

CLIMATE CHANGE

16/2016

Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)

CLIMATE CHANGE 16/2016

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 41 504
UBA-FB 002279

Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)

von

Johanna Cludius
Vanessa Cook
Hannah Förster
Benjamin Greiner
Charlotte Loreck
Julia Repenning
Katja Schumacher
Öko-Institut, Berlin

Vicki Duscha
Wolfgang Eichhammer
Nele Friedrichsen
Julius P. Wesche
Fraunhofer ISI, Karlsruhe

Jochen Diekmann
DIW Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V., Büro Berlin
Schicklerstr. 5-7
10179 Berlin

Abschlussdatum:

März 2015

Redaktion:

Fachgebiet E 2.3 Ökonomische Grundsatzfragen des Emissionshandels,
Monitoring, Auswertungen
Frank Gagelmann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-weiterentwicklung-des-eu>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, April 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3711 41 504 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Inhaltsverzeichnis

Abstract.....	6
Überblick über das Projekt und Zusammenfassung.....	8
Overview and summary of the project.....	17
AP 1: Experiences with the allocation process for incumbents for the third phase of the ETS. Synthesis of interviews in selected EU Member States	27
AP 2, Teil 1: Ergebnisse der kontrafaktischen Referenzentwicklung für die Klinkerproduktion	28
AP 2, Teil 2: Wirksamkeit des EU-ETS in der 1. und 2. Handelsperiode im Bereich Elektrostahl – Vergleich aggregierter Emissionsangaben aus dem ETS mit Daten aus öffentlichen Statistiken, Ursachenforschung für Abweichungen und Implikationen für die Herleitung einer Referenzentwicklung „ohne ETS“	62
AP 3: Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten (EU-ETS) in der zweiten Handelsperiode. Methodenbericht und Fallstudien.....	77
English-language summary to AP 3: Ex-post analysis of cost efficiency in the second trading period of the EU ETS. State of the art methodologies, applications and lessons learned	200
AP 4: Anpassungsbedarf des Caps im EU-Emissionshandel als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?.....	226

Abstract

Die Ergebnisse des Projekts „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)“ sind in diesem Gesamtbericht zusammengeführt. Ziel des Projekts war die Beratung des Umweltbundesamtes (UBA) als vollziehender Behörde und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) als federführendem Ressort bei der nationalen Umsetzung, Bewertung und Weiterentwicklung des Europäischen Emissionshandels (EU-ETS). Im vorliegenden Projekt standen, in stärkerem Umfang als in Vorläuferprojekten, auch Auswertungen zur generellen Wirkung des EU-ETS (inklusive methodischer Weiterentwicklungen zu diesem Zweck) im Fokus. Die Arbeiten wurden vom Fraunhofer ISI, dem Öko-Institut e. V. und dem DIW durchgeführt. In einem der insgesamt vier Arbeitspakete wurden Interviews mit Vertretern der für die Zuteilung verantwortlichen Institutionen in zehn Mitgliedstaaten der Europäischen Union durchgeführt, mit dem Ziel, Probleme im Prozess der kostenlosen Zuteilung für die dritte Handelsperiode zu identifizieren und Ansatzpunkte für Verbesserungen in zukünftigen Zuteilungsprozessen abzuleiten. Ein zweites Arbeitspakets hatte zum Ziel, eine Abschätzung aufzustellen über die Referenzentwicklung der Emissionen, wie sie ohne die Einführung des EU ETS hätten verlaufen können. Ein Vergleich dieser Referenzentwicklung mit den tatsächlichen Emissionen erlaubt dann, Abschätzungen zur Wirksamkeit des EU ETS vorzunehmen. Hier wurde zum einen eine Abschätzung der Referenzentwicklung für die Zementklinkerproduktion in Deutschland für die 1. und 2. Handelsperiode vorgenommen. Gleiches wurde für die Elektrostahlproduktion versucht. Aufgrund der diffizilen Datenlage im Bereich Elektrostahlerzeugung wurde der Schwerpunkt jedoch auf die Darstellung und den Vergleich der jeweiligen Daten gelegt. In einem dritten Arbeitspaket wurden verschiedene Ansätze zur Schätzung der Kosteneffizienz des EU ETS in der zweiten Handelsperiode (ex-post) untersucht. Eine wichtige Rolle spielt dabei sowohl die Ermittlung der Entwicklung ohne Emissionshandel, also des kontrafaktischen Szenarios, wie auch die der alternativen Politik, die zu den gleichen Emissionsminderungen hätte führen können, ohne die Möglichkeit des Handels wie im Emissionshandel zuzulassen. In Abhängigkeit von Datenverfügbarkeit und Analysetiefe wurden drei verschiedene „Tier“-Ansätze entwickelt und in drei Fallstudien angewendet. Tier 1 verlangt dabei die geringsten Datenanforderungen, den geringsten Detailgrad und basiert auf Mengen und Preisangaben für die gesamte EU, während Tier 2 - auf Basis einer extern verfügbaren Modellierung einer Grenzvermeidungskostenkurve -nach Länder- und Sektorgruppen differenziert. Tier 3 basiert auf Bottom-up-Modellrechnungen und wurde für den Stromsektor in Deutschland angewendet. In einem vierten Arbeitspaket wurde der Anpassungsbedarf des Caps im EU-Emissionshandel als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen diskutiert.

Abstract

The results of the "Evaluation and development of the EU Emissions Trading Scheme (EU ETS 5)" project are brought together in this overall report. The work was carried out by Fraunhofer ISI, Öko-Institut e. V. and DIW. The project's purpose was to advise the Federal Environmental Agency (UBA), as implementing authority, and the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB) as the competent ministry, on the national implementation, evaluation, and further development of the European Emissions Trading System (EU-ETS). In this project, evaluation of the ETS's general effectiveness and efficiency (including methodical work for this purpose) assumes a relatively larger share than in previous projects on the EU-ETS. One out of four work packages covers interviews with representatives of the authorities in charge of the allocation process in ten Member States of the European Union. The goal of the interviews was to identify problems in the process of free allocation for the third trading period and identify possible approach-

es for the improvement of future allocation methods. A second work package aimed at estimating a reference development of emissions as they would have been in the absence of an emissions trading scheme. In comparing this reference pathway with actual emissions, the effectiveness of the EU ETS can be assessed. An estimation of the reference emissions of cement clinker production in Germany during the 1st and 2nd trading period is thus provided, based on publicly available historical data and data provided by UBA. The same was attempted for electric arc furnace steel production. However, due to difficulties with regard to data availability, the focus was shifted towards comparing and discussing the relevant existing data. The third work package of the project focused on a first ex-post evaluation of the EU ETS in terms of its cost-efficiency. First of all, different methodological approaches for determining cost efficiency in comparison with an alternative policy scenario were discussed. Determining the (counterfactual) emission development in the absence of an emissions trading scheme was a major task in this context, as was the determination of the alternative policy scenario that leads to identical emission reductions but does not provide the possibility to trade among firms. Depending on data availability and level of detail, three different “tier” approaches were developed and applied in three case studies. The Tier 1 approach presents the least information-intensive approach, based on volumes and prices for the EU as a whole, and therefore provides a fairly easy, indicative estimate. The Tier 2 approach is based on marginal abatement cost curves taken from an external energy model, differentiated by country and sector groups. Tier 3 is based on own bottom-up model calculations, applied to the electricity sector in Germany. A fourth work package discussed the potential need for cap adjustments in the EU ETS, in response to external shocks and unexpected developments.

Überblick über das Projekt und Zusammenfassung

Das Projekt „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)“ besteht aus vier Arbeitspaketen, deren Ergebnisse in diesem Gesamtbericht zusammengeführt werden. Die Arbeiten wurden vom Fraunhofer ISI, dem Öko-Institut e. V. und dem DIW durchgeführt. In diesem Überblicksteil sind die wesentlichen Hintergründe, Methoden und Ergebnisse der Teilberichte zusammengefasst. Die vollständigen Berichte für die Arbeitspakete 2 und 3 sind daran angehängt.

Die Ergebnisse des Arbeitspakets 4 wurden im Bericht 17/2012 der Serie „Climate Change“ des Umweltbundesamtes, „EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?“ veröffentlicht. Es ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes verfügbar.¹

1.1 Arbeitspaket 1 – Synthesebericht der Interviewauswertung

Dieser Bericht in englischer Sprache fasst die Ergebnisse von Interviews zusammen, die mit Vertretern der Zuteilungsbehörden in zehn Mitgliedstaaten der Europäischen Union geführt wurden. Ziel der Interviews war es, Probleme im Prozess der kostenlosen Zuteilung für die dritte Handelsperiode zu identifizieren und Ansatzpunkte für die Verbesserung zukünftiger Zuteilungsprozesse abzuleiten.

Die Interviews zeigen, dass der Zuteilungsprozess unterschiedlich organisiert wurde, aber keine Organisationsform klare Vor- oder Nachteile hat. In dezentraleren Strukturen ist jedoch natürlich mehr interner Austausch notwendig, um den Zuteilungsprozess harmonisiert durchzuführen.

Nach Aussage der Interviewpartner haben die komplexeren Zuteilungsregeln in der dritten Handelsperiode zu einem erhöhten Zeit- und Personalaufwand in den ausführenden Behörden geführt. Doppelzählungen konnten weitgehend und in einem zufriedenstellenden Ausmaß vermieden werden. Auch dies war jedoch mit erheblichem Aufwand, zum Beispiel für Simultanchecks verschiedener Anlagen im Fall anlagenübergreifender Wärmeflüsse oder die Abgrenzung verschiedener Benchmarks bzw. Fall-Back-Ansätze innerhalb einer Anlage, verbunden und außerdem im Fall von Zwischenprodukten im Eisen- und Stahlsektor eine sehr hoch anspruchsvolle Aufgabe. Als große Herausforderung wurde auch der durch die Rahmenvorgaben gesetzte Zeitplan für Vorbereitung und Prüfung der Zuteilungsanträge genannt. Die zur Verfügung stehende Zeit wurde generell als zu kurz bewertet.

Jedoch waren die meisten Gesprächspartner der Meinung, dass am Ende des Prozesses ein zufriedenstellender Grad von Harmonisierung in der Anwendung der Zuteilungsregeln erreicht wurde. Mit Blick auf die Zukunft wurde der Wunsch nach einem festen Zeitrahmen für die Prüfung und Genehmigung der NIMs-Listen durch die Kommission und einer Straffung und Fokussierung dieses Prozesses geäußert. Darüber hinaus wurde ein Bedarf nach Überarbeitung der Guidance Documents der Kommission (z.B. Anreicherung durch Fallbeispiele) festgestellt.

Die Interviews wurden unter der Maßgabe der Vertraulichkeit durchgeführt; daher wird der vollständige Synthesebericht nicht im Rahmen dieses Abschlussberichts veröffentlicht.

¹ Diekmann, J.: EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?, Climate Change 17/2012, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/eu-emissionshandel-anpassungsbedarf-des-caps-als> [sic!], zuletzt abgerufen am 29.10.2014.

1.2 Arbeitspaket 2

1.2.1 Ergebnisse der kontrafaktischen Referenzentwicklung für die Klinkerproduktion

Die Einführung eines Emissionshandelssystems verfolgt das Ziel, die ausgestoßene Menge CO₂-Emissionen zu begrenzen bzw. zu reduzieren. Auch ohne die Existenz eines Emissionshandelssystems unterliegen die Emissionsmengen von Unternehmen jedoch Veränderungen. Wichtige Faktoren dafür sind u.a. marktgetriebene Veränderungen der Produktionsmengen sowie Strukturveränderungen im Industriesektor, autonome Effizienzverbesserungen oder preisbedingte Brennstoffwechsel.

Ziel des Arbeitspakets 2 „Bewertung der Wirksamkeit des EU ETS in Deutschland in der 1. und 2. Handelsperiode“ ist es, eine Abschätzung über die Referenzentwicklung der Emissionen, wie sie ohne die Einführung des EU ETS hätten gewesen sein können, aufzustellen. Ein Vergleich dieser Referenzentwicklung mit den tatsächlichen Emissionen erlaubt dann, Abschätzungen zur Wirksamkeit des EU ETS vorzunehmen. Das vorliegende Dokument präsentiert eine Abschätzung der Referenzentwicklung für die Zementklinkerproduktion in Deutschland für die 1. und 2. Handelsperiode. Die Abschätzung beruht auf der Auswertung historischer Daten, die öffentlich verfügbar sind.

Die ermittelte Referenzentwicklung weist nur dann gegenüber der historischen Entwicklung eine Emissionseinsparung durch das ETS aus, wenn für diese Referenz eine Konstanz der spezifischen Emissionen auf dem Niveau von 2004 angenommen wird. Wird hingegen eine Fortsetzung des Abnahmetrends bis 2004 angenommen, ergibt sich in den Jahren ab 2005 sogar eine Emissionssteigerung gegenüber der Referenz. Damit konnte nicht unmittelbar eine emissionsmindernde Wirkung des Emissionshandels nachgewiesen werden. Allerdings müssen für eine vollständige Einschätzung der Referenzentwicklung folgende Punkte berücksichtigt werden:

In den Analysen wird gezeigt, dass bereits in den Jahren vor der Einführung des EU ETS starke Emissionsreduktionen in den spezifischen CO₂-Emissionen sowie in den CO₂-Emissionen pro Energieeinsatz stattgefunden haben. Ein Treiber dahinter war nach Aussage des Branchenverbands Verein Deutscher Zementwerke (VDZ) die Selbstverpflichtung der deutschen Zementindustrie. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist zumindest teilweise die rasche Umsetzung darauf zurückzuführen, dass aufgrund der betriebswirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen – inklusive solcher mit biogenen Anteilen – diese ohnehin eingesetzt worden wären, und der (raschen) Erfüllung der Selbstverpflichtung somit zugutekamen.

Insbesondere Brennstoffwechsel, aber auch Effizienzmaßnahmen können technische und Verfügbarkeits-Grenzen haben. Der Ersatz von fossilen durch (ganz oder teilweise) biogene Brennstoffe ist primär durch die finanziellen Ersparnisse motiviert und durch die technischen Restriktionen und regionalen Verfügbarkeiten begrenzt, während das Preissignal aus dem EU ETS angesichts der eher niedrigen CO₂-Preise sowie der bestehenden Brennstoffpreisverhältnisse eher eine untergeordnete Rolle gespielt haben dürfte. Zudem könnten angesichts des erheblichen Brennstoffwechsels bereits vor dem Beginn des ETS viele Minderungspotenziale ausgeschöpft gewesen sein und es kann zunächst nicht davon ausgegangen werden, dass sich dieser Trend beliebig lange fortsetzen lässt. Daher spricht vieles für die Hypothese, dass ein Mehreffekt des EU ETS auf den Brennstoffwechsel nicht, oder allenfalls in Einzelfällen, überhaupt zu erwarten gewesen wäre.

Darüber hinaus können auch die Erwartungen über die Einführung des EU ETS zu Effizienzmaßnahmen wie auch zu einer weiteren Verstärkung des Einsatzes alternativer Brennstoffe mit hohem biogenem Anteil geführt haben. Diese Effekte voneinander zu trennen ist aufgrund der z.T. gleichen Anreizstruktur beider Instrumente nicht möglich.

Bezüglich der Produktionseffizienz sind auch wegen der erheblichen Energiekostenanteile in der Zementindustrie bereits in früheren Jahren erhebliche Maßnahmen zur Effizienzverbesserung durch-

geführt worden und die weiteren Potenziale werden von der Industrie als sehr gering eingeschätzt (vgl. Wietschel et al. 2010, S. 718; Fleiter et al. 2013, S. 429).

Weiterhin wäre es aber auch falsch, aus dem vorliegenden Bild zu schlussfolgern, dass das EU ETS überhaupt keinen Einfluss hatte. Einerseits könnte bereits die Erwartung über die Einführung des EU ETS die Wirkung der Selbstverpflichtung verstärkt haben. Andererseits hätte sich auch in Abwesenheit des EU ETS die Wirkung der Selbstverpflichtung abschwächen können, da sie im Jahr 2012 auslief.

Es ist aber auch anzumerken, dass im betrachteten Zeitraum die CO₂-Preise im EU ETS zwar noch deutlich höher als heute waren, aber dennoch keine ausreichenden Anreize für einen Brennstoffwechsel von Kohle zu Gas ergeben haben (vergleiche Abbildung 13 in AP 2, Teil 1 im Annex dieses Berichts). Aufgrund der schlechten Verfügbarkeit von Preisdaten für alternative Brennstoffe kann hier leider keine analoge Aussage getroffen werden, ggf. gilt sie aber auch hier.

Zuletzt sei darauf hingewiesen, dass z.B. den Arbeiten von Martin et al. 2012, 2013 zufolge die Innovationswirkung des EU ETS insbesondere in solchen Unternehmen begrenzt ist, die ausreichend Zertifikate kostenfrei zugeteilt bekommen. Dieses Ergebnis steht der Annahme entgegen, dass Unternehmen Entscheidungen nach rein ökonomischen Faktoren treffen und daher für die Investitionsentscheidung nicht relevant ist, ob die Kosten für die CO₂-Zertifikate real anfallen oder ob sie als Opportunitätskosten anfallen, weil die Zertifikate kostenfrei zugeteilt werden.

1.2.2 Wirksamkeit des EU-ETS in der 1. und 2. Handelsperiode im Bereich Elektrostahl

Das ursprüngliche Ziel dieses Arbeitspapiers war, eine Abschätzung über die kontrafaktische Referenzentwicklung der Emissionen aufzustellen und diese Referenzentwicklung mit den tatsächlichen Emissionen zu vergleichen, um dann eine Abschätzung zur Wirksamkeit des EU ETS vorzunehmen. Aufgrund der diffizilen Datenlage im Bereich Elektrostahlerzeugung wurde der Schwerpunkt dieses Arbeitspapiers jedoch auf die Darstellung und den Vergleich der jeweiligen Daten gelegt. In diesem Sinne bietet das vorliegende Dokument einen detaillierten Vergleich der im Rahmen des ETS vorliegenden anonymisierten, aggregierten Daten der DEHSt mit Daten aus öffentlichen Statistiken der Wirtschaftsvereinigung (WV) Stahl und den Daten des Zentralen Systems Emissionen (ZSE) des Umweltbundesamts. Dieser Vergleich umfasst Emissions- und Brennstoffeinsatzmengen je Brennstoff, sowie spezifische Kennzahlen dieser Größen (in Bezug auf die Produktionsmenge), und analysiert mögliche Ursachen für Abweichungen zwischen den berichteten oder erfassten Daten.

