es zu einem direkten, bilateralen Zertifikatehandel (Typ 2). Auch in diesem Fall käme es auf Grund der Preisunterschiede zu einer Angleichung der Vermeidungskosten und zu entsprechenden Verschiebungen der Emissionsvolumina.[152] Allerdings wäre es dann auch amerikanischen Unternehmen möglich europäische Zertifikate zu erwerben, sollten sich die Preiseffekte im Zeitablauf umkehren. Dies wäre in einem unilateralen System nicht möglich.

Theoretisch möglich ist auch die indirekte Verknüpfung über ein drittes System (Typ 3), beispielsweise über ein internationales Handelssystem, das auf UN-Ebene implementiert würde. Selbst wenn ein bilateraler Handel zwischen beiden Systemen nicht möglich ist, so kann es trotzdem zu den oben beschriebenen Anpassungseffekten kommen. Durch jeweils bilateralen Handel mit dem Drittsystem gleichen sich Zertifikatspreise über alle drei Systeme hinweg an. Entsprechend kann es durch Angebots- und Nachfrageeffekte im Drittsystem zu einer Emissionssteigerung in der EU kommen, die durch eine Emissionsreduktion in den USA ausgelöst wurde.[153]

Nachfolgend werden die Voraussetzungen für die Umsetzung einer bilateralen Verknüpfung zwischen den zwei Systemen betrachtet. Mögliche kritische Designelemente könnten dabei sein:

- Unterschiede bei der Erfassung von Treibhausgasen sowie verschiedener industrieller Branchen;
- Unterschiede bei der Definition von Emissionsberechtigungen;
- Unterschiede bei Emissionszielen sowie der Primärallokation;
- Unterschiede bei Flexibilisierungsregeln wie Banking oder Borrowing
- sowie die Erfassung, Meldung und Überwachung von Emissionen.

Zwischen den beiden Systemen lassen sich Unterschiede sowohl bei der Erfassung von Treibhausgasen als auch bei den teilnehmenden Branchen erkennen. Diese spielen jedoch weder für die institutionelle Verknüpfung der Systeme noch für deren ökologische Treffsicherheit eine Rolle. Mögliche Wettbewerbsverzer-

[152] Vgl. *Jaffe & Stavins* (2007), S. 11 ff.
[153] Vgl. *Jaffe & Stavins* (2007), S. 13

rungen werden durch die Verlinkung nicht verstärkt und würden auch ohne eine transatlantische Kooperation entstehen.[154]

Die Definition der Emissionsberechtigungen entspricht in beiden Systemen einer metrischen Tonne CO_2. Bei anderen erfassten Treibhausgasen wird im CSA die CO_2-Äquivalenz angesetzt, sodass in diesem Punkt keine Probleme auftreten.

Das Niveau der Emissionsziele ist aus ökonomischer Sicht kaum bedeutsam, da sie die Wettbewerbsfähigkeit der einzelnen Teilnehmer in verlinkten Systemen im Gegensatz zu nicht-kooperativen Lösungen nicht beeinträchtigen. Politisch gesehen besteht jedoch die Gefahr, dass die jeweilige Regierung Anreize erhält, die Obergrenze möglichst hoch anzusetzen, damit die Region im internationalen Emissionshandel als Netto-Verkäufer auftritt.[155] Damit würde die Zielsetzung nicht mehr Kriterien der ökologischen Notwendigkeit, sondern vielmehr nationalen Interessen folgen, was umweltpolitisch bedenklich ist. Um dieser Gefahr entgegen zu wirken, sind Verhandlungen über möglichst ambitionierte und international ausgewogene Emissionsgrenzen notwendig.

Unterschiede in der Art der Primärallokation beeinflussen die ökologische Treffsicherheit der beiden Emissionshandelssysteme im Falle einer transatlantischen Kooperation nicht, da die Emissionsobergrenzen administrativ vorgegeben werden. Jedoch hat die Primärallokation große Kosteneffekte für die beteiligten Unternehmen, sodass ein hoher Anteil an kostenloser Vergabe von Emissionsrechten in einem System den Teilnehmern dieses Systems Wettbewerbsvorteile ermöglicht. Die diesbezüglichen Regelungen des EU ETS und des CSA sind für die Handelsperiode ab 2013 vergleichbar ausgestaltet. Dies liegt insbesondere an ähnlichen wirtschaftspolitischen Interessen bei der Wahl des geeigneten Versteigerungsanteils.

Während unterschiedliche Regelungen zum Banking auf Grund der ökologisch positiven Eigenschaften unproblematisch sind, können abweichende Möglichkeiten des Borrowing Probleme hervorrufen, vor allem dann, wenn Borrowing in einem System zugelassen ist, in dem anderen jedoch nicht. Über die Nutzung dieses Instruments durch Teilnehmer, die in ihrem heimischen System nicht dazu

[154] Vgl. *EUKOM* (2007c), S. 11 f.
[155] Vgl. *EUKOM* (2007c), S. 13

berechtigt wären, kann die ökologische Effektivität des Systems stark beeinträchtigt werden.[156] Eine Möglichkeit, derartige Probleme zu umgehen, bestünde darin, den Kauf von „ausländischen" Zertifikaten nur dann zuzulassen, wenn diese Zertifikate nicht durch Borrowing erworben wurden. Dies würde den Verwaltungsaufwand jedoch vervielfachen und die Effizienz der Kooperationslösung in Frage stellen. Während der Lieberman-Warner Gesetzentwurf Borrowing im Rahmen von bis zu 15 % der Emissionsberechtigungen vorsieht, enthält das EU ETS diese Regelung für die Handelsperiode ab 2013 nicht mehr, sodass in diesem Punkt Anpassungen erfolgen müssen, um eine Kooperation zu ermöglichen.

Schließlich spielen Unterschiede im regulatorischen Rahmen der Systeme eine entscheidende Rolle. Hierbei sind kleinere Abweichungen bei der Erfassung und Kontrolle solange unproblematisch, wie das Vertrauen in die Wirksamkeit des Systems erhalten wird.[157] Sind die Überwachungsmechanismen eines Systems jedoch grundlegend schwächer als in dem anderen, so kann es zu Missbrauch und zu Emissionssteigerungen und in der Folge zu einer Beeinträchtigung der ökologischen Effektivität des Emissionshandels kommen. Entscheidend ist im Hinblick auf die transatlantische Kooperation die Implementierung einer sogenannten *Safety-Valve* im US-System (vgl. Kapitel 4.3). Eine solche künstliche Obergrenze würde dazu führen, dass Teilnehmer aus den USA ihre Zertifikate zu diesem Preis an europäische Anlagenbetreiber verkaufen würden und so der Zertifikatspreis in beiden Systemen auf das Niveau der Safety-Valve konvergieren würde. Dieser Preis entspräche jedoch nicht mehr der tatsächlichen Nachfrage und würde die Vermeidungskosten stark verzerren.

6.3 Beurteilung der Chancen für eine transatlantische Kooperation

Bezogen auf die einzelnen Voraussetzungen für eine Verknüpfung der beiden Emissionshandelssysteme ist festzustellen, dass einige kritische Punkte bereits wegen ähnlicher regulatorischer Rahmenbedingungen keine Hindernisse für ein solches Projekt darstellen. Während einige Designelemente (wie etwa die Erfassung von Treibhausgasen oder die Wahl der Teilnehmer) eine transatlantische Kooperation kaum beeinflussen, sind andere Hürden (z.B. Definitionsfragen) auch

[156] Vgl. *EUKOM* (2007c), S. 14
[157] Vgl. *EUKOM* (2007c), S. 15 ff.

durch die Vorreiterrolle der Vereinten Nationen und des Kyoto-Protokolls in diesem Punkt bereits genommen.

Andere Designelemente beeinträchtigen dagegen die Kompatibilität der Systeme und müssen vor deren Verknüpfung durch intensive Verhandlungen zu einer Lösung gebracht werden. Politisch steht dabei zum einen die Festsetzung umweltpolitisch sinnvoller Emissionsziele im Vordergrund. Hier könnten die internationalen Verhandlungen über eine Nachfolgeregelung des Kyoto-Protokolls förderlich wirken (vgl. Kapitel 7). Zum anderen sind spezielle Elemente der Ausgestaltung nur durch bilaterale Verhandlungen und Anpassungen zu kombinieren. Dies betrifft zum Beispiel notwendige einheitliche Regelungen zum Borrowing oder zur Existenz einer Safety-Valve.

Hierbei kann der ICAP eine entscheidende Vorreiterrolle zukommen. Auf der ersten Tagung der ICAP im Mai 2008 wurde ein wesentliches Element zur internationalen Kooperation – die Regelungen zur Erfassung, Meldung, Überprüfung und Sanktionierung – diskutiert. Dabei konnten einige Designelemente zwischen den Teilnehmern angenähert werden, wenngleich weitere Verhandlungen bis zu einer vollständigen Kompatibilität nötig sind.[158] Dennoch kommt dieser Initiative unter Vorsitz der EU und Deutschlands eine große Bedeutung bei der Herstellung eines transatlantischen Emissionshandels zwischen dem EU ETS und den regionalen US-Systemen RGGI und WCI zu. Mögliche Lösungen würden ohne Zweifel einen bedeutenden Effekt auf die Verknüpfung eines nationalen US-Systems und dem europäischen Emissionshandel haben. Daneben hat das EU ETS „aufgrund seiner Vorreiterrolle … das Potenzial, Nukleus eines globalen Emissionshandels zu werden."[159]

Zudem wird eine Möglichkeit zum transatlantischen Emissionshandel in den einzelnen Systemen explizit vorgesehen. So enthält der Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008 ausdrücklich die Möglichkeit zu einer internationalen Kooperation. Es heißt darin sinngemäß:

> „Der Eigentümer oder Betreiber einer (vom Emissionshandel) erfassten Anlage kann bis zu 15 % seiner Treibhausgasemissionen über die Abgabe von Emissionsberechtigungen, die er auf einem ausländischen Markt

[158] Vgl. *ICAP* (2008)
[159] Vgl. *EUREX* (2007), S. 6

> für handelbare Emissionsrechte erworben hat, decken, sofern die Administration diesen Markt als kompatibel mit dem amerikanischen System zertifiziert hat.“[160]

Ähnliches findet sich in den Vorschlägen zur Revision der EU-Emissionshandelsrichtlinie.

Es ist daher nicht die Frage, ob eine transatlantische Partnerschaft beim Emissionshandel politisch gewollt ist, sondern ob es gelingt, in Verhandlungen auf bilateraler und internationaler Ebene die nötige Kompatibilität der Systeme zueinander zu erreichen. Mögliche wichtige Etappen auf diesem Weg werden abschließend im folgenden Kapitel dargestellt.

[160] Vgl. *U.S. Senate* (2008), S. 75

7 Ausblick: Entwicklungen und Herausforderungen

Der Weg zu einem transatlantischen oder sogar globalen Vorgehen dürfte lang und beschwerlich sein. Im Folgenden sollen die kommenden wichtigen Eckpfeiler der weltweiten Bemühungen zur Bekämpfung des Klimawandels und dessen Folgen dargestellt und mögliche Implikationen analysiert werden. Es wird an dieser Stelle auch auf die Weiterentwicklung des CSA in Form des Waxman-Markey-Gesetzentwurfs eingegangen.

Zeitgleich mit der Fertigstellung dieser Arbeit haben sich die Mitglieder der Europäischen Union auf eine Folgeregelung des EU ETS für die Zeit ab 2013 geeinigt. Am 12. Dezember 2008 beschlossen sie auf dem EU-Gipfel in Brüssel, an dem grundsätzlichen Ziel – der Emissionsreduktion um 20 % bis 2020 – festzuhalten. Der verabschiedete Kompromiss folgt dem dieser Arbeit zu Grunde liegenden Kommissionsvorschlag nicht vollständig. Deshalb sollen die Kernpunkte im Folgenden kurz dargestellt werden:[161]

- Um das Risiko des Carbon Leakage zu vermeiden, erfolgt die schrittweise Versteigerung von Emissionsrechten an Industrieunternehmen nur verzögert. Von anfänglich 20 % ab dem Jahr 2013 soll der Versteigerungsanteil an der Gesamtzuteilung auf 70 % im Jahr 2020 steigen. Erst ab dem Jahr 2027 sollen alle Emissionsberechtigungen vollständig versteigert werden.
- Anlagen, die in signifikanter Art und Weise von Carbon Leakage bedroht sind, sollen die Zertifikate weiterhin vollständig kostenlos durch das Grandfathering-Prinzip zugeteilt werden. Die Bedingungen für eine solche Gefährdung sind dann erfüllt, wenn
  1) die Produktionskosten durch den Erwerb von Zertifikaten um mehr als 5 % steigen würden und wenn gilt, dass
  2) $\frac{Exporte+Importe}{Umsatz+Importe} > 10\ \%$.
- Osteuropäische Mitgliedsstaaten erhalten von den restlichen Mitgliedsstaaten zusätzliche Zertifikate zur kostenlosen Zuteilung an deren Stromsektoren.