Der detaillierte Vergleich zeigt, dass die Informationen zur Produktion und zum Stromverbrauch (d.h. indirekte Emissionen) aus den verschiedenen Datenquellen sehr gut übereinstimmen, die direkten Emissionen jedoch eine starke Divergenz aufweisen. Die von der DEHSt erhobenen Emissionsdaten liegen in etwa doppelt so hoch wie die in den Statistiken veröffentlichten Daten. Um diese genauer zu beleuchten wird ein gezielter Blick auf die nach Brennstoffen differenzierten Emissionen geworfen. Hier zeigt sich, dass auch die Emissionen aus Erdgas aus den verschiedenen Datenquellen in der Größenordnung weitgehend vergleichbar sind – mit einer leichten und unerklärten Abweichung nach unten bei den DEHSt-Daten. Auch die prozessbedingten Emissionen (Elektrodenabbrand) weisen keine wesentlichen Abweichungen zwischen den Datenquellen auf. Die Differenz ist demnach fast ausschließlich auf die erfassten Emissionen von Kohle und Koks zurückzuführen, die in den DEHSt-Daten um das Dreifache höher sind als in den öffentlichen Statistiken. Ein tieferer Blick in die berichteten Emissionen von Kohle und Koks zeigt, dass nur die Summe bestimmter Kohle- und Koks-emissionen (d.h. Einsatzkohle, Koks und Anthrazitkohle, den im ZSE und der WV Stahl veröffentlichten Emissionen entspricht. Alle weiteren kohlebezogenen Chargen (z.B. Schäumkohle, Blaskohle etc.) verursachen darüber hinaus weitere Emissionen in der Stahlproduktion. Welche Chargen genau in den öffentlichen Statistiken erfasst werden bleibt jedoch unklar und könnte nur in weiteren Detailrecherchen, die über den Rahmen dieses Arbeitspakets hinausgehen, eruiert werden.

Um eine kontrafaktische Referenzentwicklung herzuleiten und in Folge einen Vergleich zwischen den tatsächlichen Emissionen in der EU-ETS-Phase mit dem Kontrafaktum anzustreben, ist eine Kohärenz zwischen den Energieeinsätzen und Emissionen aus den verschiedenen Datenerhebungen unerlässlich. Ein kurzer Einblick in die mögliche Herleitung der Referenzentwicklung wurde auf Basis der Daten aus der Statistik (ZSE/WV Stahl) dennoch vorgenommen (vgl. Abschnitt 3), als lineare Trendfortschreibung (mit und ohne Einbeziehung des Jahres 2004, in dem sich ein Ankündigungseffekt des EU-ETS vermuten lässt) und als Fortschreibung der durchschnittlichen Emissionsintensität aus den Jahren vor Einführung des EU-ETS. Für keine dieser möglichen Referenzentwicklung lässt sich jedoch ein Trend oder Effekt des Emissionshandels gegenüber einer möglichen Referenzentwicklung ohne Emissionshandel erkennen. Andere Faktoren (Wirtschaftskrise, Energiepreise, Schrottpreise, Minderungspotenziale im Zeitablauf) mögen eine wichtige Rolle für den Verlauf der Emissionsintensität der Elektrostahlerzeugung gespielt haben. Eine spezifische Untersuchung der möglichen Gründe und Beiträge dieser und weiterer Einflussfaktoren wäre hier hilfreich, lässt sich jedoch aufgrund der unklaren Datenlage und dem Fehlen einer konsistenten Zeitreihe nach jetzigem Wissensstand nicht durchführen.

1.3 Arbeitspaket 3 – Kosteneffizienz des EU ETS

Nach gängiger ökonomischer Theorie erreicht ein Emissionshandelssystem ein vorgegebenes Emissionsziel zu niedrigsten Kosten. Da sich die betroffenen Akteure am Zertifikatspreis orientieren und individuell entscheiden, ob es für sie günstiger ist, Vermeidungsmaßnahmen durchzuführen oder den Zertifikatspreis zu zahlen, werden nur die günstigsten Vermeidungsmaßnahmen durchgeführt. In der Theorie kann eine Steuer zu einem äquivalenten kosteneffizienten Ergebnis führen. Soll die gleiche Emissionsminderung durch ordnungsrechtliche Maßnahmen erreicht werden, wäre ein kosteneffizientes Ergebnis nur möglich, wenn das Ordnungsrecht zu genau den gleichen Vermeidungsmaßnahmen führen würde. Dazu müssten die Regulierenden perfekt über die Vermeidungskostenkurven aller Unternehmen informiert sein und die einzelnen Maßnahmen daran ausrichten. Der Vorteil eines Zertifikatmarktes mit Zertifikatspreisen ist also, dass der Regulierer keine Informationen über die Vermeidungskostenkurven der Unternehmen benötigt und lediglich eine Obergrenze für Emissionen festsetzen muss.

Theoretisch ist ein Emissionshandelssystem ein besonders treffsicheres und zugleich kosteneffizientes Instrument zum Klimaschutz. Die Wirksamkeit beruht auf der Festlegung von Emissions-Obergrenzen (Caps) und die Effizienz auf einem freien Handel von Emissionsrechten. In der praktischen Anwendung ist die Wirksamkeit des EU-ETS im Sinne einer zielorientierten Verminderung von Treibhausgasen allerdings nur schwierig zu belegen, insbesondere wenn man die Nutzung flexibler Mechanismen und andere Interaktionen berücksichtigt. Letztlich kann die emissionsenkende Wirkung des Emissionshandels nur durch einen Vergleich mit einer hypothetischen Referenzentwicklung ermittelt werden.

Die ökonomische Theorie zeigt Effizienzvorteile von marktbasierenden Instrumenten gegenüber alternativen Politikinstrumenten, wie z.B. dem Ordnungsrecht. Die Kosteneffizienz des EU-ETS hängt maßgeblich von der Heterogenität der einbezogenen Anlagen und der Flexibilität durch den Handel und damit dem Ausgleich der Grenzvermeidungskosten ab. In der Praxis spielen weitere Faktoren eine Rolle: Beispielsweise kann das Reduktionsziel zu wenig anspruchsvoll und dadurch der Emissionshandelspreis zu gering sein bzw. kein glaubwürdiges, langfristiges Signal setzen und damit insbesondere in Märkten mit kurzfristigem oder begrenzt rationalem Entscheidungsverhalten die Effizienz beeinflussen. Darüber hinaus können nicht-fundamentale Faktoren die Preisbildung verzerren. Ebenso können Transaktionskosten die Effizienz beeinträchtigen.

In der Literatur lassen sich verschiedene methodische Ansätze zur Bewertung der Kosteneffizienz eines Emissionshandelssystems finden. Im Wesentlichen unterscheiden sich diese Studien in ihrem sektoralen, zeitlichen und räumlichen Fokus, in ihren betrachteten Kostengrößen bzw. Kostenkomponenten und den zugrundeliegenden Annahmen und in ihrem Datenbedarf.

Ein zentraler Punkt bei der empirischen, quantitativen Untersuchung ist die **Art und Verfügbarkeit der Daten**, die in die Effizienzbetrachtung einbezogen werden. Während bei Ex-ante-Analysen naturbedingt nur Prognose- und Modelldaten zur Verfügung stehen, fließen bei Ex-post-Analysen maßgeblich historische Daten mit ein, die einer hypothetischen Entwicklung ohne Emissionshandel oder mit einer Alternativpolitik gegenübergestellt werden müssen. Für die Bewertung der Kosteneffizienz bilden Annahmen bzw. Schätzungen über die Vermeidungskostenkurven eine essentielle Grundlage. Eine besondere Herausforderung besteht darin, eine Passfähigkeit zwischen den historischen Daten und den Annahmen bzw. eingesetzten Schätz- und Modelldaten herzustellen.

Eng verknüpft mit der Art und Verfügbarkeit der Daten ist die Frage nach der **Effizienzebene**. Grundsätzlich können die Effizienzvorteile auf unterschiedlichen Aggregationsebenen, z.B. auf Länderebene, Sektorebene oder Anlagenebene oder aber jährliche Daten oder Periodendurchschnittswerte betrachtet werden. Ein disaggregierterer Ansatz erlaubt dabei genauer auf entsprechende Entwicklungen einzugehen, bedeutet aber dass auf der anderen Seite sowohl eine höhere Disaggregation auf der Datenebene notwendig ist als auch dass der Auswertungsaufwand entsprechend der Anzahl der Datensätze ansteigt. Hier sollte grundsätzlich die Frage gestellt werden, auf welcher Aggregationsebene sich Aufwand und Ertrag am besten ausgleichen. So ist eine möglichst detaillierte Auswertung, wenn überhaupt keine Daten zur Verfügung stehen oder auf ausgleichende Effekte zwischen Sektoren oder Ländern gebaut werden kann, nicht sinnvoll.

Ein weiterer Knackpunkt bei der Effizienzbetrachtung ist die Festlegung einer **Counterfactual-Entwicklung ohne Emissionshandel**. Die Annahmen, die dieser Counterfactual-Entwicklung zu Grunde liegen, bestimmen, welche Minderungen dem Emissionshandel zugeschrieben werden und wirken sich damit unmittelbar auf die damit verbundenen Kosten aus. Zur Bestimmung der Counterfactual-Entwicklung stehen unterschiedliche Ansätze zur Verfügung wie z.B. die Fortschreibung historischer Werte und Trends aus dem Zeitraum vor der Einführung des Emissionshandels oder aber der Einsatz von Modellen zur Modellierung einer Welt ohne Emissionshandel.

Im vorliegenden Bericht werden drei verschiedene **Methoden** zur Bestimmung des Effizienzvorteils des Emissionshandels gegenüber einem alternativen Politikscenario vorgestellt:

- ▶ Tier 1: Analyse auf Basis historischer Mengen- und Preisdaten
- ▶ Tier 2: Analyse auf Basis von Grenz-Vermeidungskostenkurven, gekoppelt mit historischen Preisdaten
- ▶ Tier 3: Modellgestützte Analyse (mit historischen Preisdaten)

Dabei stehen die Vermeidungskosten im Vordergrund und es wird eine volkswirtschaftliche Sichtweise auf die Kosten eingenommen, zum Beispiel hinsichtlich der Bewertung von Zahlungen zwischen Unternehmen und Staat. Zur Bestimmung der Transaktionskosten wird auf Ergebnisse aus der Literatur (siehe Kapitel 3.2 des Arbeitspakets 3) verwiesen.

Die Wahl der Analysemethode hängt vom Erkenntnisinteresse im jeweiligen Fall, der zu betrachtenden Effizienzebene und der Datenverfügbarkeit (und ggf. Modellverfügbarkeit) ab. In Kapitel 4 des Arbeitspakets 3 werden die Herausforderungen der einzelnen Methoden diskutiert, die dort in Tabelle 7 nochmals zusammenfassend dargestellt sind. Die Erkenntnisse bezüglich der Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Ansätze beruhen auf ihrer exemplarischen Anwendung im Rahmen dreier Fallstudien innerhalb des Arbeitspakets 3. Dabei haben sich folgende Punkte als für die Analyse besonders kritisch herauskristallisiert:

- ▶ Bestimmung der Counterfactual-Emissionsentwicklung ohne Emissionsminderungen und damit verbunden der geminderten Mengen im ETS- und alternativen Politikscenario („Ordnungsrechtszenario“)
- ▶ Verfügbarkeit passender Vermeidungskostenkurven
- ▶ Wahl der Betrachtungsebene und Trade-off zwischen Datenbedarf und Genauigkeit

Die Ergebnisse der Fallstudien sind anhand dieser Punkte einzuordnen und weisen aufgrund der unterschiedlichen Betrachtungsperspektiven, Annahmen und Datenverfügbarkeiten in den einzelnen Tier-Ansätzen eine recht weite Spanne bzgl. der vermiedenen Emissionen gegenüber dem Counterfactual-Szenario und der ermittelten Kosteneinsparung gegenüber einem alternativen Politikinstrument auf. So sind in der Fallstudie zu Tier 3 die Vermeidungskostenkurven und das Counterfactual-Szenario für den Stromsektor modellendogen bestimmt und damit zwischen dem ETS-Szenario und dem alternativen Politikscenario vollständig konsistent. Das alternative Politikinstrument kann aufgrund der guten Datenverfügbarkeit so gewählt werden, dass die gleiche Emissionsminderung wie im ETS-Szenario abgebildet wird, während alle anderen Annahmen konstant bleiben (bspw. sind wirtschaftliche Entwicklungen und die Abbildung weiterer Politikmaßnahmen in allen drei Szenarien identisch, die Variation ist einzig im Emissionshandel bzw. der alternativen Politikmaßnahme zu finden). Aufgrund der passgenauen Ex-Post-Kalibrierung des Modells bietet die Analyse eine realitätsnahe Betrachtung der Emissions- und Kosteneffekte. Allerdings ist die Betrachtung auf den Stromsektor in Deutschland beschränkt und erfordert ein geeignetes Modell und einen entsprechenden Analyseaufwand. Für das Jahr 2010 werden in der Fallstudie für den Stromsektor in Deutschland Emissionsminderungen durch den ETS gegenüber dem Counterfactual-Szenario in Höhe von 2,5 Mt CO₂ ermittelt. Die Kosteneinsparungen gegenüber dem alternativen Ordnungsrecht, das in der Fallstudie als Emissionsobergrenze implementiert wurde, belaufen sich auf 91%.

Eine deutlich andere Sichtweise wird im Tier 1- und Tier 2-Ansatz eingenommen. In den durchgeführten Fallstudien zu Tier 1 und Tier 2 wird das Counterfactual-Szenario anhand von historischen Emissionen des Vorjahres oder der Vorperiode (Tier 1) bzw. einer prognostizierten Business-as-Usual-Entwicklung ausgehend vom Jahr 2005 (Tier 2) abgeschätzt. Wird auf dieser Basis die Vermeidung durch den Emissionshandel bestimmt, werden Effekte, die sich durch Veränderungen in anderen Parametern wie der wirtschaftlichen Entwicklung, aufgrund von weiteren neu eingeführten Politiken oder technologischen Entwicklungen ergeben, komplett dem Emissionshandel zugerechnet und die Wirkung des Emissionshandels im vorliegenden Fall damit tendenziell überschätzt (in anderen Fällen kann sie ebenso unterschätzt werden).

Die Wahl eines geeigneten oder weniger geeigneten Counterfactual-Szenarios in Tier 1 und Tier 2 kann dementsprechend zu deutlichen Verzerrungen der Kosteneffizienzsätzungen durch den Emissionshandel führen. Diese Verzerrungen können zusätzlich dadurch verstärkt werden, dass Unsicherheiten bezüglich der verwendeten Vermeidungskostenkurven vorliegen, da sie in der Regel nicht genau denselben Anlagenumfang abdecken wie der Emissionshandel, bzw. keine Ex-Post-Perspektive der tatsächlichen Kosten verschiedener Vermeidungsmaßnahmen liefern. Beispielsweise wird in der Fallstudie zu Tier 1 vereinfachend eine lineare Form der Vermeidungskostenkurven angenommen, während in der Fallstudie zu Tier 2 existierende sektorale Kurven aus Emissionsprojektionen verwendet werden, die nicht die gleiche sektorale Abgrenzung haben wie die ETS-Sektoren und daher skaliert werden müssen.

Unter der weiteren Berücksichtigung der unterschiedlichen Erfassung des Betrachtungszeitraums (Durchschnitt 2008–2012 oder Einzeljahr) sowie von Emissionszertifikaten im Rahmen der flexiblen Mechanismen, ergibt sich bei den Ergebnissen der Fallstudien zu Tier 1 und Tier 2 eine Spanne der Emissionsminderung durch den ETS im Verhältnis zum Counterfactual von 140 bis 400 Mt CO₂ und eine Spanne der Kosteneinsparung gegenüber einem alternativen Ordnungsrecht von 10% bis 60%.

Insgesamt lässt sich aus den methodischen Überlegungen und den exemplarischen Anwendungen für die Ex-Post-Effizienzanalyse des EU ETS zusammenfassend schlussfolgern, dass

- ▶ der Tier 1-Ansatz mit relativ wenig Aufwand und Datenbedarf (nur Mengen- und Preisdaten werden benötigt) verbunden ist. Er ist intuitiv und einfach umsetzbar. Allerdings ermöglicht er nur grobe Schätzungen, zumal er nicht auf erhobenen, sondern nur abgeleiteten (anhand des Preises) Kostendaten beruht. Der Tier 1-Ansatz ist eher für höher aggregierte Analyseebenen wie Länder oder hoch aggregierte Sektoren geeignet, kann damit aber sinnvollerweise alle ETS-Sektoren und –Länder umfassen. Er bietet einen guten ersten Ansatzpunkt, wenn keine weiteren technologischen Informationen zu Vermeidungsoptionen und damit verbundenen Kosten verfügbar sind.
- ▶ Der Tier 2-Ansatz ist grundsätzlich gut für Kosteneffizienzanalysen geeignet, da die Vermeidungskosten prinzipiell aus „realen“ Datenquellen stammen und somit die Kosten verschiedener Maßnahmen direkt miteinander verglichen werden können. Voraussetzung ist aber, dass ausreichend belastbare Daten zu Vermeidungskosten vorliegen, die zeitlich, sektoral, regional und volkswirtschaftlich zu der jeweiligen Analyse passen. Des Weiteren muss bei einer Einbeziehung historischer Daten die Vergleichbarkeit zwischen Vermeidungskostenkurven und historischen Mengen- und Preisdaten gegeben sein, bzw. unter anderem durch Skalierung erreicht werden. Eine Gesamtaussage zur Kosteneffizienz des EU ETS für teilnehmende Sektoren und Länder kann nur getroffen werden, wenn vergleichbare, harmonisierte Kostenkurven für diese Sektoren und Länder vorliegen. Zudem wären ex-post erzeugte Vermeidungskostenkurven den – deutlich eher verfügbaren – ex-ante erzeugten Vermeidungskostenkurven vorzuziehen.
- ▶ Der Tier 3-Ansatz kann den anderen Ansätzen überlegen sein, wenn geeignete (Partial-) Modelle vorliegen, die Investitions- und Produktionsentscheidungen nach wirtschaftlichem Kostenkalkül abbilden. So können beispielsweise die kurzfristigen Effizienzvorteile im Strombereich gut mit einem Kraftwerkseinsatzmodell ermittelt werden. Aus einem solchen Modell können auch Vermeidungskostenkurven abgeleitet werden. Schwieriger ist die Bestimmung von Effizienzvorteilen im Industriesektor, der deutlich heterogener ist als der Stromsektor. Zudem müssten die eingesetzten Modelle sehr gezielt sowohl langfristige als auch kurzfristige Effizienz- und Vermeidungsoptionen (z.B. Fuel-switch-Optionen in der Industrie) darstellen, um die Effekte des Emissionshandels für diesen Zweck entsprechend abzubilden. Die Effizienzvorteile können mit diesen Modellen direkt durch Vergleich unterschiedlicher Szenarien ermittelt werden. Eine Aussage über mehrere Sektoren (oder alle EU ETS-Sektoren) hinweg lässt sich nur dann treffen, wenn entsprechende Partialmodelle miteinander verknüpft werden, so dass sie auch Interaktionen zwischen Sektoren und zwischen Angebot und Nachfrage berücksichtigen. Eine einfache Addition der Kosten(unterschiede) auf Basis von verschiedenen Sektormodellen ist nicht möglich.