[161] Vgl. hierzu *Rat der EU* (2008), S. 2 ff.

Diese zahlreichen Ausnahmeregelungen werden insbesondere die in dieser Arbeit diskutierten Möglichkeiten zur Erhöhung der ökonomischen Effizienz nicht in vollem Umfang ausschöpfen, die u.a. von Veränderungen bei der Primärallokation hätten ausgehen können. Zudem bleibt abzuwarten, ob die Regelung ausreicht, um das beabsichtigte Klimaziel zu erreichen und um Carbon Leakage umfassend zu vermeiden. Die Ausstrahlungswirkung auf internationale Verhandlungen zum Klimaschutz dürfte durch den Kompromiss geringer geworden sein. Zahlreiche Detailregelungen und Ausnahmen könnten die ohnehin bestehenden Zweifel anderer Staaten nähren, dass Klimaschutz und wirtschaftliches Wachstum doch nicht vereinbar sind.[162]

Dies bestätigen Aussagen auf dem Klimagipfel der Vereinten Nationen, der zeitgleich mit dem EU-Gipfel im polnischen Posen stattfand. Obgleich keine nennenswerten Beschlüsse von der UN-Konferenz zu erwarten waren[163], wird der EU-Kompromiss großen Einfluss auf die weitere Entwicklung der UN-Verhandlungen haben. Hauptziel des UN-Gipfels war die weitere Vorbereitung für ein Nachfolgeabkommen zum Kyoto-Protokoll, das im Dezember 2009 auf der Klimakonferenz in Kopenhagen beschlossen werden soll.

Das Jahr 2009 wird ein äußerst wichtiges Jahr im Prozess um die Einigung auf eine solche Nachfolgeregelung. Erfolgreich werden diese Verhandlungen vermutlich nur sein, wenn vor allem Europäer und Amerikaner mit klaren Vorstellungen und konkreten Reduktionszielen auftreten. Der neu gewählte amerikanische Präsident Barack Obama hat bereits in vielen Politikfeldern gezeigt, dass er seine zahlreichen Wahlversprechen konsequent umsetzen möchte. Darunter fällt auch die Implementierung eines US-Emissionshandelssystems. Diese Arbeit hat mögliche Grundzüge eines solchen Ansatzes auf Basis des CSA aufgezeigt und analysiert. Die Ausarbeitung eines Gesetzentwurfs ist gleichzeitig die Voraussetzung für klare Reduktionsziele der USA, mit denen ein Einstieg in Verhandlungen gelingen kann.

Zuletzt sind die Vereinigten Staaten diesem Schritt entscheidend näher gekommen, indem der *American Clean Energy and Security Act of 2009* (Waxman-Markey) am 26. Juni 2009 im House of Representatives verabschiedet wurde.

[162] Vgl. *Hönighaus* (2008)
[163] Vgl. *Bals* (2008), S. 49

Waxman-Markey stellt im Wesentlichen eine Weiterentwicklung des CSA dar.[164] Die Reduktionsziele des Entwurfes sind insbesondere zu Beginn leicht ambitionierter als im CSA. So soll der Reduktionspfad im Jahr 2012 3%, 2020 17%, 2030 42% und 2050 dann 83 % unter dem Referenzniveau von 2005 liegen. Bei der Zuteilung spielt die Versteigerung von Emissionszertifikaten von Beginn an eine zentrale Rolle. Das Minimalgebot läge bei 10 USD/t CO_2-Equ. in 2012 und würde pro Jahr um 5% zzgl. der Inflationsrate erhöht werden. Der Handel mit Emissionsrechten wäre weitestgehend ohne Beschränkungen. Flexibilisierungsinstrumente wie Banking oder Borrowing sollen ebenfalls zulässig sein. Während Banking trotz der theoretisch auftretenden negativen Effekte (vgl. Kapitel 2.1.2) in unbeschränktem Maße möglich sein soll, wäre das zeitliche Vorziehen von Emissionsrechten der nächsten ein bis fünf Jahre auf 15% dieser Rechte begrenzt und verzinst.

Der Einfluss auf die vorangegangene grundsätzliche Analyse, insbesondere auch der internationalen Verknüpfung eines US-amerikanischen und eines europäischen Emissionshandelssystems ist jedoch gering. Die EPA schätzt, dass die durch Waxman-Markey entstehenden Zertifikatspreise in etwa denen des CSA gleichen dürften.[165] Von Kritikern vorgebrachte Horrorszenarien über explodierende Energiepreise für Haushalte und Unternehmen werden zudem in der EPA-Analyse größtenteils entkräftet, sodass die Vorbehalte gegen den Gesetzentwurf in der Regel grundsätzlicher Natur sind und sich weniger an Fakten orientieren.

Die Zukunft von Waxman-Markey hängt nun an der Entscheidung des Senates. Sollte der Gesetzentwurf dort die notwendige Stimmenmehrheit erhalten, stünde einer Unterzeichnung durch Präsident Barack Obama nichts im Wege und die USA würden mit einem eigenen Emissionshandelssystem sicherlich gestärkt auf der UN-Klimakonferenz in Kopenhagen auftreten können.

Das deutsche Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) ging 2008 davon aus, dass „Mitte 2009 eine neue US-Administration ihr eigenes Klimaprogramm vorlegen wird und dass dann auch China, Indien und weitere Schlüsselstaaten der Schwellen- und Entwicklungsländ-

[164] vgl. *U.S. Congress* (2009)
[165] vgl. *EPA* (2009), S. 25 f.

der bereit sein werden, mitzumachen“[166]. So sei ein internationales Klimaschutz-Abkommen in Kopenhagen realisierbar. Entscheidend wird in diesem Prozess jedoch auch der Erfolg der regionalen Emissionshandelssysteme in den USA, insbesondere der RGGI und der Western Climate Initiative, sein. Hier spielt es eine besondere Rolle, ob es der EU gelingt, eine funktionierende internationale Partnerschaft zum Emissionshandel zu demonstrieren. Dafür ist die International Carbon Action Partnership ein wichtiges Element, durch das auf allen Ebenen der US-Politik für ein internationales Klimaschutzabkommen geworben werden kann.[167]