Unter Berücksichtigung der Datenverfügbarkeit und des Analyseaufwands ist beim gegenwärtigen Stand keiner der Ansätze den anderen eindeutig überlegen. Insofern ergänzen sich die unter Tier 1 bis Tier 3 dargestellten methodischen Ansätze gegenseitig. Bei der Weiterentwicklung der Analysen zur Kosteneffizienz sollte – neben Modellanalysen - insbesondere angestrebt werden, besser geeignete Vermeidungskostenkurven einzubeziehen, die auch die Interaktionen zwischen Sektoren, Angebot und Nachfrage und Ländern berücksichtigen. Darüber hinaus sollte dem Counterfactual-Szenario, also der Entwicklung ohne ETS und ohne Ordnungsrecht, besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden, da die Annahmen, die in diese Entwicklung einfließen, maßgeblich für die Bestimmung der durch den Emissionshandel und durch das alternative PolitikszENARIO erzielten Minderungsmengen sind - und damit die Grundlage für die ermittelten Effizienzgewinne bieten.

1.4 Arbeitspaket 4 – Anpassungsbedarf des Caps im EU-Emissionshandel

Die Wirksamkeit eines Emissionshandelssystems im Hinblick auf die Verminderung von Treibhausgasemissionen beruht im Wesentlichen auf der Höhe der vorgegebenen Emissionsobergrenze (Cap). Unter der Voraussetzung ausreichender Kontrolle wird ein so definiertes Mengenziel durch die begrenzte Vergabe von Emissionsberechtigungen quasi automatisch erreicht. Bei funktionierenden Märkten ergibt sich hieraus zugleich ein mehr oder weniger hoher Zertifikatspreis als Knappheitssignal für Emissionen. Die Festsetzung des Caps im Emissionshandel ist deshalb eine zentrale politische Steuerungsgröße. Bei der konkreten Bewertung der Wirksamkeit des europäischen Emissionshandelssystems (EU-ETS) sind die räumlichen, sektoralen und zeitlichen Abgrenzungen des Systems sowie Regeln für internationale flexible Mechanismen und Banking zu beachten. Das EU-ETS ist ein partielles System, das bisher etwa die Hälfte der Emissionen erfasst. Bei einem vorgegebenen Ziel der Gesamtemissionen bestimmt die Cap-Festsetzung die Ex-ante-Aufteilung von Emissionen auf den ETS- und den Nicht-ETS-Bereich. Unter dynamischen Aspekten ist darüber hinaus von Bedeutung, dass der durch das Cap getriebene Zertifikatspreis auch Anreize für langfristige Investitionen auslösen kann und damit die künftigen Möglichkeiten der Emissionsverminderung beeinflusst.

Es ist ein Wesensmerkmal des Emissionshandels, dass die Cap-Festlegung grundsätzlich ex ante, d. h. vor der eigentlichen Phase des Emissionshandels erfolgt. Eine solche Cap-Festlegung muss sich letztlich auf unsichere Erwartungen über relevante Entwicklungen in der Handelsperiode stützen. Hierzu zählen u. a. die gesamtwirtschaftliche Entwicklung, die Entwicklung der Energiepreise und die Auswirkungen von politischen Maßnahmen zur Förderung erneuerbarer Energien und der Energieeffizienz. Unerwartete tatsächliche Entwicklungen können dann aber unter Umständen z. B. dazu führen, dass erheblich weniger Zertifikate benötigt werden und der Zertifikatspreis stark sinkt. Insofern kann der Beitrag des ETS zur langfristigen Reduktion von Emissionen möglicherweise gravierend vermindert werden.

Im Oktober 2010 wurde für das Jahr 2013 eine Gesamtmenge von 2,039 Mrd. Emissionsberechtigungen (EUA) festgelegt, die sich für die Folgejahre um 1,74 % pro Jahr vermindert. Die zugrunde liegenden Eckwerte der Ziele (Verminderung der Emissionen insgesamt um 20 % und im ETS-Bereich 2020/2005 um 21 %) stammen allerdings aus dem Jahr 2008 und sind mittlerweile auch nach Ansicht der Europäischen Kommission vor allem unter Berücksichtigung der Wirtschaftsentwicklung nicht mehr aktuell, so dass ambitioniertere Ziele verfolgt werden könnten. Hinzukommt, dass voraussichtlich überschüssige Zertifikate der zweiten Handelsperiode auf die dritte Handelsperiode übertragen werden und weiterhin den Zertifikatspreis drücken werden. Angesichts der verlängerten Dauer der Handelsperiode auf acht Jahre haben sich außerdem die Möglichkeiten zur Aktualisierung der Vorgaben für das Emissionshandelssystem verringert.

Vor diesem Hintergrund gibt es unterschiedliche Vorschläge, die Vorgaben für den ETS-Bereich unter bestimmten Voraussetzungen auch nachträglich anzupassen, um die kurz- und langfristige Wirksamkeit des Emissionshandels zu erhöhen. In der politischen Diskussion wird von verschiedenen Seiten insbesondere gefordert, eine erhebliche Menge von Emissionsberechtigungen vorübergehend (z. B. durch Backloading bei der Auktionierung) oder dauerhaft aus dem Markt zu nehmen (Set-aside), um dadurch den Zertifikatspreis zu stützen und stärkere Anreize für die Verminderung von Emissionen zu geben. Solche Anpassungen können allerdings möglicherweise die Verlässlichkeit des ETS beeinträchtigen, zu Marktunsicherheiten führen und unter Umständen schwierige politische Nachverhandlungen mit sich bringen.

Als Alternative oder Ergänzung zu solchen Anpassungen werden in der wissenschaftlichen und politischen Diskussion auch Mindest- und Höchstpreise für Zertifikate vorgeschlagen. In Abhängigkeit von der Ausgestaltung können solche Preisgrenzen unter Umständen zu ähnlichen Effekten führen wie nachträgliche Mengenanpassungen. Das Hauptmotiv für solche hybriden Systeme besteht in einer Stabilisierung des Zertifikatsmarktes durch Beschränkung der Preisschwankungen; je nach Aus-

gestaltung kann hiermit allerdings ebenfalls eine dauerhafte Veränderung des Emissionsbudgets verbunden sein.

In diesem Arbeitspaket werden die Vor- und Nachteile der verschiedenen Anpassungsvarianten aus ökonomischer Sicht diskutiert. Dabei werden zunächst Kriterien für die Identifizierung eines möglicherweise berechtigten Anpassungsbedarfs untersucht. Des Weiteren wird die Frage nach geeigneten Interventionszeitpunkten vor oder innerhalb der Handelsperiode zu diskutieren. In welchen Zeiträumen und in welchen Fällen sind Anpassungen des Caps aus ökonomischer Sicht zu befürworten? Inwiefern könnten Mindestpreise oder Preiskorridore sinnvoll sein? Welche Rolle könnte eine strategische Reserve spielen? Mit der Behandlung dieser Fragen soll grundlegend diskutiert werden, inwiefern das Emissionshandelssystem durch mehr Flexibilität weiterentwickelt und gestärkt werden könnte.

Die Ergebnisse des Arbeitspakets 4 wurden im Bericht 17/2012 der Serie „Climate Change“ des Umweltbundesamtes, „EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?“ veröffentlicht. Es ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes verfügbar.²

Der Synthesebericht zu Arbeitspaket 1 wird aus Vertraulichkeitsgründen nicht veröffentlicht.

² Diekmann, J.: EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?, Climate Change 17/2012, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/eu-emissionshandel-anpassungsbedarf-des-caps-als> [sic!], zuletzt abgerufen am 29.10.2014.

Overview and summary of the project

The project “Evaluation and further development of the EU Emissions Trading System (ETS-5)” consists of four work packages, the results of which are brought together in this final report. The work was carried out by Fraunhofer ISI, Öko-Institut e. V. and DIW. This overview summarises the relevant background, methods and results of each work package. The full reports for work packages 2 and 3 are attached.

The results for work package 4 were published in issue 17/2012 of the “Climate Change” series by the German Federal Environment Agency’s (UBA). It is available in English – under the title “EU Emissions Trading: The Need for Cap Adjustment in Response to External Shocks and Unexpected Developments?” – on UBA’s website, and therefore not included in this final report.³

1.1 Work package 1 – Experience with the allocation process for incumbents for the third period of the ETS

A synthesis report (in English) summarises the results of interviews that were carried out with representatives of authorities in charge of free allocation in ten Member States of the European Union. The goal of the interviews was to identify problems in the process of free allocation for the third trading period and derive starting points for the improvement of future allocation processes and methods.

The interviews show that the allocation processes were organised in different ways, of which none shows clear advantages or disadvantages. More decentralised structures require more internal exchange, of course, for a consistent interpretation and application of allocation rules.

According to the interview partners, the third trading period’s rules for allocation were more complex and thus required more time and staff in the implementing authorities. Double allocations (to the same installations) could be avoided to an extent regarded as satisfactory by most interview partners. However, additional effort was required for example for simultaneous checks of different installations for cross-boundary heat flows, for differentiating between different product benchmarks (or product benchmarks and fall-back approaches) within an installation or in the case of intermediate products in the iron and steel sector. A big challenge was the tight time schedule set by the Commission for the preparation and checking of allocation applications. In general, the available time frame was deemed too short.

However, most interview partners were convinced that a satisfactory degree of harmonisation in implementing allocation rules could be achieved. With regards to the future, the interview partners would welcome a fixed time frame for the examination and approval of NIMs-lists by the Commission and a streamlining and shortening of this process. Besides, the guidance documents could be complemented with more examples showcasing different situations in which allocation rules are applied (standard and non-standard situations).

The detailed synthesis report from Work Package 1 on the results of the interviews was circulated to the interviewed Member States, but is not made public due to the confidentiality granted to the interview partners.

³ Diekmann, J.: EU Emissions Trading: The Need for Cap Adjustment in Response to External Shocks and Unexpected Developments?, Climate Change 17/2012, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Available at <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4399.pdf>, last accessed on 29 October 2014.

1.2 Work package 2

1.2.1 Results of counterfactual modelling of clinker production

Implementing an emissions trading scheme (ETS) aims to limit or reduce the amount of CO₂ emissions. But also without an ETS in place, the emissions of companies change over time. Important drivers are, among others, market-driven change of production levels and structural change in the industry sector, autonomous efficiency gains and price-driven fuel shifts.

The goal of the 2nd work package, “Assessing the Effectiveness of the EU ETS in Germany during the 1st and 2nd trading periods”, is to estimate a reference development path of emissions as they would have been in the absence of an emissions trading scheme. In comparing this reference pathway with actual emissions, the effectiveness of the EU ETS can be assessed.

The reference development path thus estimated indicates emissions reductions due to the ETS only in one scenario, where it is assumed that specific emission levels in the reference scenario are held constant on 2004 levels. If, in contrast, a continued diminishing trend is assumed beyond 2004, actual emissions in 2005 and beyond even exceed the reference development. Therefore, an indication of a direct emission-reducing effect of the ETS could not be established. However, the following points must be kept in mind for a full assessment of the reference development path:

The analysis shows that large emissions reductions had already been achieved in the years before the introduction of the EU ETS, with regard to specific CO₂ emissions as well as CO₂ emissions per unit of energy used. One driver for this was – according to Verein Deutscher Zementwerke (VDZ), the German association of cement producers – the voluntary commitment of the German cement industry. With a high probability, its quick implementation can be attributed, at least in part, to the economic advantage of secondary fuels, including partly biogenic ones. These fuels would have been used even without an ETS in place and supported a quick implementation of the voluntary commitment.

Alongside efficiency measures, fuel shifts can, in particular, be limited by technology or availability. Replacing fossil fuels by partly or fully biogenic fuels is primarily motivated by financial savings and limited by technological boundaries and regional availability, while the price signal of the EU ETS very likely had only a minor effect due to the low price of allowances and the present composition of fuel prices. Additionally, the substantial fuel switch even before the start of the EU ETS already exhausted many possibilities for abatement and it cannot be assumed at the time being that this trend can be prolonged indefinitely. Therefore, there is strong evidence for the hypothesis that an additional effect of the EU ETS on fuel use in industry could have been expected in isolated cases at best.

Additionally, the anticipation of the EU ETS’s introduction could also have induced efficiency-improving measures as well as an increased use of alternative fuels with a high biogenic share, before the start of the ETS. However, separating these two effects is not possible due to their partly identical incentive structures.

With regard to production efficiency, the cement industry had already implemented significant measures for improving efficiency in previous years in light of its high share of energy costs. Further potentials are deemed by industry sources to be low (cf. Wietschel et al. 2010, p. 718; Fleiter et al. 2013, p. 429).

However, it would be equally wrong to conclude that the EU ETS has had no effect at all. Firstly, as noted above, anticipation of its introduction could have improved the effect of the voluntary commitment. On the other hand, the effect of the voluntary commitment could have been weaker in the absence of the ETS because it expired in 2012.

It should be kept in mind, however, that CO₂ prices in the EU ETS during the investigated period were significantly higher than today, but still did not create sufficient incentives for a fuel shift from coal

towards gas (see fig. 13 in AP 2, Teil 1 in the Annex). Because there is little price data available for alternative fuels, no corresponding statement can be made with certainty, but it is likely that it applies for alternative fuels as well.

Finally, according to the work of Martin et al. 2012, 2013, the innovation effect of the EU ETS was small especially among companies that received sufficient free allocation of emission allowances. This result contradicts the assumption that companies purely decide according to economic factors, so that it would make no difference in investment decisions whether the costs for emission allowances are real costs or opportunity costs resulting from free allocation.

1.2.2 Effectiveness of the EU ETS in the electric arc furnace steel sector in the 1st and 2nd trading periods

The original goal of this working paper was – analogously to the analysis above for cement clinker – to make estimations of the counterfactual reference development path of emissions and to compare this with the actual emissions in order to estimate the effectiveness of the EU ETS. However, due to difficulties regarding data availability in the electric arc furnace steel sector, the aim was altered to focusing on comparing and discussing the relevant data. With this in mind, this work package provides a detailed comparison of anonymized aggregated DEHSt data available within the scope of the ETS with data from official statistics from the industry association Wirtschaftsvereinigung (WV) Stahl and the data of the German Federal Environment Agency's Centralised Emissions System (Zentrales System Emissionen, ZSE). This comparison comprises the volumes of emission and fuel use for each type of fuel as well as emission and fuel intensities (with reference to production quantities) and analyses possible causes for deviations between the reported and collected data.

The detailed comparison shows that there is a very good correspondence between information on production and electricity consumption (i.e. indirect emissions) from different data sources in this sector, but the direct emissions diverge strongly between data sources. The emission data collected by the DEHSt are approximately twice as high as the data published in the official statistics. In order to examine this more closely, special attention is paid to the emissions differentiated by fuel. This examination shows that the emissions from natural gas from the various data sources are broadly comparable – with a slight and unexplained downward deviation in the DEHSt data (see Figure 5). The process-related emissions (electrode burn-off) also show no significant deviations between the data sources. The difference is thus almost entirely attributable to the collected emissions data on coal and coke, which are three times higher in the DEHSt data than in the official statistics. A closer look at the reported emissions for coal and coke shows that only the sum of certain coal and coke emissions (i.e. feed coal, coke and anthracite coal) tallies with the emissions published in the ZSE and the WV Stahl. All other major coal-related batches in the DEHSt numbers (e.g. foamed coal, PCI coal, etc.) imply additional emissions and thus appear to be included only in the DEHSt numbers. However, it remains unclear which precise batches are covered in official statistics; it would require additional detailed research to determine this, which would go beyond the scope of this work package.

To derive a counterfactual reference development path and subsequently compare it with actual emissions in the EU ETS trading period, it is essential for information on the energy use and emissions in the various sources of collected data to be consistent. A brief examination of the possible derivation of the reference development was nevertheless made based on data from official statistics (ZSE / WV Stahl), as a linear trend extrapolation (with and without the inclusion of 2004, in which an announcement effect of the EU ETS can be suspected) and as an extension of the average emission intensity of the years before the introduction of the EU ETS. However, for none of these possible reference scenarios can a trend or effect of the ETS be observed compared to a possible reference scenario without the ETS. Other factors (the economic crisis, energy prices, scrap prices, mitigation potentials over time) may have played an important role in the development of the emission intensity in

electric arc furnace steel production. A specific analysis of the possible reasons and contributions of these and other factors of influence would be helpful, but cannot be carried out based on the current state of knowledge due to the unclear data availability and the lack of a consistent time series.

1.3 Work package 3 – Cost efficiency of the EU ETS

In economic theory, an emissions trading scheme can be shown to be the best instrument to reach a given emission target (“cap”) at least cost under perfect market conditions. The possibility to trade emission certificates on the market creates a situation in which – in theory – all companies participating in the emissions trading scheme face equal marginal abatement costs, equal to the market price for emission certificates. Companies which face a situation whereby the cap requires emission reductions with higher marginal abatement costs than the market price purchase emission certificates on the market instead of reducing emissions. Companies for which the cap requires emission reductions with lower marginal abatement costs than the market price realise additional emission reductions and sell their excess emission certificates on the market. This mechanism ensures that only least cost abatement options are realized. In contrast, regulatory measures based on “command and control” normally do not provide the flexibility inherent to an emissions trading scheme. Hence, the chances are small that under regulatory measures (e.g. minimum standards) equal emission reductions can be reached at comparable costs.