Schließlich wird ein Erfolg der UN-Klimakonferenz in Kopenhagen Ende 2009 auch davon abhängen, ob Schwellenländer wie Indien und China bereit sind, zukünftige Emissionsbeschränkungen in Aussicht zu stellen. Es wird dabei jedoch Aufgabe und Verantwortung der Industriestaaten sein, einerseits zu demonstrieren, dass Klimaschutz und Wirtschaftswachstum tatsächlich miteinander harmonieren, und andererseits die Bereitschaft zu zeigen, effiziente Technologien und alternative Energiequellen in eben diese Länder zu transferieren. Eine Möglichkeit bietet hier ein multilateraler Fonds, der aus Geldern der Industriestaaten gespeist wird und helfen kann, Investitionen in solche Effizienztechnologien zu kanalisieren und zu beschleunigen. Die notwendigen Mittel können zum einen durch private Investitionen sowie zum anderen über den Verkauf von und den Handel mit Emissionsberechtigungen bereitgestellt werden.[168]

Während letzteres vor allem von politischem Willen abhängig ist, hat diese Arbeit gezeigt, dass ein effizient ausgestaltetes und global umgesetztes Emissionshandelssystem die zuerst genannten Voraussetzungen erfüllen kann.

[166] *BMU* (2008b)
[167] Vgl. *Koschut & Morgan* (2008), S. 2 ff.
[168] Vgl. *Wuppertal Institut* (2008), S. 15 f.

8 Fazit

Zu Beginn dieser Arbeit ist auf das Problem des Klimawandels eingegangen worden. Dass der Klimawandel statt findet, ist von der Mehrzahl der Wissenschaftler anerkannt worden. Gestritten wird lediglich darüber, welchen Anteil der Mensch an der globalen Erderwärmung trägt. Dessen ungeachtet haben Ökonomen wie Nicholas Stern und andere gezeigt, dass die Folgen des Klimawandels beträchtliche volkswirtschaftliche Schäden verursachen können und dass diese Kosten steigen, je länger der Status quo beibehalten wird. Um irreversible Veränderungen im Klimasystem der Erde zu vermeiden, sind schnelle Maßnahmen zum Klimaschutz erforderlich.[169] Es stellt sich nicht die Frage, ob diese Vermutungen endgültig bewiesen werden können. Es ist vielmehr eine rationale Risikobewertung nötig: Will und kann sich die Menschheit das Risiko leisten, dass diese Szenarien eintreten, oder ist vielmehr ein Vermeidungshandeln gefordert? Die durchgeführte Analyse stützt sich auf die Annahme, dass dieses Handeln auf staatlicher Ebene notwendig ist.

Dem folgend wurde gezeigt, dass der Emissionshandel als eine mögliche, fiskalisch wirksame Maßnahme der Umweltökonomik ein hoch effizientes Instrumentarium darstellen kann und steuerlichen Abgaben, als Alternative im Bereich der fiskalischen Instrumente, zumindest theoretisch überlegen ist. Diese Überlegenheit drückt sich insbesondere in einer weitaus höheren ökologischen Treffsicherheit aus, die für das dargestellte Problem, die Bekämpfung des Klimawandels, von entscheidender Bedeutung ist. Des Weiteren ist das Instrument im Zeitablauf tendenziell effizienter als die Steuerlösung. Eine solche ökonomische Effizienz ist notwendig für eine politische Umsetzung des Instruments und die Argumentation, dass sich Klimaschutzmaßnahmen sowohl volks- als auch betriebswirtschaftlich rentieren. Diese Tatsache ist unter anderem durch eine Studie von McKinsey belegt worden.[170] In der vorliegenden Arbeit wurde jedoch auch verdeutlicht, dass die Effizienz eines Emissionshandelssystems und letztlich auch seine ökologische Effektivität stark von der jeweiligen Ausgestaltung abhängen.

[169] Vgl. *PIK* (2008)
[170] Vgl. *McKinsey* (2007)

Ein Vergleich der beiden wichtigsten Systeme, dem EU Emissions Trading Scheme und einem nationalen US-Emissionshandelssystem auf Basis des Lieberman-Warner CSA, verdeutlicht sowohl Unterschiede als auch Gemeinsamkeiten. Während beim 2005 eingeführten EU ETS belastbare Ergebnisse zur Effizienzanalyse vorliegen, musste für den CSA eine Ex-Ante-Betrachtung erfolgen. Ausgehend von der derzeitigen bzw. derzeit diskutierten Ausgestaltung der Instrumente im Jahr 2013, dem Beginn der dritten Handelsperiode des EU ETS und dem möglichen Einführungsjahr eines US-Systems, wurden beide auf ihre statische und dynamische Effizienz sowie auf ihre ökologische Treffsicherheit hin überprüft. Im Ergebnis bleibt festzuhalten, dass gerade in der ersten Handelsperiode deutliche Ineffizienzen beim europäischen Emissionshandel festzustellen waren. Die Revision des EU ETS wird zwar Verbesserungen gerade hinsichtlich der dynamischen Effizienz bringen. Jedoch dürften diese Effekte durch die vielen Ausnahmeregelungen im EU-Kompromiss vom 12. Dezember 2008 wesentlich geringer ausfallen, als es der Fall gewesen wäre, wenn die Vorschläge in der hier diskutierten Form konsequent umgesetzt worden wären. Es lassen sich bei den wichtigsten Designelementen, wie etwa der Erfassung von Teilnehmern, Effizienzvorteile des CSA erkennen. Letztlich wird die Implementierung des US-Systems diese Vorteile praktisch zeigen und damit einen notwendigen Wettbewerb zwischen Emissionshandelssystemen schaffen, der auf beiden Seiten des Atlantiks zu Effizienzsteigerungen führen dürfte.

Um das Problem des Klimawandels jedoch langfristig lösen zu können, bedarf es der Einbeziehung aller wichtigen Emittenten weltweit. Um dies zu erreichen, erfüllt die Verknüpfung von Emissionshandelssystemen eine Schlüsselfunktion. Eine transatlantische Kooperation zwischen dem EU ETS und einem US-System würde dabei eine Vorreiterrolle darstellen und die Funktion einer Zusammenarbeit demonstrieren. Deswegen ist in dieser Arbeit auf die Möglichkeiten einer solchen Kooperation eingegangen worden. Es zeigt sich, dass in vielen wichtigen Punkten (z.B. Definitions- und Abgrenzungsfragen) bereits günstige Voraussetzungen vorhanden sind. Andere Designelemente wie das Monitoring oder dynamische Flexibilisierungsmechanismen müssen über internationale Verhandlungen dagegen zunächst aufeinander abgestimmt werden, um eine Koopera-

tion zu gewährleisten. Eine transatlantische Zusammenarbeit kann also durchaus innerhalb des nächsten Jahrzehnts verwirklicht werden.

Auf Grund ihres begrenzten Umfangs konnte diese Arbeit nur Ausschnitte der äußerst komplexen Systeme, ihrer Effizienzeigenschaften und der Verknüpfungsthematik beleuchten. Allerdings konnten einzelne Schwerpunkte der aktuellen Diskussion näher beleuchtet und verschiedene theoretische und empirische Sachverhalte dargelegt werden. Dennoch bieten insbesondere Themen wie die Primärallokation, Carbon Leakage und die Verknüpfung von Emissionshandelssystemen eine gute Grundlage für tiefergehende Forschungen und Analysen.

Damit wurde das Ziel dieser Arbeit verwirklicht, Unterschiede zwischen den beiden Systemen herauszuarbeiten, speziell auf effizienzsteigernde Veränderungen einzugehen und die Herausforderung einer Verknüpfung darzulegen. Abschließend soll erneut darauf hingewiesen werden, dass die wirtschaftliche Effizienz eines Emissionshandelssystems, die notwendig für eine soziale und institutionelle Akzeptanz ist, wesentlich vom Design der einzelnen Maßnahmen abhängt. Dennoch bietet dieses Instrument eine effektive und wirtschaftlich effiziente Möglichkeit, dem Problem des durch anthropogene Einflüsse verstärkten Klimawandels zu begegnen. Es wird die Aufgabe von Industrienationen wie den EU-Mitgliedsstaaten und den USA sein, zu zeigen, dass derartig ausgestalteter Klimaschutz statisch und dynamisch effizient sein kann und damit wirtschaftliches Wachstum nicht beeinträchtigt. Nur dann wird es möglich sein, diesen Klimaschutz auf globaler Ebene zu verankern und dem Klimawandel wirklich effektiv zu begegnen.

V. Anhang

Die folgenden Abbildungen verdeutlichen, dass sich der Einsatz verfügbarer Technologien zur Emissionsvermeidung bereits bei relativ geringen Kosten für Emissionszertifikate (Vermeidungskosten) betriebswirtschaftlich rechnet. Als Referenz wurde ein Zertifikatspreis von 24 € pro t CO_2-Äquivalent angenommen.

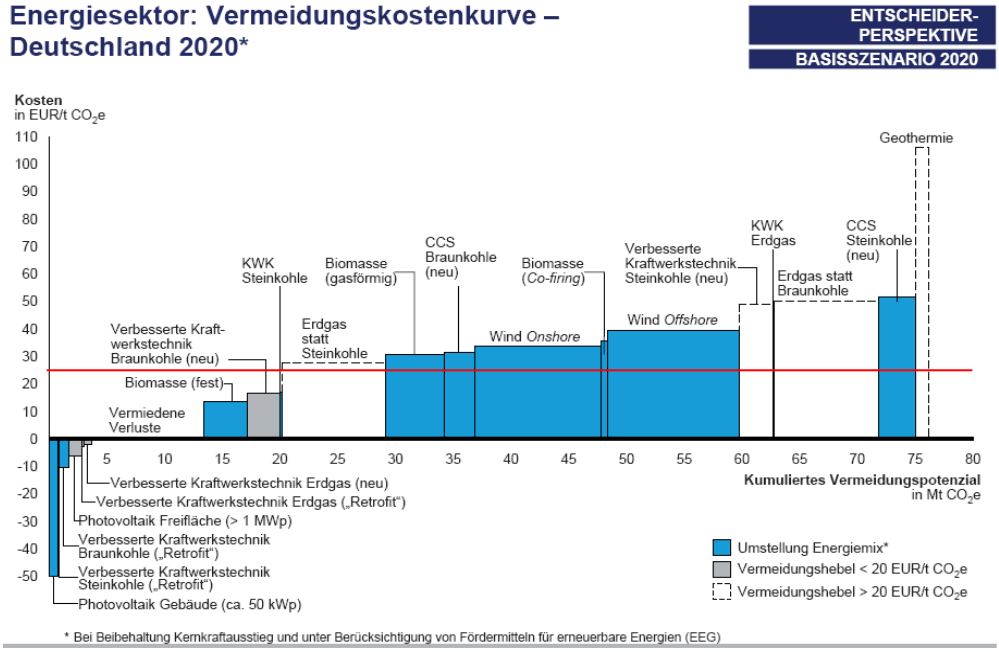

Abbildung 12: Vermeidungskosten Energiesektor (Quelle: *McKinsey* [2007], S. 32)

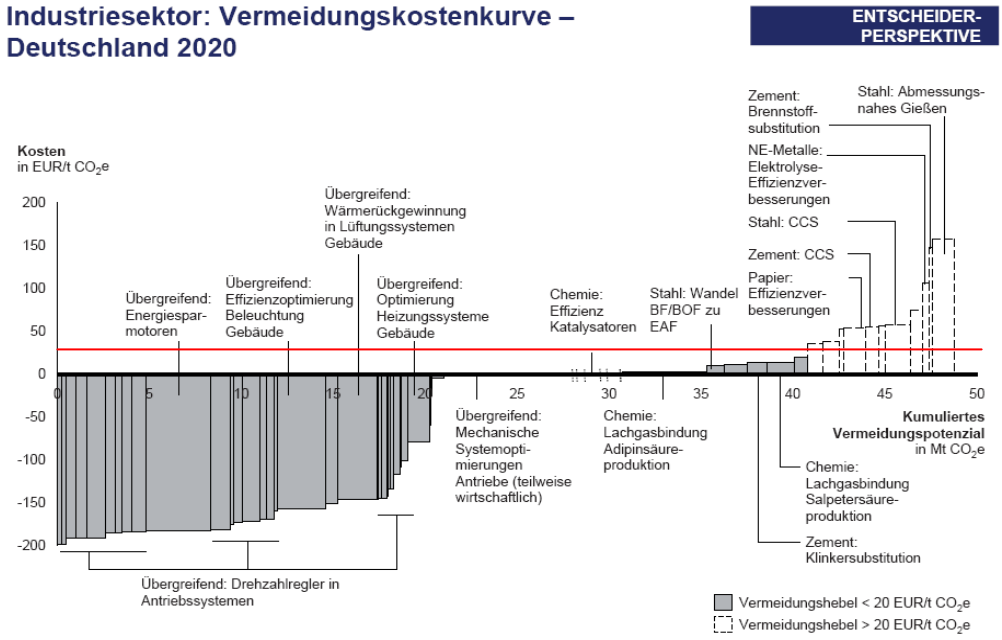

Abbildung 13: Vermeidungskosten Industriesektor (Quelle: *McKinsey* [2007], S. 35)