With the second trading period of the EU ETS having terminated at the end of 2012, a good point of time has arrived for a first ex-post evaluation of the instrument and its major characteristic, the cost-efficiency of the system. The aim of this work package therefore is to present a methodological overview and first research results of ex-post cost efficiency analysis of the EU ETS. The work package is structured as follows: Following a brief literature review, we describe the methodology developed and applied, including a description of the assumptions taken and data required for the case study applications. First numerical results from three case studies are presented and their advantages and caveats discussed. This leads to the lessons learned. A more detailed English summary of these steps can be found below Section 11.

The quantitative literature on cost-efficiency of existing or planned emissions trading schemes is currently limited. The approaches found can be classified into three groups: bottom-up approaches that use sector- or firm-specific information, partial-equilibrium models that combine information from different sectors but often lose part of the detailed information that can be found in bottom-up approaches, and general equilibrium models that focus on the interaction between sectors instead of using detailed sector- or company-specific information.

Most of those cost-efficiency analyses are ex-ante cost efficiency estimates. Besides the methodological differences, studies vary in their sectoral, regional and temporal focus, in terms of the way costs are defined, and in terms of the underlying assumptions and data needs.

For a cost-efficiency analysis of an ETS an unambiguous definition of the boundaries of the analysis is important. The implicit assumption is that those dimensions not included in the analysis are cost-efficient in the ETS scenario as well as in the alternative policy scenario. For example: analysing trade between two sectors allows us to see efficiency gains from trade between installations in one sector with installations in the other sector. It excludes, however, efficiency gains that might emerge from trade of installations within one sector -since it is implicitly assumed that both ETS and alternative regulation lead to optimal (least cost) abatement across all installations within a sector. Hence, the estimation of efficiency gains is expected to be smaller for an analysis on the sector level than for a very detailed analysis covering also the installation level. Yet, data requirements increase with the level of detail. With such an emissions trading scheme as the EU ETS that includes more than 11,000 installations, it becomes clear that an analysis on the installation level would require some simplify-

ing assumptions, e.g., on counterfactual emissions (these could be based on assumed homogeneous growth rates for all installations in one industry), to avoid a tremendous amount of information and resources. Even with these, the effort in this case would be considerable. Therefore, the definition of the analysis' boundaries should provide an adequate balance between the desire to include as many efficiency dimensions as possible and hence to present a realistic picture on the one hand and to limit the data, information and resource requirements on the other hand.

Main important methodological aspects and options are discussed in the following:

Cost types: When implementing an emissions trading scheme costs arise for different actors and various purposes. Three levels of actors can be differentiated: the regulated entities, the regulator and the whole economy. At each level of actors different costs arise. In case of the regulated entities, three kinds of costs can be differentiated: costs for additional investments e.g. equipment for waste-heat recovery (one-time costs), additional operation and maintenance costs e.g. if using natural gas instead of coal (recurrent costs) and transaction costs e.g. costs for monitoring, reporting and verification, administrative costs and costs for information gathering. For the regulator, costs for the administration of the instrument arise including design costs, implementation costs and monitoring, reporting and verification costs. The implementation of a policy instrument causes a reaction from the directly regulated entities which has impacts also on the macro-economic level. These whole-economy impacts include structural changes (some sectors produce more, some less), distributional effects (some groups in the society win, some lose), GDP effects, employment effects, and trade effects. While a comprehensive analysis should include all levels of actors and all types of costs, such an analysis requires complex, macro-economic models.

Regional & sector detail: Installations from different countries and different sectors are regulated under the EU ETS. Most regional and sector detail is included in the analysis if data for each single installation are used in the analysis. On the sector level, installations can be aggregated by installation types (e.g. primary vs. secondary aluminium smelter), further aggregated by products (e.g. all installations producing aluminium) and further by sectors (e.g. non-ferrous metals) in contrast to no differentiation across sectors. Instead or in addition to a differentiation on the sector level, different aggregation schemes can be used on the regional level. Between applying no disaggregation on the regional level and full disaggregation by considering all individual countries, one can choose other criteria such as economic prosperity (e.g. EU 15 vs. EU 12) or differences in industry structure in order to achieve regional disaggregation.

Temporal perspective: Similar to the regional and sector detail the analysis can either be based on yearly data (e.g. year 2008) or on aggregated or average data for a period (e.g. 2008-2012). For a comparison between a yearly analysis and an analysis for a whole period, all years of one period need to be analysed individually and an average or aggregated efficiency advantage can be calculated and compared with the results based on average or aggregated data for one period. In addition to that aspect, it is necessary to decide whether to integrate efficiency gains from inter-temporal trade or not. In case of an ex-post analysis of the EU ETS it means dealing with reductions that might be realised in earlier years to use the certificates for compliance in later years. A problem with regards to an ex-post analysis is that part of the usage of the certificates can still happen at a point in time in the future and hence no ex-post data are yet available. One way to deal with that problem is to assume that emission reductions in the alternative policy scenario need to correspond to the emission reductions observed in the EU ETS even when these might be higher than actually required by the cap. In that case, inter-temporal trade is not accounted for in the analysis. When additionally analysing inter-temporal trade, it is necessary to make sure that in aggregate over all periods similar emission reductions are realised in both the ETS and the alternative policy scenario.

Definition of the alternative policy scenario: For the definition of the alternative policy scenario where the ETS is replaced with another policy to reduce emissions, a number of different options exist. For a

proper estimate of efficiency gains the alternative policy scenario should be very realistic, for example minimum requirements or efficiency standards for certain parts of an installation, or maximum (non-tradable) annual emission load quotas per capacity. However, a lot of information is needed to calculate installation or sector-specific caps based on such an assumption. Easier to integrate in the analysis are caps for certain sectors e.g. based on benchmarks or comparable reductions in all sectors or installations (e.g. -10% for all installations). A straightforward approach is to use the free allocation of certificates to installations (adjusted by amounts of certificates sold or auctioned or bought from other sources outside the system such as CER and ERU credits from CDM and JI) as done in this paper.

Problems with this approach might arise across sectors, however, when free allocation distributions also incorporate political aspects, such as the relatively tight allocations for the power sector in some EU Member States, partly based on the notion of the power sector to pass through allowance prices to a significant extent. Therefore, in cases when a significant share of allowances is not distributed via free allocation, when nevertheless using free allocation as the basis for the alternative policy scenario adjustments are necessary.

Information on abatement costs: At the heart of the analysis lies information on abatement costs for the different installations, sectors and countries. As the actual costs per installation are impossible to quantify, cost-efficiency analyses are based on abatement cost estimates. In the following, we present three different options to estimate the abatement costs (Tier 1-3).

- ▶ *Tier 1 - Estimated linear abatement cost curves based on historic prices and estimated abatement:* The Tier 1 approach represents the least information intensive approach and therefore provides a fairly easy, indicative estimate. The only information needed is the price for emission certificates on the market (which in theory equals all installations' marginal abatement costs) and an estimation of the amount of realised emission reductions. This price-quantity combination presents one point on the marginal abatement cost curve. Assuming that the marginal abatement cost curve is approximately linear and no abatement costs occur in case no emissions are reduced, a linear marginal abatement cost curve can be constructed by a straight line through the origin and the price-quantity combination described above.
- ▶ *Tier 2 – (Technology-based or macro-economic) marginal abatement cost curves:* In contrast to the Tier 1 approach which neglects the use of any additional information on abatement technologies and options or sector characteristics, the Tier 2 approach is based on marginal abatement cost curves based on techno-economic information. Different types of marginal abatement cost curves exist that can be used for the analysis. Bottom-up marginal abatement cost curves are constructed from information on costs of certain abatement technologies or options and an estimate of the potential for each of these technologies and options. Marginal abatement cost curves constructed with energy-system models are of a different type. In addition to the techno-economic information that bottom-up models account for, energy-system models are able to include interactions between sectors and energy demand and supply as well as information such as reinvestment cycles of installations, learning curves of technologies and technology diffusion. The third type of marginal abatement cost curves are top-down marginal abatement cost curves based on macro-economic modelling such as CGE models. They contain interaction across all sectors of the economy but most often neglect a great detail of technological information. For this analysis, bottom-up marginal abatement cost curves and marginal abatement cost curves constructed with energy-system models are used, while top-down marginal abatement cost curves would be suitable for an analysis of the macro-economic effects rather than the abatement costs of installations. Marginal abatement cost curves can either be used in their original form (e.g. for the total economy of a country or differentiated by sector) or the effort can be taken to further differentiate the curves by adding additional information. For example: a sector marginal abatement cost curve can

be differentiated into a number of different marginal abatement cost curves for different products or production technologies or for installations with different efficiency levels.

- ▶ *Tier 3 – Model-based analysis:* Instead of using top-down marginal abatement cost curves or marginal abatement cost curves constructed with energy-system models, the analysis can also be based on the model itself. The use of the model itself allows a more detailed description of abatement costs including all interactions within and between all sectors. This approach also provides a more intuitive way to generate an EU ETS scenario and an alternative policy scenario. However, for the analysis of the whole EU ETS one would need a model or linked models that contain a good representation of the power sector as well as all covered industry sectors in – preferably – all countries. Most models lack detail in at least one of these dimensions. Also, the use of models is more complicated and time intensive than applying calculated curves directly to the analysis (i.e. Tier 2).

Three case studies were conducted to apply different approaches and gain insights from the Tier approaches. The analysis reveals that the most important aspects driving the results of an ex-post assessment of the EU ETS include

- ▶ the availability and quality of suitable abatement cost curves
- ▶ the choice of the assessment perspective with its trade-off between data requirements and accuracy
- ▶ determining the avoided emissions due to the ETS compared to a system without ETS (counterfactual scenario)
- ▶ designing the alternative policy scenario without the possibility to trade

The results of the case studies need to be seen in light of the assumptions, data availability and level of detail for these aspects. They differ substantially by Tier approach and therefore show potentially wide ranges in terms of avoided emissions and cost savings compared to an alternative policy scenario.

Tier 1 and Tier 2 Analysis

The assessment of *counterfactual scenario* is based on historic emissions values of the previous year/previous trading period (Tier 1) or on a business-as-usual projection with base year 2005 (Tier 2). Any changes that occurred between the year/period/baseline used for the counterfactual and the real development, e.g. the economic crisis or technological development and other policies and measures, would thus be completely assigned to be effects caused by the emissions trading scheme. Thus, the resulting effects in the case studies for the second trading period are rather overestimated while for other time periods the application of the Tier approaches might underestimate real impacts.

The *alternative policy scenario* in the Tier 1 and Tier 2 approach is designed based on the actual allocation of emission allowances, e.g. grandfathering for the second trading period – but without allowing trade. However, the allocation needs to be corrected for overallocation as emissions reductions need to be in line with the ETS emission reduction. If the emission reductions derived for the ETS are under-/overestimated because of the effects described above for the counterfactual scenario, the resulting alternative policy might be inadequate and lead to a bias in the cost efficiency assessment of the EU ETS compared to the alternative policy. Moreover, uncertainties in the *abatement cost curves* might aggravate such a bias, with the direction of bias being undefined. For Tier 1, a simple linear abatement cost curve was assumed based on historic emissions and prices. Any deviation in shape of this curve would obviously lead to different results. For those sectors where marginal abatement cost curves are available (see for example publications by McKinsey), we often observe concave or convex shapes of these curves. Such non-linear shapes would lead to higher, or lower, efficiency gains from the ETS. However, no generalization is possible at this point due to the very diverse nature of mitiga-

tion costs and potentials in sectors/installations participating in the EU ETS. In case of Tier 2 existing ex-ante sectoral abatement cost curves are used which deviate slightly in their sector aggregation from the actual ETS sectors. To account for this, they need to be adjusted accordingly. Naturally, such scaling might impose a bias on the results.

Given these uncertainties and assumptions, and given the different time periods considered in the case studies (average of 2008-2012 or single point of time) the resulting emissions reductions due to the ETS compared to the counterfactual scenario range from 140 to 400 Mt CO₂. The associated cost savings compared to an alternative policy scenario leading to identical emission reductions cover a range from 10% to 60%.

Tier 3 Analysis

Compared to the Tier 1 and Tier 2 approaches, uncertainties and assumptions are much less of a concern for the Tier 3 approach. As the counterfactual scenario as well as the abatement cost curves are determined endogenously by the model, they can be consistently derived ex-post and compared to the EU ETS. In this case, the counterfactual does only account for the difference in emissions that are associated with the implementation of the EU ETS. Any other change in parameters (e.g. economic development or other policy measures) would not be associated with the ETS but also be applied in the counterfactual scenario. An alternative policy scenario can thus be clearly designed in a way to reflect the derived emissions reductions, leaving all other assumptions constant. As such the results for emissions reductions and cost savings can be considered to be much closer to reality than those resulting from Tier 1 and Tier 2 assessments. At the same time, however, a detailed model is needed that accounts for characteristics and interaction of EU ETS installations. In the case study, the assessment was conducted for the power sector in Germany only, where plant level data on fuel input and plant characteristics (conversion efficiency etc.) is available for various years. The analysis was done for the year 2010 and revealed that in the power sector in Germany 2.5 Mt CO₂ were mitigated due to the EU ETS compared to the counterfactual scenario without the ETS. Compared to an alternative policy scenario, here implemented as a specific emissions limit, the EU ETS led to cost savings of up to 91%. Costs are defined here as direct variable costs from an economic perspective.

The proposed methodological approaches vary significantly in the amount of data and resources needed to conduct the analysis. The suggested Tier 1 approach simply relies on quantity and price data for the EU ETS which is publicly available for any of the past trading periods/years, while the suggested Tier 2 approach relies on more complex marginal abatement cost curves which might result from bottom-up analysis or partial modeling analysis. These might be available in the literature, or as in our case from model runs with a partial equilibrium model. Finally, the Tier 3 approach requires the use of a model with an adequate representation of the EU ETS sectors and countries.

The case study application of all methodical approaches indicates efficiency gains from trade between countries (Tier 1/2, sectors (Tier 2) or plants (Tier 3)), compared to an alternative non-market based policy instrument.

In general, it is important to note that any approach to assess the ex-post cost-efficiency of the EU ETS will face a trade-off between breadth (broad coverage of ETS sectors) and depth (coverage of detail in a single sector), in addition to data and resource constraints. Moreover, the assumptions taken to define a framework might shape the results to a certain extent. It is therefore important at the outset of an analysis to clearly specify the goal of the analysis (e.g. assessment of EU-wide efficiency, sectoral/regional efficiency, first estimate or in-depth assessment including efficiency gains from intra-sectoral trading, etc.) as well as to assess the level of information and detail necessary to reach this goal. Based on these considerations, an appropriate methodology can be chosen, taking into account its weaknesses and strengths.

1.4 Work package 4 – The potential need for a cap adjustment

The effectiveness of an emissions trading scheme in terms of reducing greenhouse gas emissions is mainly due to the magnitude of the specified emission cap. Assuming sufficient control, a quantitative emission target defined in such a way is quasi automatically achieved by the limited allocation of emission allowances. In functioning markets, this coincides with a somewhat higher allowance price as a scarcity signal for emissions. The cap setting in emissions trading is therefore a key political control mechanism. In order to evaluate the effectiveness of the EU ETS, the system boundaries in terms of geography, sectors and time and the rules for internationally flexible mechanisms and banking should be considered. The EU ETS is a partial system that has so far covered approx. half of the emissions. For a given total emissions target, the cap setting will determine the ex-ante allocation of emissions to the ETS and non-ETS sectors. Under dynamic aspects, it is also important that the allowance price driven by the cap may also trigger incentives for long-term investments and thus influence future options of emissions reduction.

A key feature of the EU ETS is that the cap is set ex ante, i.e. prior to the actual emissions trading period. Such a cap determination must ultimately be based on uncertain expectations about related developments during the trading period. These include inter alia the overall economic development, the development of energy prices and the impact of policies aimed at supporting renewable energy and energy efficiency. Unexpected developments may then possibly cause considerably fewer allowances to be required and the allowance price will drop sharply. In this respect, the contribution of the ETS to long-term emission reduction may be reduced dramatically.

In October 2010, a total of 2,039 billion emission allowances (EUAs) was set for 2013, which decreases by 1.74 % per year for the subsequent years. The underlying basic parameters of the targets (to reduce overall emissions 2020/1990 by 20% by 2020 and in the ETS sectors by 21% by 2020 compared to 1990) however, stem from 2008, and are out of date also in the opinion of the European Commission, especially taking into account economic development since then, meaning that more ambitious targets might be pursued. On top of that, expected surplus allowances for the second trading period will be transferred to the third trading period and will continue to put pressure on the allowance price. Given that the length of the trading period was extended to eight years, the options to update the parameters for the emissions trading scheme have decreased.

Against this background, there are various proposals to subsequently align the requirements for the ETS sectors under certain conditions in order to increase the short-term and long-term effectiveness of emissions trading. In the political discussion, various parties specifically require a significant amount of emission allowances to be temporarily set aside (e.g. by backloading in the auctions) or permanently set aside, thereby supporting the allowance price and providing stronger incentives for emissions reduction. These adjustments might, however, affect the ETS's credibility, lead to uncertainty in the market and necessitate difficult political renegotiations.

In scientific and political debates, minimum and maximum allowance prices are proposed as an alternative or supplement to such adjustments. Depending on the configuration, such price limits may lead to similar effects in subsequent volume adjustments. The main motive for such hybrid systems is to stabilize the allowance market by restricting price fluctuations. However, depending on the circumstances, this may also cause a permanent change in the emission budget.

In this paper the advantages and disadvantages of the various adaptation options are discussed from an economic perspective. Firstly, the criteria for identifying a need for potentially legitimate adaptation are examined. Furthermore, the issue of appropriate points in time for intervention prior to or within the trading period is discussed. In what periods and scenarios are adjustments to the cap worthwhile from an economic perspective? To what extent could minimum prices or price ranges make sense? What role could a strategic reserve play? By addressing these issues, the ways in which

the Emissions Trading Scheme could be further developed and strengthened by greater flexibility is discussed in detail.

The results of the 4th work package were published in Issue 17/2012 of the German Federal Environment Agency's "Climate Change" series entitled "EU Emissions Trading: The Need for Cap Adjustment in Response to External Shocks and Unexpected Developments?" It is available on the website of the Federal Environment Agency.⁴

⁴ Diekmann, J.: EU Emissions Trading: The Need for Cap Adjustment in Response to External Shocks and Unexpected Developments?", Climate Change 17/2012, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Available at <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4399.pdf>, last accessed on 29.10.2014.