VI. Literaturverzeichnis

Bals, C. (2008): „Bali, Poznan, Kopenhagen – Dreisprung zu einer neuen Qualität der Klimapolitik?“. In: Heinrich Böll Stiftung (Hrsg.): Schriften zur Ökologie, Band 2, Berlin

Bertenrath, R., Heilmann, S. & Glasmacher, G. (2007): „Vorzüge eines Up-Stream-Ansatzes zur Regulierung von CO2-Emissionen im Verkehrsbereich“. In: Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR), Nr. 5/2007, S. 242-244

Bohlin, F. (1998): “The Swedish carbon dioxide tax: effects on biofuel use and carbon dioxide emissions”. In: Biomass and Bioenergy, Vol. 15, Issues 4-5, pp. 283-291

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU, Hrsg.) (2006): „Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland“. Berlin

BMU (Hrsg.) (2008a): „Emissionshandel – Mehr Klimaschutz durch Wettbewerb“. Informationsbroschüre, 3. aktualisierte Auflage, Berlin BMU (Hrsg.) (2008b): „Gabriel sieht Klimaschutzziele nicht gefährdet“. Pressemitteilung vom 9. Oktober 2008, BMU-Pressedienst, Nr. 218/08, Berlin

BMU (Hrsg.) (2008c): „Schon über 100 internationale Klimaschutz-Projekte mit deutscher Beteiligung“. Pressemitteilung vom 17. November 2008, BMU-Pressedienst, Nr. 264/08, Berlin

Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) (2008): „EU ETS Review – Kernaussagen zu ‚carbon and job leakage‘“. Positionspapier. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.bdi.eu/sbrecherche/index.asp

Butzengeiger, S. et al. (2004): “Greenhouse Gas Emissions Trading in the European Union – Background and Implementation of a ‘New’ Climate Policy Instrument”. In: Intereconomics, Vol. 39, No. 3, pp. 116-118

Cansier, D. (1991): „Bekämpfung des Treibhauseffektes aus ökonomischer Sicht“. Springer-Verlag, Berlin

Cansier, D. (1998): „Ausgestaltungsformen handelbarer Emissionsrechte und ihre politische Durchsetzbarkeit”. In: ZAU Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 9/1998, Berlin

Coase, R. (1960): “The Problem of Social Cost”. In: Journal of Law and Economics, Vol. 3, pp. 1-44

Dales, J. H. (1968): “Pollution, Property & Prices. An essay in policy-making and economics”. Toronto University Press, Toronto

Deutsch, K. (2008): „Emissionshandel in Amerika. Die US-Klimapolitik am Scheideweg“. Deutsche Bank Research, Aktuelle Themen, Nr. 424, Frankfurt am Main

Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHST, Hrsg.) (2008): „Clean Development Mechanism (CDM) – Wirksamer internationaler Klimaschutz oder globale Mogelpackung?“. Berlin

Diringer, E. (2008): “The U.S. Election and Prospects for a New Climate Agreement”. Transatlantic Climate Policy Group, Heinrich Böll Stiftung, Berlin

Dröge, S. (2008): „‘Klimazölle‘ und die Glaubwürdigkeit der EU-Klimastrategie“. In: Stiftung Wissenschaft und Politik (Hrsg.), SWP-Aktuell, Nr. 72, September 2008, Berlin

Ecologic GmbH (Hrsg.) (2003): Eckpunktepapier im Rahmen des Forschungsauftrages „Rechtliche Evaluierung eines Emissionshandelsmodells“, Fassung vom Juni 2003

Edenhofer, O. (2007): „Wege zu einem globalen CO2-Markt. Eine ökonomische Analyse“. Potsdam-Institut für Klimafolgen-forschung, Potsdam

Egenhofer, C. (2007): “EU ETS Options for Cap Setting, Allocation and Distribution of Allowances after 2012”. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.ceps.eu/files/Background_CEPS_ETS_Fin.pdf

Ehrmann, M. (2008): „Kernelemente der neuen Emissionshandels-Richtlinie“. In: Dow Jones TradeNews Emissions, Nr. 4, S. 9-12

Endres, A. & Ohl, C. (2004): „Der Handel mit Emissionsrechten aus wirtschaftswissenschaftlicher Sicht“. In: Hendler et al. (Hrsg.): „Emissionszertifikate und Umweltrecht“, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 11-34

Environmental Protection Agency (EPA, Hrsg.) (2008): “EPA Analysis of the Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008“. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über www.epa.gov/climatechange/economics/economicanalyses.html

EPA (Hrsg.) (2009): “EPA Analysis of the American Clean Energy and Security Act of 2009“. Zugriff erfolgte online am 21. September 2009 über http://www.epa.gov/climatechange/economics/pdfs/HR2454_Analysis.pdf

EU-Kommission (EUKOM, Hrsg.) (2007a): „Projektionen zum Klimawandel zeigen: EU liegt im Zeitplan, aber zur Erreichung des Kyoto-Ziels sind weitere Maßnahmen notwendig“. Pressemitteilung vom 27. November 2007, IP/07/1774, Brüssel

EUKOM (Hrsg.) (2007b): “EU emissions trading: an open system promoting global innovation“. Brüssel

EUKOM (Hrsg.) (2007c): “Options and Implications of Linking the EU ETS with other Emissions Trading Schemes“. GD Internationale Politik, Brüssel

EUKOM (Hrsg.) (2008): „Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des EU-Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten“. Brüssel

EUREX AG (Hrsg.) (2007): „EUREX Xpand – November 2007“. Frankfurt am Main

European Energy Exchange (EEX, Hrsg.) (2008): „EEX-Handels-ergebnisse und Neuzulassungen im Oktober“. Pressemitteilung vom 5. Nov. 2008, Leipzig

Gesellschaft für Wirtschaftliche Strukturforschung mbH (GWS, Hrsg.) (2007): „Ökonomische Kriterien zur Bewertung alternativer Verhandlungslösungen für eine Weiterentwicklung des Klimaregimes nach 2012“. Zusammenfassung, Osnabrück/Basel

Hall, D. (2007): “Offsets: Incentivizing Reductions While Managing Uncertainty and Ensuring Integrity”. In: Kopp, R. & Pizer, W. (Hrsg.): “Assessing U.S. Climate Policy Options”. Resources for the Future, Washington D.C. (USA)

Hansjürgens, B. (2005): „Märkte für den Klimaschutz: Ausgestaltung des europäischen CO2-Emissionshandels und Umsetzung in Deutschland“. In: Leschke, M. et al. (Hrsg.): „Wissenschaftliche Politikberatung – Theorien, Konzepte, Institutionen“. Lucius & Lucius, Stuttgart

Heister, J. & Michaelis, P. (1991): „Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten“. Mohr Siebeck, Tübingen

Heymann, E. (2007): „EU-Emissionshandel – Verteilungskämpfe werden härter“. Deutsche Bank Research, Aktuelle Themen, Nr. 377, Frankfurt am Main

Hofmann, Y. (2006): “Auctioning of CO2 Emission Allowances in the EU ETS”. Report under the project “Review of EU Emissions Trading Scheme”, EUKOM (Hrsg.), Brüssel

Holt, C. et al. (2007): “Auction Design for Selling CO2 Emission Allowances Under the Regional Greenhouse Gas Initiative”. Final Report. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über www.coopercenter.org/econ/rggi_final_report.pdf

Hönighaus, R. (2008): „So kann die EU das Klima nicht retten“. Meldung der Financial Times Deutschland vom 12. Dezember 2008. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.ftd.de/politik/europa/:Kommentar-So-kann-die-EU-das-Klima-nicht-retten/450793.html

International Carbon Action Partnership (ICAP, Hrsg.) (2008): “1st Global Carbon Market Forum on Monitoring, Reporting, Verification, Compliance and Enforcement”. Pressemitteilung vom 4. Juni 2008, Berlin/Brüssel

Jacobeit, J. (2007): „Zusammenhänge und Wechselwirkungen im Klimasystem“. In: Endlicher, W. & Gerstengarbe, F.-W. (Hrsg.): „Der Klimawandel – Einblicke, Rückblicke und Ausblicke –“. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V. Potsdam, 2007, S. 1-16

Jaffe, J. & Stavins, R. (2007): “Linking Tradable Permit Systems for Greenhouse Gas Emissions: Opportunities, Implications, and Challenges”. International Emissions Trading Association, Genf (Schweiz)

Jungjohann, A. (2008): „A Changing Climate: Die USA steht nach der Wahl von Barack Obama vor einer neuen Ära in der Klimapolitik“. Transatlantic Climate Policy Group, Heinrich Böll Stiftung, Berlin

Kemper, M. (1993): „Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft – Wirtschaftstheoretische Grundlagen und vergleichende Analyse umweltpolitischer Instrumente in der Luftreinhalte- und Gewässerschutzpolitik“. 2. Auflage, Duncker & Humblot, Berlin

Koch, M. (2008): „Vollmacht im Kongress“. Meldung der Süddeutschen Zeitung vom 20.11.2008. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.sueddeutsche.de/politik/981/344821/text/

Koschut, S. & Morgan, J. (2008): „Eine neue europäische Klimadiplomatie – Einbindung der USA bei der Lösung der Klimakrise“. In: Sandschneider (Hrsg.) (2008): „DGAPstandpunkt“, November 2008, Nr. 16, Berlin

Leguet, B. (2007): “Expectations for EU ETS II“. Präsentation der Studienergebnisse der Caisse des Dépôts zum UN-Klimagipfel in Bali am 7. Dezember 2008. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.ieta.org/ieta/www/pages/getfile.php?docID=2840

Lieberman, J. & Warner, J. (2007): “Senators Lieberman, Warner Drafting New, Bipartisan Bill on Climate Change”. Pressemitteilung vom 27. Juni 2007. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://lieberman.senate.gov/newsroom/release.cfm?id=277907&&

McKinsey & Company, Inc. (Hrsg.) (2007): „Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland“. Studie im Auftrag von „BDI initiativ – Wirtschaft für Klimaschutz“. Düsseldorf

Michaelis, P. (1996): „Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: eine anwendungsorientierte Einführung”. Physica Verlag, Heidelberg

Morgenstern, R. et al. (2007): “Competitiveness Impacts of Carbon Dioxide Pricing Policies on Manufacturing”. In: Kopp, R. & Pizer, W. (Hrsg.): “Assessing U.S. Climate Policy Options”. Resources for the Future, Washington D.C. (USA)

O.V. (2008a): „US-Senat blockiert Klimaschutzgesetz“. Meldung des Spiegels vom 06. Juni 2008. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.spiegel.de/wissenschaft/mensch/0,1518,558211,00.html

O.V. (2008b): „Finanzkrise vs. Klimaschutz”. Meldung der Süddeutschen Zeitung vom 10. Oktober 2008. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.sueddeutsche.de/wirtschaft/681/313587/text/

Obama, B. (2008): “Barack Obama and Joe Biden: Promoting a Healthy Environment”. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.barackobama.com/pdf/issues/EnvironmentFactSheet.pdf

Oppermann, K. (2001): „Handelbare Umweltzertifikate als Instrumente der Klima- und Energiepolitik – 1. Teil: Emissionsrechte und Minderungsnachweise“. In: KfW Research Mittelstands- und Strukturpolitik, Ausgabe 21, S. 37-49

Organisation of Economic Co-operation and Development (OECD) (1993): “Taxation and the Environment: Complementary Policies”. OECD Publications, Paris

OECD (1997): “Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy”. OECD Publications, Paris

OECD (1999): “Economic Instruments for Pollution Control and Natural Resources Management in OECD Countries: A Survey”. OECD Publications, Paris

OECD (2001): “Environmentally Related Taxes in OECD Countries: Issues and Strategies”. OECD Publications, Paris

Parry, I. & Pizer, W. (2007): “Emissions Trading Versus CO2 Taxes Versus Standards”. In: Kopp, R. & Pizer, W. (Hrsg.): “Assessing U.S. Climate Policy Options”. Resources for the Future, Washington D.C. (USA)

Petersen, H.-G. (1993): „Finanzwissenschaft I – Grundlegung – Haushalt - Aufgaben und Ausgaben – Allgemeine Steuerlehre“. 3., überarbeitete und erweiterte Auflage, Kohlhammer, Stuttgart

Pfeffer, W. T., Harper, J. T. & O’Neel, S. (2008): “Kinematic Constraints on Glacier Contributions to 21st-Century Sea-Level Rise”. In: Science, Vol. 321, no. 5894, pp. 1340-1343

Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) (2008): „Zögern im Klimaschutz unverantwortlich“. Aktuelle Nachrichten des PIK. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.pik-potsdam.de/aktuelles/archiv/aktuelle/201ezoegern-im-klimaschutz-unverantwortlich201c

Ramanathan, V. & Feng, Y. (2008): “On avoiding dangerous anthropogenic interference with the climate system: Formidable challenges ahead“. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS), Vol. 105, No. 38, pp. 14245-14250

Rat der Europäischen Union (Hrsg.) (2008): “Energy/Climate Change – Elements of the Final Compromise”. Brüssel

RGGI Inc. (2008): “RGGI Executive Summary”. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.rggi.org/docs/RGGI_Executive_Summary.pdf

Richtlinie (RL) 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates in der Fassung vom 13. Oktober 2003. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/eu_emissionshandelsrichtlinie.pdf

Rogall, H. (2008): „Ökologische Ökonomie: Eine Einführung”. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, VS Verlag, Wiesbaden

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2008): „Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels“. Umweltgutachten 2008, Erich Schmidt Verlag, Berlin

Schafhausen, F. (2008): „Energie- und Klimapolitik 2008 in Berlin und Brüssel – politischer Wandel“. In: BDI (2008): „Klimapolitik in Berlin und Brüssel“. Tagungsband vom 03. Juli 2008, Berlin

Slingenberg, Y. (2007): “The Review of the EU Emission Trading System – State of Play”. Präsentation zum ‚First Meeting for EU ETS Review‘. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.ceps.eu/files/Slingenberg_20071002.pdf

Stehling, F. (1999): „Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik zur Reduzierung stofflicher Emissionen“. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart

Stern, N. (2006): “Stern Review on the Economics of Climate Change”. Final Report, H.M. Treasury. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.hm-treasury.gov.uk/stern_review_report.htm

Tietenberg, T. (1998): “Tradable Permits and the Control of Air Pollution – Lessons from the United States”. In: ZAU Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 9/1998, Berlin

U.S. Conference of Mayors (2008): “More Than 900 Mayors Join Climate Protection Agreement”. Pressemitteilung vom 21. November 2008. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://usmayors.org/climateprotection/documents/climateagreement112108.pdf

U.S. Congress (2008): “S.3036 – Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008”. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://www.opencongress.org/bill/110-s3036/show

U.S. Congress (2009): “H.R.2454 – American Clean Energy and Security Act of 2009“. Gesetzentwurf. Zugriff erfolgte online am 21. September 2009 über http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getdoc.cgi?dbname=111_cong_bills&docid=f:h2454pcs.txt.pdf

U.S. Senate (2008): “S.3036“. Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008. Gesetzentwurf. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getdoc.cgi?dbname=110_cong_bills&docid=f:s3036pcs.txt.pdf

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (2005): „Flexible Instrumente im Klimaschutz – Emissionsrechtehandel, Clean Development Mechanism, Joint Implementation“. Stuttgart

Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EG-Vertrag) in der Fassung vom 02. Oktober 1997. Zugriff erfolgte online am 14. Dezember 2008 über http://dejure.org/gesetze/EG

Walter, N. (2008): „Dollar bleibt Nummer eins“. Deutsche Bank Research, Aktueller Kommentar vom 17. Januar 2008, Frankfurt am Main

Weistroffer, C. (2007): „Klimawandel bewältigen – Die Rolle der Finanzmärkte“. Deutsche Bank Research, Aktuelle Themen, Nr. 397, Frankfurt am Main

Wicke, L. (1993): „Umweltökonomie – Eine praxisorientierte Einführung“. 4. Auflage, Vahlen, München

World Wide Fund for Nature (WWF, Hrsg.) (2008): “G8 Climate Scorecards“. Gland (Schweiz)

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH (Hrsg.) (2008): “Input to the European Commission’s stakeholder consultation: Towards a comprehensive and ambitious post-2012 climate change agreement”. Wuppertal

Zwingmann, K. (2007): „Ökonomische Analyse der EU-Emissions-handelsrichtlinie“. 1. Auflage, Deutscher Universitäts-Verlag, Wiesbaden

© Copyright 2009. Deutsche Bank AG, DB Research, D-60262 Frankfurt am Main, Deutschland. Alle Rechte vorbehalten. Bei Zitaten wird um Quellenangabe „Deutsche Bank Research“ gebeten.
Die vorstehenden Angaben stellen keine Anlage-, Rechts- oder Steuerberatung dar. Alle Meinungsaussagen geben die aktuelle Einschätzung des Verfassers wieder, die nicht notwendigerweise der Meinung der Deutsche Bank AG oder ihrer assoziierten Unternehmen entspricht. Alle Meinungen können ohne vorherige Ankündigung geändert werden. Die Meinungen können von Einschätzungen abweichen, die in anderen von der Deutsche Bank veröffentlichten Dokumenten, einschließlich Research-Veröffentlichungen, vertreten werden. Die vorstehenden Angaben werden nur zu Informationszwecken und ohne vertragliche oder sonstige Verpflichtung zur Verfügung gestellt. Für die Richtigkeit, Vollständigkeit oder Angemessenheit der vorstehenden Angaben oder Einschätzungen wird keine Gewähr übernommen.
In Deutschland wird dieser Bericht von Deutsche Bank AG Frankfurt genehmigt und/oder verbreitet, die über eine Erlaubnis der Bundesanstalt für Finanzdienstleistungsaufsicht verfügt. Im Vereinigten Königreich wird dieser Bericht durch Deutsche Bank AG London, Mitglied der London Stock Exchange, genehmigt und/oder verbreitet, die in Bezug auf Anlagegeschäfte im Vereinigten Königreich der Aufsicht der Financial Services Authority unterliegt. In Hongkong wird dieser Bericht durch Deutsche Bank AG, Hong Kong Branch, in Korea durch Deutsche Securities Korea Co. und in Singapur durch Deutsche Bank AG, Singapore Branch, verbreitet. In Japan wird dieser Bericht durch Deutsche Securities Limited, Tokyo Branch, genehmigt und/oder verbreitet. In Australien sollten Privatkunden eine Kopie der betreffenden Produktinformation (Product Disclosure Statement oder PDS) zu jeglichem in diesem Bericht erwähnten Finanzinstrument beziehen und dieses PDS berücksichtigen, bevor sie eine Anlageentscheidung treffen.
Druck: HST Offsetdruck Schadt & Tetzlaff GbR, Dieburg

Print: ISSN 1610-1502 / Internet: ISSN 1610-1499 / E-Mail: ISSN 1610-1480