AP 1: Experiences with the allocation process for incumbents for the third phase of the ETS. Synthesis of interviews in selected EU Member States

Die Interviews wurden unter der Maßgabe der Vertraulichkeit durchgeführt; daher wird der vollständige Synthesebericht nicht im Rahmen dieses Abschlussberichts veröffentlicht.

AP 2, Teil 1: Ergebnisse der kontrafaktischen Referenzentwicklung für die Klinkerproduktion

Inhalt des Teilberichts AP 2

1	Methodik.....	31
2	Datenvergleich DEHSt - offizielle Statistiken	33
2.1	Produktionszahlen	33
2.2	Emissionsdaten.....	34
3	Entwicklung und Einflussfaktoren auf die spezifischen CO ₂ -Emissionen	38
3.1	Entwicklung der spezifischen, energiebedingten CO ₂ -Emissionen	38
3.2	Substitution fossiler Brennstoffe durch alternative Brennstoffe	39
3.2.1	Brennstoffpreise.....	40
3.2.2	Die Rolle der Selbstverpflichtung der Zementindustrie	43
3.2.3	Auswirkungen des erhöhten Einsatzes alternativer Brennstoffe auf die CO ₂ -Emissionen.....	44
3.3	Auslastung der Fabrik-Kapazitäten	46
3.4	Fazit zum Einfluss anderer externer Faktoren	47
4	Referenzentwicklung der Gesamtemissionen der Klinkerproduktion für 2005–2012	49
5	Zusammenfassung und Diskussion	51
6	Anhang	53
6.1	Detail-Informationen zu alternativen Brennstoffen	53

Abbildungen im AP 2

Abbildung 1:	Klinkerproduktion 2005–2012 (kt) nach verschiedenen Quellen.....	33
Abbildung 2:	Energiebedingte CO ₂ -Emissionen (kt CO ₂) der Klinkerproduktion aus verschiedenen Quellen	36
Abbildung 3:	Referenzentwicklung der spezifischen energiebedingten Emissionen der Klinkerproduktion.....	39
Abbildung 4:	Einsatz alternativer Brennstoffe am thermischen Energieeinsatz in der Klinkerproduktion	40
Abbildung 5:	Preise für fossile Brennstoffe in Deutschland	41
Abbildung 6:	Entwicklung der in der Zementproduktion eingesetzten alternativen Brennstofffraktionen (t).....	41
Abbildung 7:	Allgemeine Preise für verschiedene in der Zementindustrie eingesetzte Brennstoffe im Jahr 2012	43
Abbildung 8:	Einsatz alternativer Brennstofffraktionen nach biogenem Anteil	44
Abbildung 9:	Spezifischer Energieeinsatz und Einsatz alternativer Brennstoffe	45
Abbildung 10:	Entwicklung der spezifischen CO ₂ -Emissionen pro Energieeinsatz	46
Abbildung 11:	Spezifischer thermischer Energieeinsatz in Abhängigkeit des Auslastungsgrades (Klinkerproduktion 1999 = 100 %)	47
Abbildung 12:	Referenzentwicklung der absoluten energiebedingten CO ₂ - Emissionen in der Klinkerproduktion	49
Abbildung 13:	Energiepreise inklusive der Kosten für CO ₂ -Zertifikate.....	52
Abbildung 14:	Preise für kontaminierte Altholz-Hackschnitzel (0–150 mm) im Süden Deutschlands (2003–2012)	54
Abbildung 15:	Händlerpreise für Gemischte Ballen in Deutschland (2005–2012)	55
Abbildung 16:	Händlerpreise LDPE-Agrarfolie in Deutschland (2005–2012)	55
Abbildung 17:	Händlerpreise für Kunststoffprodukte in Deutschland (2005– 2012)	56
Abbildung 18:	Preise für Gewerbeabfall im Norden Deutschlands - Spotmarktpreise (2009–2013).....	58
Abbildung 19:	Preise für Siedlungsabfälle im Osten Deutschlands (2009–2013).....	58

Tabellen im AP 2

Tabelle 1:	Klinkerproduktion (kt) für die Jahre 2005–2010 nach VDZ und Abweichung anderer Quellen	34
Tabelle 2:	Energiebedingte CO ₂ -Emissionen (kt CO ₂) aus verschiedenen Quellen	36
Tabelle 3:	Energiebedingte CO ₂ -Emissionen (kt CO ₂) historisch und als Referenzentwicklung ohne Emissionshandel.....	50
Tabelle 4:	EUWID-Preisspiegel für Altkunststoffe – Deutschland (Aug. 2012)	56

1 Methodik

Der grundsätzliche Gedanke zur Berechnung der Referenzentwicklung ist wie folgt: Die Entwicklung der CO₂-Emissionen bei der Herstellung von Zementklinker ist von einer ganzen Reihe externer Einflüsse abhängig. Einer dieser Einflüsse ist seit der Einführung des EU ETS im Jahr 2005 der CO₂-Preis. Auf Basis historischer Werte lassen sich ein Emissionstrend für den Zeitraum vor der Einführung des EU ETS sowie ein Emissionstrend für den Zeitraum seit der Einführung des EU ETS bestimmen. Unter der Annahme dass die übrigen externen Faktoren unverändert geblieben sind, erlaubt ein Vergleich der beiden Trends, die Auswirkung der Einführung des EU ETS auf diesen Emissionstrend abzuschätzen und damit die Wirksamkeit des EU ETS zu bestimmen.

Die Annahme, dass sich außer der Einführung des EU ETS im Jahr 2005 keine anderen externen Einflussfaktoren verändert haben, ist sehr restriktiv und wird in der Realität so nie erfüllt sein. Daher sollte bei der Abschätzung der Trends vor und nach Einführung des EU ETS versucht werden, die wichtigsten anderen externen Einflussfaktoren zu berücksichtigen oder nachzuweisen, dass ihr Einfluss gering war. Zu den wichtigsten weiteren Einflussfaktoren gehören:

- ▶ die Entwicklung der Produktionsmenge (die absoluten CO₂-Emissionen steigen mit steigender Produktionsmenge und sinken mit sinkender Produktionsmenge)
- ▶ die Zusammensetzung der Brennstoffe, deren Preisentwicklung und der Energieeinsatz insgesamt (der erhöhte Einsatz minderwertiger Brennstoffe wie z.B. Biomasse oder biogener Abfallstoffe kann den Gesamtenergiebedarf erhöhen)
- ▶ die Auslastung der Anlagen (bei einer geringen Anlagenauslastung sind die spezifischen CO₂-Emissionen pro Tonne Klinker höher als bei einer vollen/ optimalen Anlagenauslastung)
- ▶ der Einfluss der Selbstverpflichtung der Zementindustrie zur Reduktion ihrer CO₂-Emissionen im Rahmen der Klimaschutzvereinbarung zwischen Deutschland und der deutschen Wirtschaft.

Darüber hinaus besteht bei der Klinkerherstellung der Sonderfall, dass ein großer Teil der anfallenden CO₂-Emissionen prozess- und nicht energiebedingt ist. Anders als die energiebedingten CO₂-Emissionen, die sich über die Einsatzmenge und Art der verwendeten Brennstoffe bestimmen, können die prozessbedingten CO₂-Emissionen nicht durch einfache Verfahrensänderungen reduziert werden. Dieser Besonderheit sollte bei der Bestimmung der Referenzentwicklung ebenfalls Rechnung getragen werden. Im vorliegenden Fall werden die Analysen daher nur auf Basis der energiebedingten CO₂-Emissionen durchgeführt. Für einen Abgleich mit Daten im EU-Emissionshandelsregister (EUTL) müssten die prozessbedingten Emissionen addiert oder alternativ die Registerdaten um die prozessbedingten Emissionen bereinigt werden.

Um die Emissionstrends vor und nach der Einführung des EU ETS abzuschätzen, benötigt man historische Daten. Da die im Register verfügbaren CO₂-Emissionsdaten nur die Jahre seit Einführung des EU ETS abdecken, benötigt man für die Bestimmung des Trends vor der Einführung des EU ETS andere Datenquellen für die CO₂-Emissionen beim Klinkerbrennen. Dabei wiederum sollten Datenquellen verwendet werden, die eine Firmen- und Prozessabdeckung haben, die möglichst ähnlich zu den im Register erfassten Daten ist. Damit kann verhindert werden, dass Daten zu Firmen und Prozessen, die nicht dem EU ETS unterliegen, aber ggf. anderen externen Einflüssen ausgesetzt sind, die Abschätzung verzerren.

Folgendes Vorgehen wurde gewählt, um die oben genannten Punkte in der Berechnung der Referenzentwicklung zu berücksichtigen:

- ▶ Zunächst wurden die im Antragsverfahren für die kostenlose Zuteilung erfassten aggregierten Produktionszahlen für Klinker und CO₂-Emissionen mit historischen Datenquellen abgeglichen.

- ▶ Basierend auf den verfügbaren Daten wurden die Emissionstrends der spezifischen energiebedingten CO₂-Emissionen pro t Klinker für den Zeitraum vor und nach der Einführung des EU ETS berechnet. Dabei trägt die Berücksichtigung nur der energiebedingten CO₂-Emissionen der Tatsache Rechnung, dass prozessbedingte Emissionen durch herkömmliche Technologien nicht zu vermeiden sind. Die Verwendung von spezifischen Emissionen berücksichtigt den Effekt von Veränderungen der Produktionsmengen auf die absoluten Emissionen. Gleichzeitig wird damit unterstellt, dass Produktionsschwankungen nicht auf den Einfluss des EU ETS zurückzuführen sind.
- ▶ Die Auswirkungen der wichtigsten weiteren externen Einflussfaktoren wie der Anteil alternativer Brennstoffe und der Auslastungsgrad der Klinkeröfen auf die spezifischen energiebedingten CO₂-Emissionen wurden so weit möglich untersucht.
- ▶ Basierend auf dem spezifischen energiebedingten Emissionstrend für den Zeitraum vor der Einführung des EU ETS wurde die Referenzentwicklung der CO₂-Emissionen für die Klinkerherstellung berechnet.

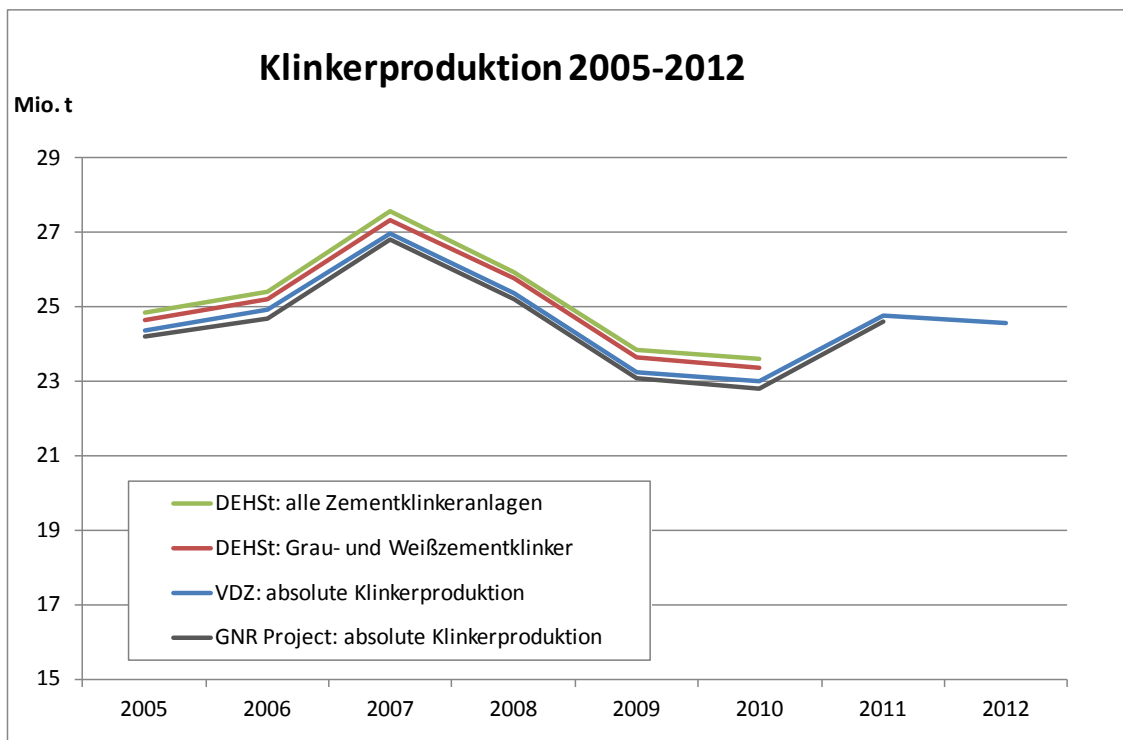
Die verwendeten Daten stammen im Bereich der Produktion vom Verband Deutscher Zementwerke (VDZ) sowie aus der Datenbank des Projekts „Getting the Numbers Right“ (GNR). Darüber hinaus wurden Preisdaten über Thomson-Reuters, das statistische Bundesamt, die Statistik der Kohlenwirtschaft e.V. und den Europäischen Wirtschaftsdienst (EUWID) bezogen. Soweit verfügbar wurden historische Daten zwischen den Jahren 1995 und 2012 verwendet.

2 Datenvergleich DEHSt - offizielle Statistiken

2.1 Produktionszahlen

Bei einem Vergleich der Produktionszahlen für Klinker für die Jahre 2005–2010 fällt auf, dass die Daten des VDZ und des GNR-Projekts sehr nah an den Daten der DEHSt für Grau- und Weißklinker¹ liegen (vergleiche Abbildung 1 und Tabelle 1). Die Abweichungen liegen für die meisten Jahre bei etwa 1 %–1,7 %. Das Produktionsvolumen, welches darüber hinaus eine Anlage zur Erzeugung von gebranntem Ölschiefer² beinhaltet, weicht zum Teil deutlich stärker von den anderen Datensätzen ab (1,9 bis 2,6 %). D.h. die Produktionsmengen der Ölschieferanlage sind nicht in den vom VDZ ermittelten Produktionszahlen für Zementklinker enthalten³. Da wie oben dargelegt die Daten des GNR, des VDZ und der DEHSt (Grau- und Weißzementklinker inkl. der zwischenzeitlich stillgelegten Anlagen) vergleichsweise kongruent sind, ist eine Verwendung der Daten für die nachfolgenden Analysen ohne Korrektur möglich.

Abbildung 1: Klinkerproduktion 2005–2012 (kt) nach verschiedenen Quellen



Quellen: siehe Legende

¹ In die Betrachtung wurden auch die ausgewiesenen Produktionsmengen der jetzt stillgelegten Anlagen einbezogen.

² Der gebrannte Ölschiefer wird bei der weiteren Zementerzeugung dem Zement beigemischt oder als eigenes zementähnliches Produkt verwendet.

³ Bestätigung durch den VDZ

Tabelle 1: Klinkerproduktion (kt) für die Jahre 2005–2010 nach VDZ und Abweichung anderer Quellen

	2005	2006	2007	2008	2009	2010
VDZ: absolute Klinkerproduktion	24.378	24.921	26.992	25.366	23.232	22.996
Abweichung anderer Statistiken zu den Zahlen des VDZ in %						
DEHSt: alle Zementklinkeranlagen	1,9%	2,0%	2,1%	2,2%	2,6%	2,6%
DEHSt: Grau- und Weißzementklinker	1,1%	1,2%	1,3%	1,5%	1,7%	1,6%
GNR Project: absolute Klinkerproduktion	-0,7%	-0,9%	-0,7%	-0,7%	-0,6%	-0,9%

2.2 Emissionsdaten

Der VDZ stellt neben Produktionsdaten für Klinker (und Zement) auch Emissionsdaten für Zement zur Verfügung. Emissionsdaten nur für den Bereich der Klinkerproduktion werden vom VDZ dagegen nicht veröffentlicht. Aus diesem Grund ist eine Reihe von Anpassungen der vorliegenden Emissionsdaten notwendig. Da wie im Methodenteil beschrieben keine Einsparungen in den prozessbedingten Emissionen zu erwarten sind solange keine grundlegend neuen Klinkerherstellungsprozesse entwickelt werden, finden Einsparungen i.d.R. bei den energiebedingten Emissionen statt. Der VDZ weist diese Daten als absolute und als spezifische energiebedingte CO₂-Emissionen aus. Die energiebedingten CO₂-Emissionen umfassen sowohl Emissionen aus elektrischem Energieverbrauch als auch aus thermischem Energieeinsatz. Der Fokus der vorliegenden Analyse sind die Emissionen aus thermischem Energieverbrauch. Dies erscheint aus zwei Gründen angemessen: Einerseits kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der thermischen Energie in der Klinkerproduktion eingesetzt wird⁴ und nicht zur Weiterverarbeitung des Klinkers in Mahlwerken. Die elektrische Energie dagegen wird sowohl bei der Klinkermahlung als auch für den Betrieb von Gebläsen im Drehrohrofen eingesetzt. Allerdings wird die benötigte elektrische Energie in der Zementherstellung in der Regel zugekauft anstatt sie in eigenen Kraftwerken zu erzeugen. Die im Strom enthaltenen CO₂-Emissionen fallen somit bei den Energieversorgern an und werden auch im Rahmen des EU ETS dort bilanziert. Im Folgenden werden also die Emissionen aus thermischem Energieeinsatz in der Zementproduktion als Proxy für die energiebedingten Emissionen in der Klinkerproduktion verwendet.

Die Emissionen aus thermischem Energieeinsatz liegen in den veröffentlichten Quellen des VDZ nur spezifisch und nicht absolut vor. Um einen Vergleich mit den CO₂-Emissionen aus dem Register durchführen zu können, wurden unter Verwendung des spezifischen thermischen Energieeinsatzes und der Zementproduktionsmengen die absoluten CO₂-Emissionen abgeschätzt. Die aggregierten Angaben aus den Zuteilungsanträgen wurden von der DEHSt um die prozessbedingten Emissionen bereinigt. Die so berechneten Werte sind in Abbildung 2 dargestellt (VDZ-Daten: blau, DEHSt-Daten: rot und grün).

Es fällt auf, dass die Emissionen im Zeitverlauf deutlich sinken. Dies ist zum Teil darauf zurückzuführen, dass die vom VDZ angegebenen CO₂-Emissionen nur solche Emissionen umfassen, die bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe freigesetzt werden. Der Einsatz alternativer Brennstoffe (insbesondere Abfallstoffe und Biomasse) ist in den VDZ-Daten dagegen mit Emissionsfaktor Null angesetzt. In den letzten Jahren ist die Substitution fossiler Brennstoffe mit alternativen Brennstoffen deutlich ge-

⁴ Nach Angaben des VDZ liegt der Anteil bei ca. 95%

stiegen. Anders als in den VDZ-Daten werden im EU ETS nicht alle alternativen Brennstoffe mit dem Emissionsfaktor Null belegt. Aus diesem Grund müssen die aus den VDZ-Daten berechneten Emissionen um die Emissionen aus alternativen Brennstoffen erhöht werden. Hierfür wurden anhand einer bottom-up Berechnung die kombinierten Emissionen aus fossilen und alternativen Brennstoffen abgeschätzt. Dazu wurden Angaben zu den Mengen der verschiedenen alternativen Fraktionen, deren Heizwerten, CO₂-Emissionswerten und Angaben über den biogenen Anteil aus einer Veröffentlichung des Umweltbundesamtes (UBA)⁵ verwendet. Die so berechneten CO₂-Emissionen entsprechen einer deutlich besseren Näherung an die von der DEHSt ermittelten energiebedingten CO₂-Emissionen.

Nach Vergleich der hierfür genutzten Emissionsfaktoren und biogenen Anteile der einzelnen Fraktionen wurden Diskrepanzen zwischen den genannten UBA-Daten und den von der DEHSt als plausible Durchschnittswerte eingeschätzten Emissionsfaktoren und Heizwerten im Bereich der Fraktionen „Altreifen“ und „Siedlungsabfälle“ festgestellt (vgl. Tabelle). Daher wurden ergänzend zu der originären Berechnung drei weitere Szenarien unter Verwendung der alternativen von der DEHSt geschätzten Emissionsfaktoren für Altreifen und Siedlungsabfälle berechnet:

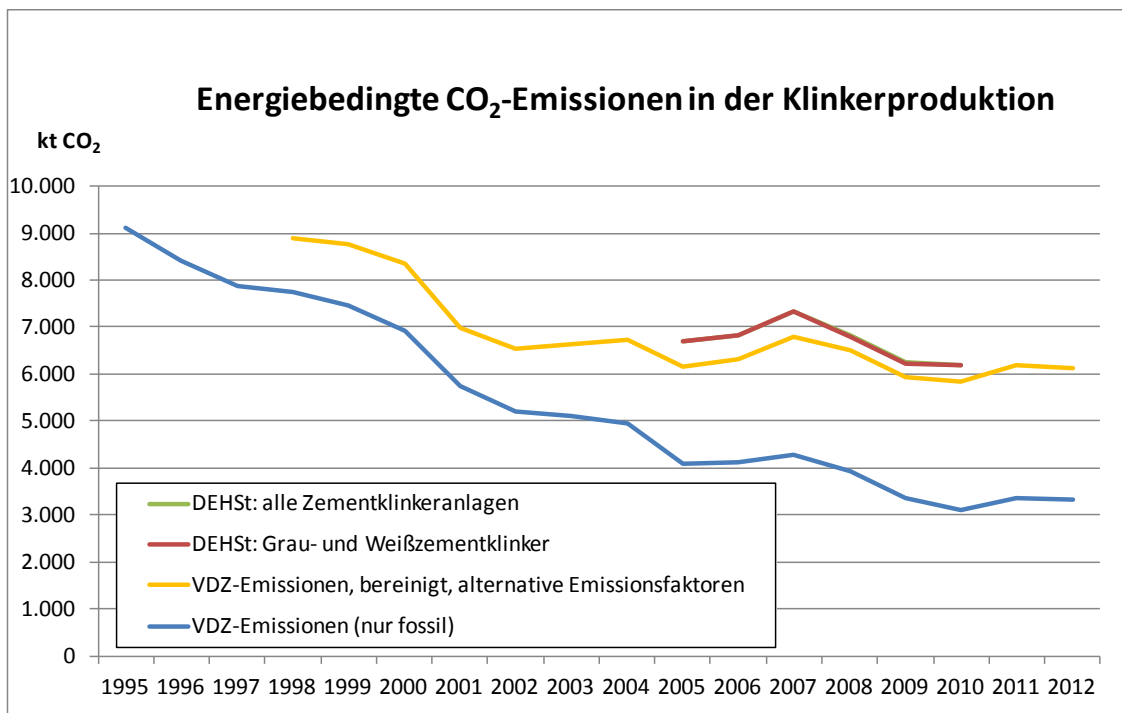
- ▶ Nur Anpassung der Altreifendaten
- ▶ Nur Anpassung der Siedlungsabfalldaten
- ▶ Kumulierte Anpassung der Altreifen- und Siedlungsabfalldaten

Die so errechneten energiebedingten Emissionen sind in Tabelle 2 zu finden.

Ein Vergleich der Werte zeigt, dass die Ergebnisse bei der Anpassung für Siedlungsabfälle im Niveau die beste Näherung ergeben (3,7–7,9 % Abweichung). Die Anpassung sowohl für Siedlungsabfälle als auch für Altreifen ergibt immer noch eine leicht verbesserte Datenlage gegenüber den originären Abschätzungen (4,4–8,1 % Abweichung). Aus Gründen der Konsistenz werden die sowohl um Siedlungsabfälle als auch um Altreifen korrigierten Emissionswerte für die weiteren Berechnungen als Proxy für die historischen Emissionen (im Weiteren bezeichnet als „historische Emissionen“) verwendet (vergleiche Abbildung 2, gelbe Kurve).

⁵ Lechtenböhrer, S., Nanning, S., Hillebrand, B. und Buttermann, H.-G., 2006: Einsatz von Sekundärbrennstoffen. Umsetzung des Inventarplanes und nationale unabhängige Überprüfung der Emissionsinventare für Treibhausgase, Teilvorhaben 02. Umweltbundesamt, März 2006.

Abbildung 2: Energiebedingte CO₂-Emissionen (kt CO₂) der Klinkerproduktion aus verschiedenen Quellen



Hinweis: der Unterschied in den Emissionen zwischen DEHSt: alle Zementklinkeranlagen und DEHSt: Grau- und Weißzementklinker ist marginal und in der Grafik nicht sichtbar.

Tabelle 2: Energiebedingte CO₂-Emissionen (kt CO₂) aus verschiedenen Quellen

	2005	2006	2007	2008	2009	2010
DEHSt: Grau- und Weißzementklinker	6.693	6.832	7.332	6.800	6.230	6.182
VDZ-Emissionen (nur fossil)	4.093	4.136	4.273	3.929	3.349	3.111
Abweichung zu DEHSt-Daten (%)	-38,8	-39,4	-41,7	-42,2	-46,3	-49,7
VDZ-Emissionen bereinigt um alternative Brennstoffe	6.081	6.269	6.735	6.466	5.896	5.772
Abweichung zu DEHSt-Daten (%)	-9,1	-8,2	-8,1	-4,9	-5,4	-6,6
VDZ-Emissionen, bereinigt, mit alternativem Emissionsfaktor „Altreifen“	6.071	6.241	6.724	6.419	5.852	5.727
Abweichung zu DEHSt-Daten (%)	-9,3	-8,7	-8,3	-5,6	-6,1	-7,4
VDZ-Emissionen, bereinigt, mit alternativem Emissionsfaktor „Siedlungsabfälle“	6.162	6.350	6.810	6.549	5.982	5.889
Abweichung zu DEHSt-Daten (%)	-7,9	-7,1	-7,1	-3,7	-4,0	-4,7
VDZ-Emissionen, bereinigt, mit alternativen Emissionsfaktoren „Altreifen“ und „Siedlungsabfälle“	6.151	6.321	6.800	6.502	5.939	5.844
Abweichung zu DEHSt-Daten (%)	-8,1	-7,5	-7,3	-4,4	-4,7	-5,5

Die weiteren Analysen basieren zunächst auf den bereinigten spezifischen Emissionen für Klinker. Anhand der spezifischen Daten sollten langfristige Trends erkennbar werden, die bei absoluten Werten durch Produktionsmengenschwankungen überlagert werden können. Für die Berechnung der spezifischen energiebedingten Emissionen wurden die unter 3.1 berechneten absoluten energiebedingten Emissionen durch die Klinkerproduktion geteilt. Die Daten vom VDZ liegen für den Zeitraum von 1998 bis 2012 vor.

3 Entwicklung und Einflussfaktoren auf die spezifischen CO₂-Emissionen

3.1 Entwicklung der spezifischen, energiebedingten CO₂-Emissionen

Auf Basis der ermittelten spezifischen Emissionen pro t Klinker wurden drei Trendberechnungen durchgeführt (vergleiche Abbildung 3).

Für die erste Referenzberechnung wurde das spezifische Emissionsniveau des letzten Jahres vor der Einführung des EU ETS (2004) festgehalten und für die Jahre ab 2005 fortgeschrieben. Hierbei bleiben die spezifischen Werte somit konstant (grüne Kurve).

Bei der zweiten Berechnung wurde die durchschnittliche prozentuale jährliche Veränderung der spezifischen Emissionen über die Jahre 1995–2004 ermittelt. Diese durchschnittliche prozentuale jährliche Veränderung wurde als Trend aufsetzend auf dem Wert für 2004 für die Jahre 2005–2012 fortgeschrieben (rote Kurve).

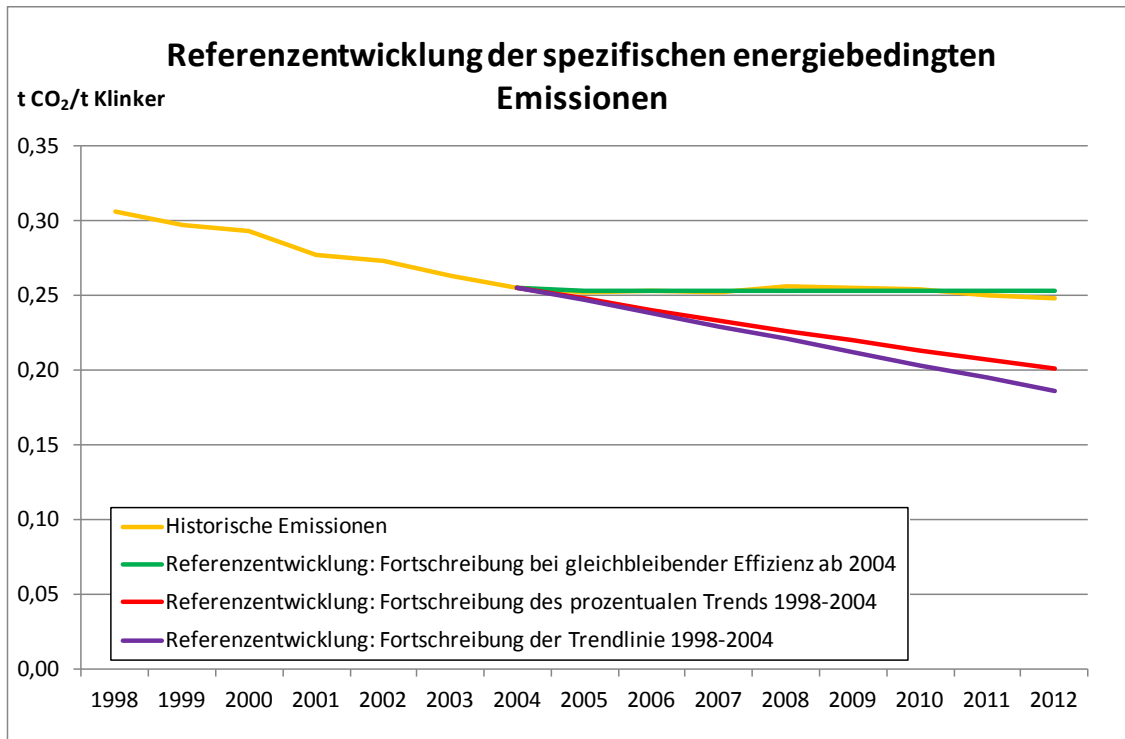
Als drittes Szenario wurde eine Trendlinie eingefügt, bei der es sich um die Weiterführung der mit Hilfe des Kleinsten-Quadrate-Schätzers bestimmten Trendlinie für die Entwicklung der Spezifischen energiebedingten CO₂-Emissionen für die Jahre 1995–2004 handelt (lila Kurve).

Während im ersten Szenario die spezifischen energiebedingten Emissionen konstant bleiben, sinken sie im zweiten bzw. dritten Szenario um 18 % bzw. 15 % von 0,245 auf 0,201 bzw. 0,209 t CO₂/t Klinker zwischen 2005 und 2010 ab.

Im Gegensatz dazu sind die tatsächlichen spezifischen energiebedingten Emissionen zwischen 2005 und 2010 – je nach Datenquelle - nicht oder nur leicht gesunken: Nach den in Abschnitt 3 berechneten Emissionen in Verbindung mit den vdz-Produktionsdaten sind sie um etwa 1 % von 0,249 auf 0,251 t CO₂/t Klinker angestiegen; laut interner Berechnungen der DEHSt auf Basis anlagenspezifischer Daten aus den Zuteilungsanträgen für die dritte Handelsperiode ist dagegen ein leichter Rückgang der Emissionen um 2,7 % von 0,269 auf 0,262 t CO₂/t Klinker zu beobachten⁶.

⁶ Der Unterschied in der absoluten Höhe z.B. für 2010 (DEHSt: 0,262 t CO₂/t Klinker; Berechnung aus Abschnitt 3: 0,251 t CO₂/t Klinker) resultiert aus den in Tabelle 2 aufgeführten Unterschieden in den ermittelten absoluten Emissionen. Da die Emissionen der Jahre bis 2004 auf Basis der Methodik in Abschnitt 2 bestimmt wurden, werden diese Werte auch in der Abbildung 3 verwendet, um eine einheitliche Zeitreihe darzustellen.

Abbildung 3: Referenzentwicklung der spezifischen energiebedingten Emissionen der Klinkerproduktion



Während also die Schätzung der Referenzentwicklung (mit Ausnahme des ersten Szenarios einer „konstanten“ Referenzentwicklung ab 2005) davon ausgeht, dass sich der (Abwärts-)Trend der Jahre vor der Einführung des Emissionshandels auch im Zeitraum mit Emissionshandel fortgesetzt hätte und ggf. durch die Einführung des EU ETS weiter verstärkt wurde, liegen die tatsächlichen spezifischen Emissionswerte folglich sogar darüber. Somit können auf Basis der spezifischen Emissionen für Zementklinker aus dem Vergleich mit Trendfortschreibungen nicht unmittelbar Einsparungen durch das EU ETS abgeleitet werden.

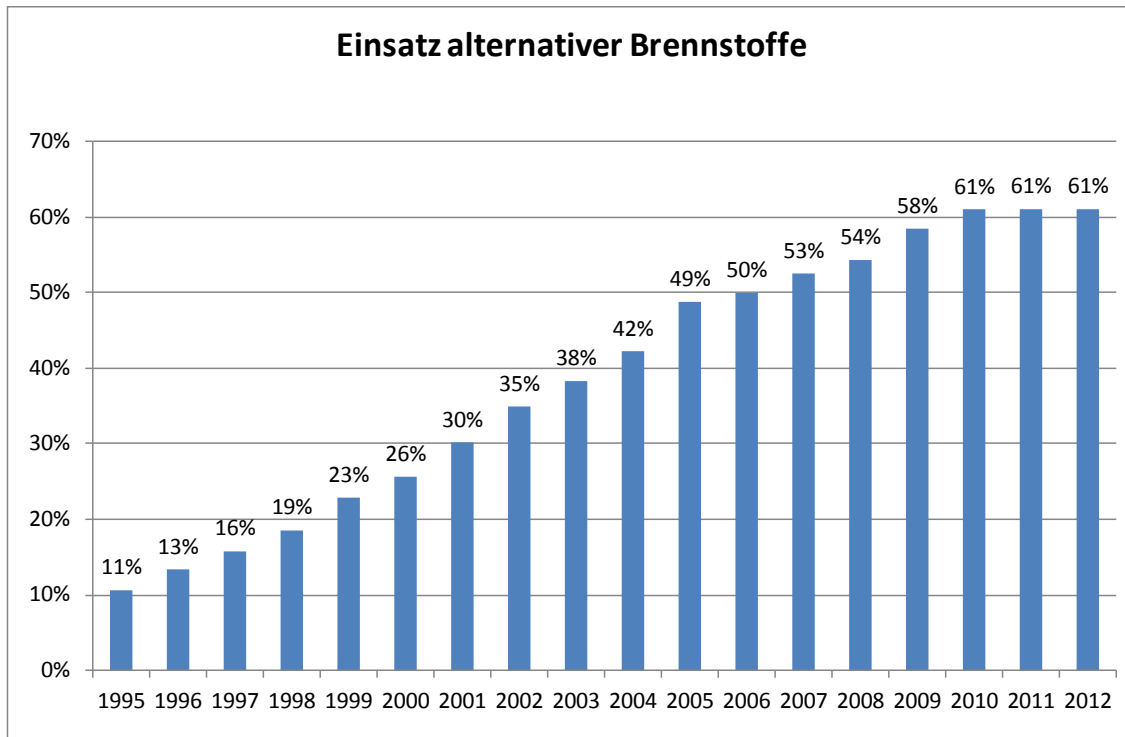
Im Folgenden soll versucht werden, weitere mögliche Einflussfaktoren zu analysieren, die einen Effekt auf die Emissionen in der Klinker-Produktion haben könnten und die ggf. die beobachteten Verläufe erklären können. Dies sind:

- ▶ die Substitution fossiler Brennstoffe durch alternative Brennstoffe mit einem zunehmenden Anteil Biomasse, insbesondere beeinflusst durch:
 - ▶ Brennstoffpreise
 - ▶ die Selbstverpflichtung der deutschen Industrie
 - ▶ die Verfügbarkeit von Sekundärbrennstoffen z.B. in Folge regulatorischer Anforderungen (z.B. zur Deponierung biogener Abfälle) oder besonderer Ereignisse wie die Verfügbarkeit von Tiermehl im Kontext der BSE-Krise
 - ▶ die Auslastung der Fabrik-Kapazitäten

3.2 Substitution fossiler Brennstoffe durch alternative Brennstoffe

Einen entscheidenden Einfluss auf die CO₂-Emissionen hat die Substitution traditionell genutzter fossiler Brennstoffe durch alternative Brennstoffe. Seit Mitte der 90er Jahre, also schon lange vor der Einführung des Europäischen Emissionshandelssystems, steigt der Anteil alternativer Brennstoffe sukzessive an und hat sich seit 2010 auf einem Niveau von 61 % eingependelt (siehe Abbildung 4).

Abbildung 4: Einsatz alternativer Brennstoffe am thermischen Energieeinsatz in der Klinkerproduktion



Quelle: eigene Darstellung basierend auf VDZ CO₂-Monitoring Abschlussbericht 1990–2012, S.20.

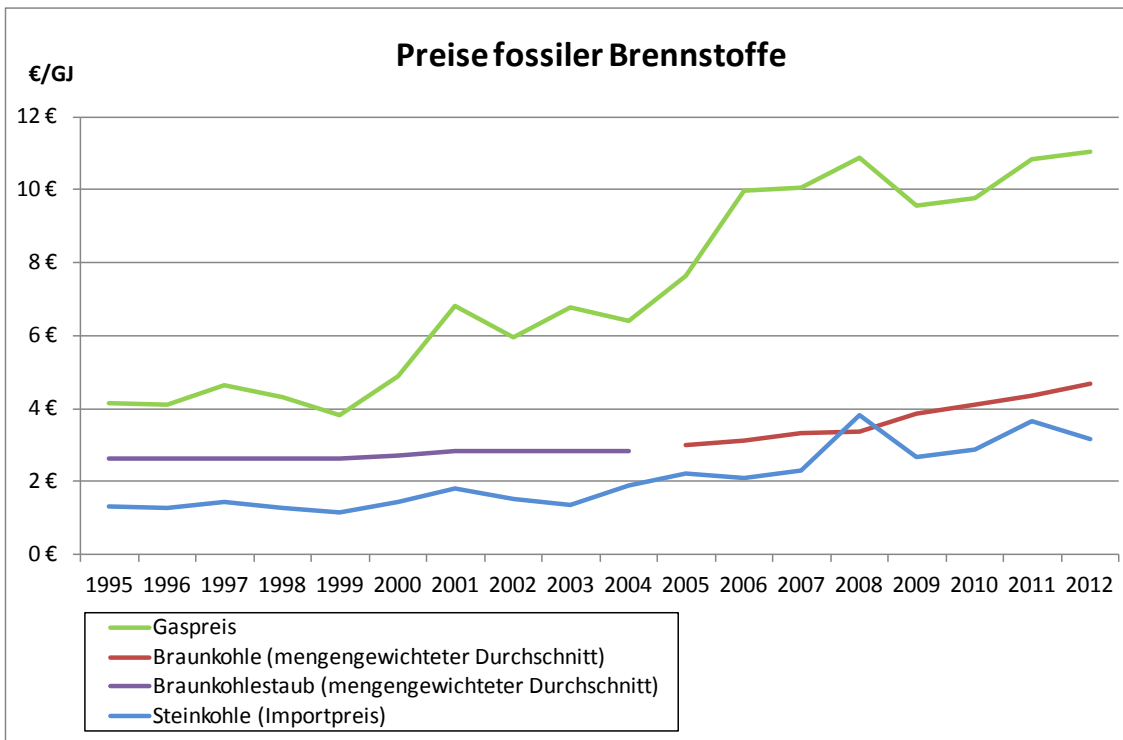
Da der Trend bereits seit 1995 besteht, muss davon ausgegangen werden, dass neben dem EU ETS andere externe Faktoren diese Entwicklung mit beeinflusst haben. Dazu kann neben den Brennstoffpreisen für alternative sowie fossile Energieträger auch die Selbstverpflichtung der deutschen Zementindustrie gehören, die seit Mitte der 90er Jahre läuft.

3.2.1 Brennstoffpreise

Grundsätzlich ist der Einsatz alternativer Brennstoffe dann ökonomisch sinnvoll, wenn die Preise für die alternativen Brennstoffe deutlich niedriger sind als die Preise für fossile Brennstoffe. Gleichzeitig kann allerdings die Qualität der alternativen Brennstoffe, ihre Verfügbarkeit sowie technische Grenzen der Einsetzbarkeit die Verwendung alternativer Brennstoffe einschränken.

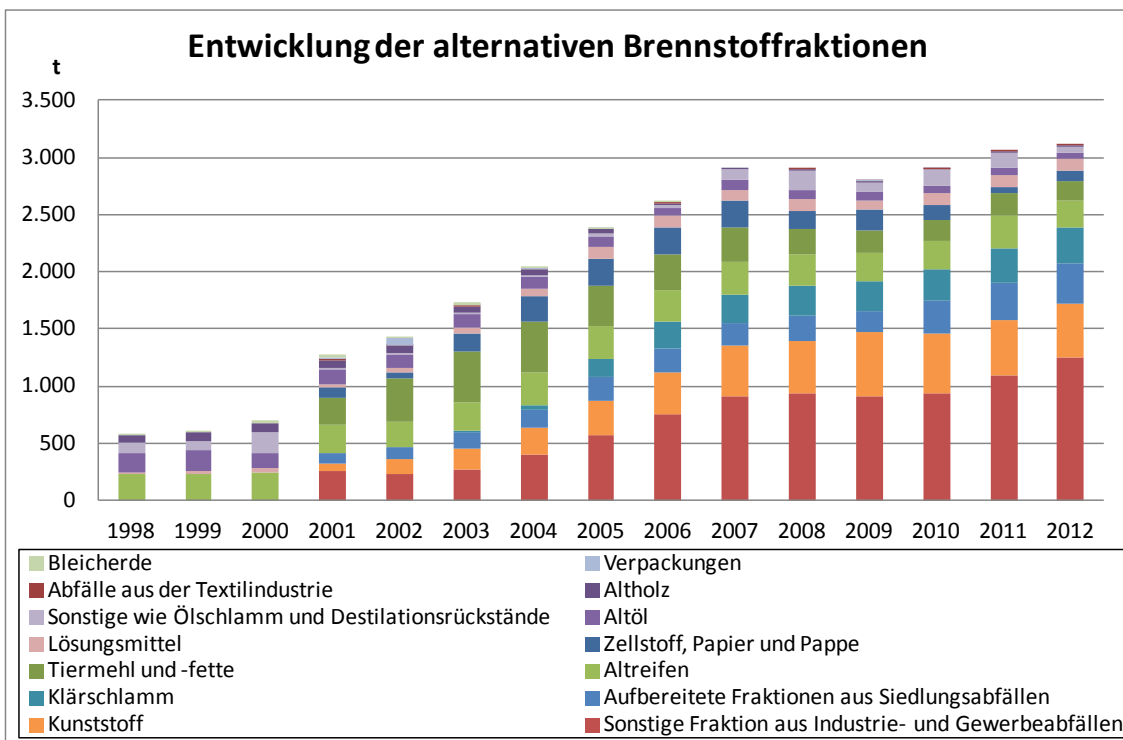
In der Zementindustrie kann grundsätzlich sowohl Kohle als auch Erdgas eingesetzt werden. Abbildung 5 zeigt die Preiseentwicklung für Erdgas, Braun- und Steinkohle von 1995 bis 2012. Die vorherrschenden fossilen Energieträger sind nach wie vor Stein- und Braunkohlestäube, die trotz stetiger Preissteigerungen seit 1995 nachwievor deutlich günstiger sind als Erdgas, das ebenfalls deutlich im Preis gestiegen ist.

Abbildung 5: Preise für fossile Brennstoffe in Deutschland



Quelle: Statistik der Kohlenwirtschaft

Abbildung 6: Entwicklung der in der Zementproduktion eingesetzten alternativen Brennstofffraktionen (t)



Quelle: <http://www.vdz-online.de/publikationen-branchendaten/umweltdaten>

Die in der Zementindustrie eingesetzten alternativen Brennstoffe sind vielfältig (siehe Abbildung 6). Der VDZ weist insgesamt 15 verschiedene Fraktionen aus. Auch innerhalb der einzelnen Fraktionen können zudem stark unterschiedliche Qualitäten auftreten.

Zu den wichtigsten alternativen Brennstoffen gehören sonstige Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen, Kunststoffe, Siedlungsabfälle, Klärschlamm, Altreifen, Tiermehl- und Fette sowie Zellstoff, Papier und Pappe.

Soweit verfügbar sind die Preise für alternative Brennstoffe im Jahr 2012 in Abbildung 7 angegeben. Die dargestellten Preise stellen Abschätzungen aus verfügbaren Statistiken dar. Die tatsächlich in der Zementindustrie gezahlten Preise können davon deutlich abweichen. Detailliertere Informationen und soweit verfügbar zeitliche Verläufe zu den einzelnen alternativen Brennstoffen sind im Anhang (Tabelle 3) dargestellt. Insgesamt sind Zeitreihen für die Brennstoffpreise von Sekundärbrennstoffen mit biogenem Anteil für den hier relevanten Zeitraum nur sehr lückenhaft verfügbar und die Schwankungsbreite der Werte z.T. sehr groß.

Der Vergleich der Preise der fossilen und der alternativen Brennstoffe für das Jahr 2012 in Abbildung 7 zeigt, dass alternative Brennstoffe z.T. günstiger verfügbar sind als Braun⁷- und Steinkohle. Dies gilt insbesondere für Abfälle. Bei einigen alternativen Brennstoffen wie Altpapier oder Kunststoffen, die gut recycelt werden können, sind dagegen verhältnismäßig hohe Preise zu beobachten. Da insbesondere Kunststoffe trotzdem in relativ großen Mengen eingesetzt werden, muss davon ausgegangen werden, dass der zur Abschätzung verwendete Preis nicht mit den von den Zementunternehmen bezahlten Preisen übereinstimmt. Dies kann insbesondere bei Altpapier und Kunststoffen mit den großen Unterschieden in der Qualität der Rohstoffe sowie der regionalen Verfügbarkeit erklärt werden.

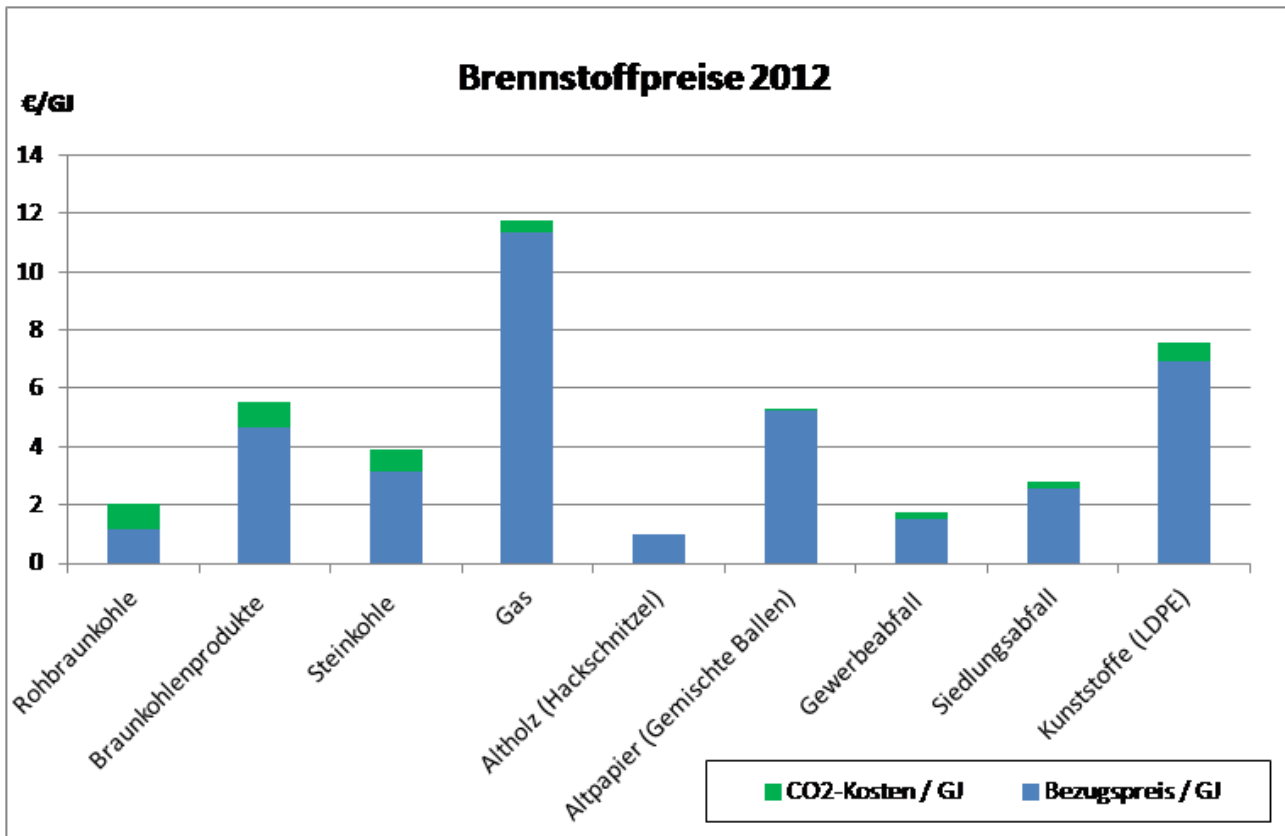
Auch wenn in den vorliegenden Preisen einige Preise für alternative Brennstoffe die Preise für Braun- und Steinkohle übersteigen, gibt es alternative Brennstoffe, deren Preise nachwievor deutlich unter den Preisen für fossile Energieträger liegen. Dies gilt insbesondere für Gewerbe- und Siedlungsabfälle, die in den letzten Jahren einen entscheidenden Anteil an den alternativen Brennstoffen ausgemacht haben. Leider kann aus den vorliegenden Daten keine abschließende Aussage über den Preisverlauf von fossilen und alternativen Brennstoffen in den letzten 10 Jahren getroffen werden. Nach Aussagen des VDZ sind alternative Brennstoffe in den letzten Jahren im Preis gestiegen. Jedoch sind zeitgleich auch die Preise für die wesentlichen im Zementsektor eingesetzten fossilen Brennstoffe Stein- und Braunkohle gestiegen.

Für die vorliegende Analyse ist daher auf Basis der vorliegenden Daten davon auszugehen, dass sich die Preise für alternative Brennstoffe nicht so viel stärker erhöht haben als die für fossile Brennstoffe, als dass ein finanzieller Anreiz zum Einsatz (einiger) alternativer Brennstoffe nicht mehr bestünde. Dies gilt sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung der anfallenden CO₂-Kosten. Die Tatsache, dass trotz der zum Teil (z.B. bei Gewerbeabfällen) erheblich niedrigeren absoluten Brennstoffpreise gegenüber Kohle in der Vergangenheit, aber auch heute noch Kohle eingesetzt wird, ist z.T. auch darauf zurückzuführen, dass einerseits insbesondere in der Vergangenheit technische Restriktionen den Einsatz von biogenen Brennstoffen einschränkten, andererseits ihre regionale Verfügbarkeit eine

⁷ Marktpreise für Braunkohle sind schwer zu beschaffen, da es keinen einheitlichen Braunkohlemarkt gibt. Für Kraftwerksbraunkohle nimmt das EWI in einer Studie von 2008 Preise von 35€/tSKE an, was etwa 1,20€/GJ entspricht. Die Kohlestatistik gibt einen Preis von etwa 4,70€/GJ für Braunkohleprodukte (Braunkohlenstaub, Braunkohlenbriketts und Braunkohlenkoks) an. Laut mündlicher Industrieminformationen ist davon auszugehen, dass der Preis für Braunkohlenstaub, wie er in der Zementindustrie verwendet wird, zwischen diesen beiden Werten liegt. Weiterhin kann laut Industrieminformationen der Preis für den in der Zementindustrie eingesetzten Braunkohlenstaub zeitweise höher liegen als der Preis für Steinkohle.
EWI, EEFA (2008): Studie Energiewirtschaftliches Gesamtkonzept 2030. 31. März 2008.

wichtige Rolle spielt. Beide Effekte interagieren mit dem CO₂-Preiseffekt und können ihn z.T. auch dominieren.

Abbildung 7: Allgemeine Preise für verschiedene in der Zementindustrie eingesetzte Brennstoffe im Jahr 2012



Quellen: EWI, Statistik der Kohlenwirtschaft, BMWi, EUWID

3.2.2 Die Rolle der Selbstverpflichtung der Zementindustrie

1995 hat sich die deutsche Zementindustrie im Rahmen der Klimaschutzvereinbarung zwischen Deutschland und der deutschen Wirtschaft dazu verpflichtet, einen eigenen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Das selbstgesteckte Ziel sieht vor, den spezifischen Brennstoffenergiebedarf zwischen 1987 und 2005 um 20 % zu senken. Seit dem Jahr 2000 ist als zusätzliches Ziel eine 28%ige Minderung der energiebedingten spezifischen CO₂-Emissionen von Zement zwischen 1990 und 2012 vorgesehen. Dieses Ziel hat die deutsche Zementindustrie im Jahr 2012 erreicht (VDZ Umweltdaten 2012).

Mit diesen Zielsetzungen wirkt die Selbstverpflichtung der Zementindustrie z.T. in die gleiche Richtung wie das EU ETS. Sie setzt starke Anreize für den Einsatz alternativer Brennstoffe, die im Rahmen der Selbstverpflichtung mit einem Emissionsfaktor von Null angesetzt werden. Hierin unterscheidet sich die Selbstverpflichtung vom EU ETS, das nur die biogenen Anteile der alternativen Brennstoffe mit Emissionsfaktor Null ansetzt. Darüber hinaus setzen beide Instrumente Anreize zu Effizienzverbesserungen im Produktionsprozess. Zusätzlich setzt die Selbstverpflichtung auch direkte Anreize zur Reduktion von Zementklinker im Zement. Dies wird im EU ETS nur indirekt, nämlich durch einen Produktionsrückgang in der Zementklinkerherstellung angereizt.

Aufgrund der zum Teil gleichen Anreizstruktur der Selbstverpflichtung ist es schwierig bei der Analyse zwischen Effekten der Selbstverpflichtung und Effekten durch das EU ETS zu unterscheiden. Da

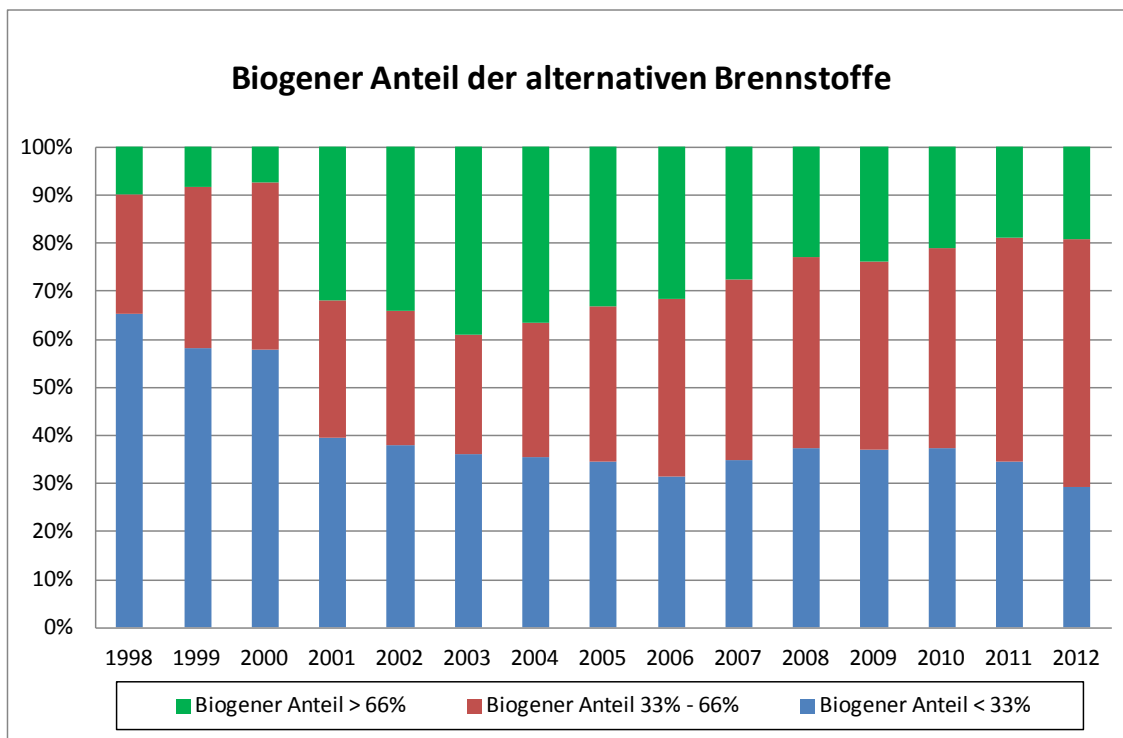
die Selbstverpflichtung jedoch schon deutlich vor dem EU ETS eingeführt wurde, kann davon ausgegangen werden, dass die Emissionsminderungen im Zeitraum vor 2005 und damit zusammenhängend der deutliche Anstieg der alternativen Brennstoffe seit dem Jahr 1995 (siehe Kapitel 3.2) zumindest zum Teil auf diese Selbstverpflichtung zurückgeführt werden können.

3.2.3 Auswirkungen des erhöhten Einsatzes alternativer Brennstoffe auf die CO₂-Emissionen

Der erhöhte Einsatz von alternativen Brennstoffen führt zu Emissionsreduktionen, wenn die alternativen Brennstoffe einen biogenen Anteil haben bzw. ihr Emissionsfaktor geringer ist als der von Kohle. Gleichzeitig ist aufgrund des z.T. sehr hohen Wassergehalts in einzelnen alternativen Brennstoffen ein erhöhter Energieeinsatz notwendig, um die gleiche Menge Zementklinker herzustellen.

Abbildung 8 stellt den Anteil der alternativen Brennstoffe nach ihrem biogenen Anteil dar. Während die Selbstverpflichtung alle alternativen Brennstoffe begünstigt, bevorzugt das EU ETS insbesondere die alternativen Brennstoffe mit einem hohen biogenem Anteil⁸. Wie Abbildung 8 zeigt, steigt seit 1998 der Anteil der alternativen Brennstoffe mit hohem biogenem Anteil und damit die Emissionsreduktionswirkung durch ihren Einsatz. Nicht zu beobachten ist dagegen, dass seit 2005 der Anteil der alternativen Brennstoffe mit hohem biogenem Anteil besonders stark zugenommen hat. Im Gegenteil, seit 2004 ist der Anteil der alternativen Brennstoffe mit biogenem Anteil von < 33 % mit leichten Schwankungen mehr oder weniger konstant geblieben.

Abbildung 8: Einsatz alternativer Brennstofffraktionen nach biogenem Anteil



Um zu überprüfen inwieweit die emissionsreduzierende Wirkung der alternativen Brennstoffe durch einen erhöhten Energiebedarf aufgehoben wird, zeigt Abbildung 9 die Entwicklung des Energieeinsatzes pro t Zementklinker in Abhängigkeit vom Anteil der alternativen Brennstoffe am gesamten

⁸ Eine Tabelle mit dem biogenen Anteil der verschiedenen alternativen Brennstoffe ist im Anhang zu finden.

Brennstoffeinsatz. Nach den vorliegenden Daten liegt ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem Energieeinsatz und dem Anteil der alternativen Brennstoffe vor.

Betrachtet man nun noch die CO₂-Emissionen pro Brennstoffeinsatz (Abbildung 10), so ergibt sich ein vollständiges Bild zu Einsatz und Auswirkungen von alternativen Brennstoffen. Wie Abbildung 10 zeigt, besteht auch hier seit 1998 ein klarer Abwärtstrend. D.h. im Zusammenspiel überwiegt der emissionsreduzierende Effekt der alternativen Brennstoffe den emissionssteigernden Effekt, der sich aus dem Energiemehrbedarf ergibt. Ähnlich wie bei den spezifischen Emissionen für Zementklinker schwächt sich der negative Trend seit dem Jahr 2005 ab, so dass es zwar weiterhin zu einem Absinken der spezifischen Emissionen pro Brennstoffeinsatz kommt, aber langsamer als im Zeitraum 1998–2004.

Abbildung 9: Spezifischer Energieeinsatz und Einsatz alternativer Brennstoffe

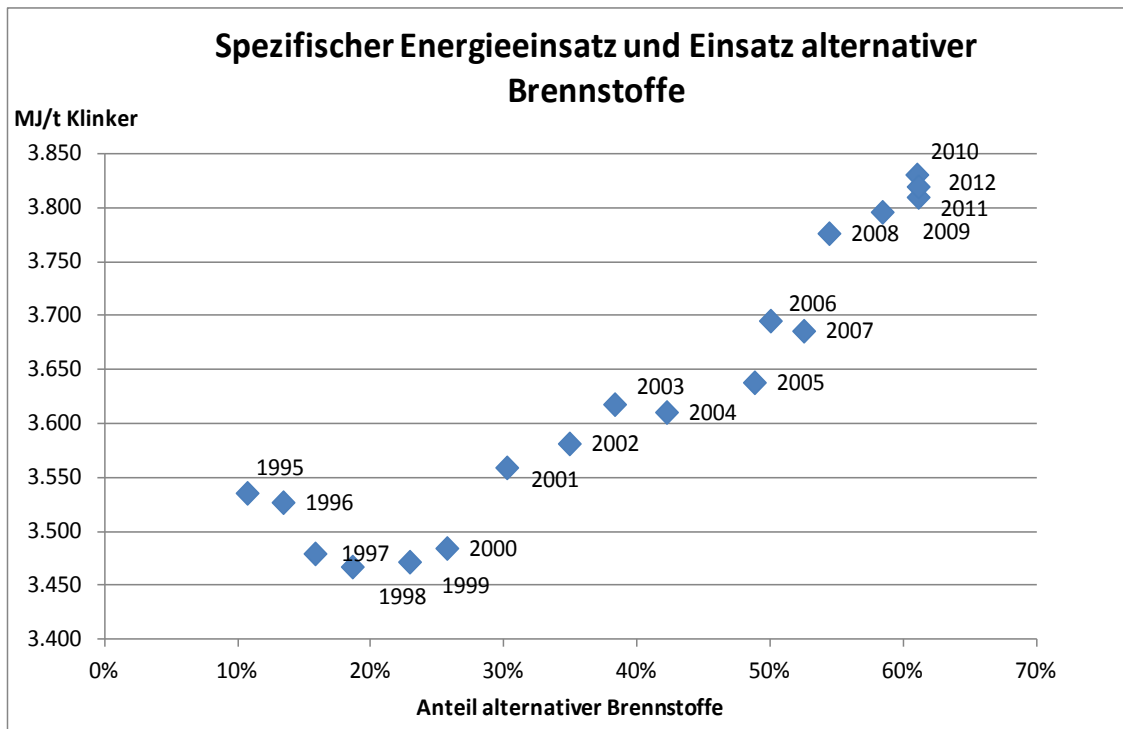
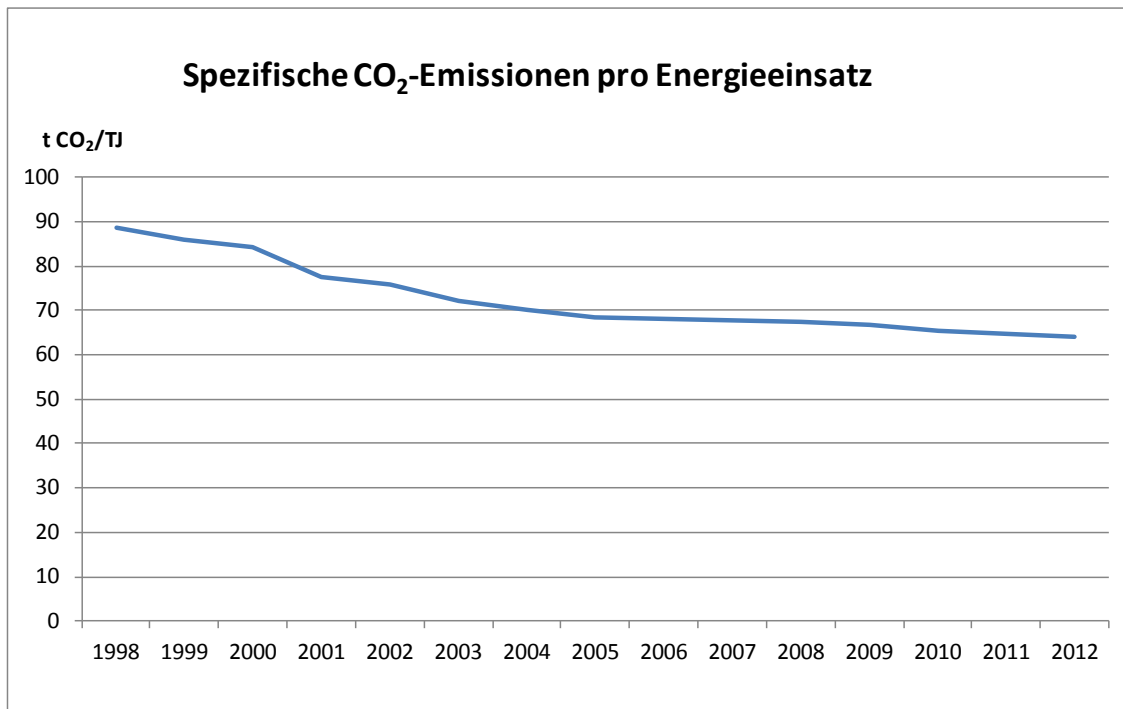


Abbildung 10: Entwicklung der spezifischen CO₂-Emissionen pro Energieeinsatz

3.3 Auslastung der Fabrik-Kapazitäten

Ein weiterer Faktor, welcher einen Einfluss auf die CO₂-Emissionen der Klinkerproduktion haben könnte, ist die Auslastung der Klinkerwerke. Die Hypothese hierbei ist, dass bei höheren Auslastungen die Werke i.d.R. effizienter arbeiten und hierdurch Skalenerträge (economies of scale) generiert werden können. Hierdurch würde der spezifische Energieeinsatz und damit auch die spezifischen CO₂-Emissionen sinken oder umgekehrt ausgedrückt: eine geringe Auslastung könnte zu höheren spezifischen CO₂-Emissionen beigetragen haben.

Im Folgenden wurde untersucht, ob und wenn ja welchen Einfluss die Auslastung der Klinkerfabriken auf die spezifischen CO₂-Emissionen hat. Dazu wurde angenommen, dass die deutsche Zementklinkerherstellungskapazität insgesamt über den Betrachtungszeitraum stabil geblieben ist⁹ und somit die Veränderungen in der Produktionsmenge mit dem Auslastungsgrad der Fabriken korrelieren. Die höchste Produktionsstufe (Jahr 1999) wurde als 100 % definiert und die Abweichungen in der Produktion auf einer Prozent-Skala in Bezug auf das Jahr 1999 abgebildet. Wenn der Auslastungsgrad im Rahmen der Skalenerträge einen Einfluss auf den spezifischen thermischen Brennstoffeinsatz hat, sollten bei einem höheren Auslastungsgrad die abgetragenen Energieeinsätze im Vergleich geringer sein und bei einer geringen Auslastung in Richtung eines höheren Energieeinsatzes streben.

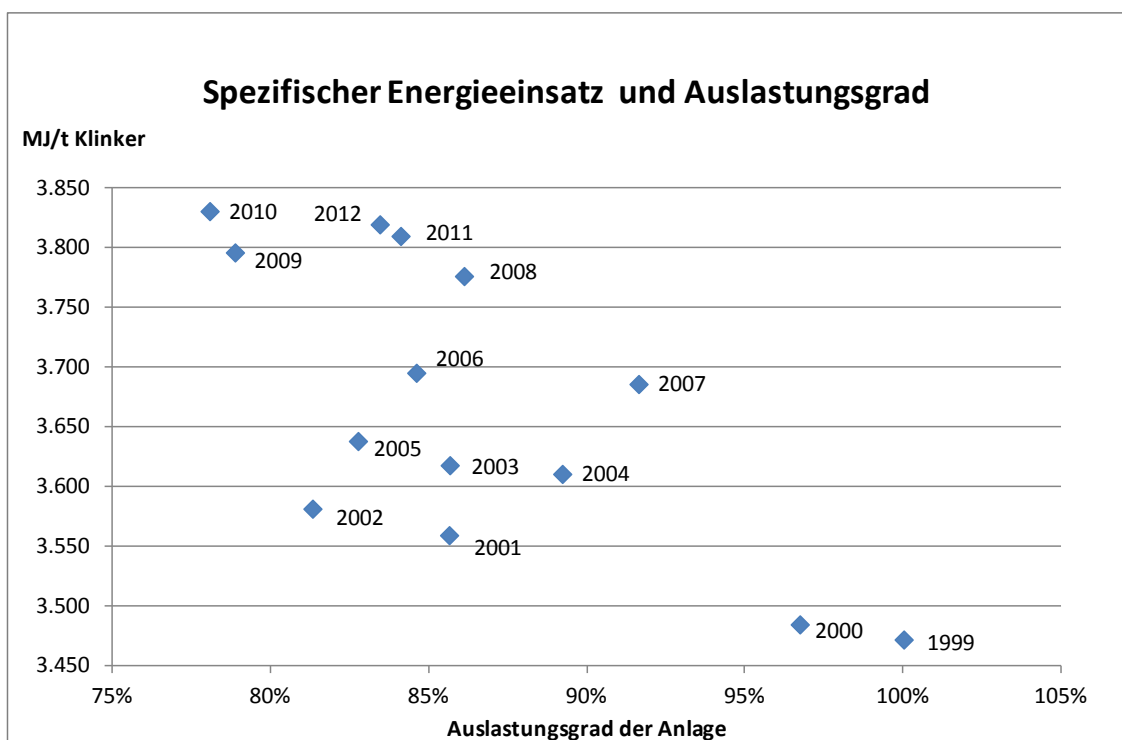
Dies ist aus den vorliegenden Daten nicht eindeutig der Fall (Abbildung 11). Es scheint jedoch einen leichten Trend zu geben, dass bei höherer Auslastung der spezifische Brennstoffbedarf sinkt. Folgende Punkte können dazu beitragen, dass der erkennbare Zusammenhang nur schwach ist. Einerseits findet der Skaleneffekt auf Anlagenebene statt und ist daher auf Sektorebene möglicherweise kaum zu sehen. Es ist unklar inwieweit die schwächere Auslastung sich über die Anlagen aufteilt oder ob

⁹ Abweichend von dieser Annahme wurden tatsächlich im betrachteten Zeitraum zwei Anlagen stillgelegt: Ende 2005 eine Fabrik der Dyckerhoff Zement GmbH mit einer Kapazität von 1400 kt Zement/a und eine Fabrik der HeidelbergCement AG in Wetzlar.

ggf. bei einer geringeren Nachfrage einzelne (die ineffizienteren und somit teureren) Werke oder sogar Drehrohfen die Produktion einstellen. Zudem war die Auslastung der gesamten Klinkerproduktion im Betrachtungszeitraum relativ gering. Nach Aussage des VDZ ist es außerdem in der Zementindustrie so, dass Drehrohrfen in der Regel nicht auf Teillast laufen. Vielmehr werden die Ofen ggf. über bestimmte Zeiträume abgeschaltet. Erfolgt dies im Rahmen der ohnehin stattfindenden Abschaltung für Wartungsarbeiten ergibt sich kein Effekt auf die Effizienz. Effekte können dann auftreten, wenn aufgrund der geringen Nachfrage zusätzliche Abschaltungen notwendig werden.

Da es keinen belastbaren Zusammenhang gibt, wird der mögliche Effekt der Auslastung auf den spezifischen Brennstoffenergieeinsatz und die spezifischen CO₂-Emissionen nicht weiter berücksichtigt.

Abbildung 11: Spezifischer thermischer Energieeinsatz in Abhängigkeit des Auslastungsgrades (Klinkerproduktion 1999 = 100 %)



3.4 Fazit zum Einfluss anderer externer Faktoren

Der Einsatz alternativer Brennstoffe ist ein wichtiger Faktor zur Reduktion der CO₂-Emissionen. Insbesondere die Einführung der Selbstverpflichtung scheint hier seit 1995 zu einem deutlichen Anstieg der alternativen Brennstoffe geführt zu haben. Aus den vorliegenden Preisen für alternative Brennstoffe lässt sich keine klare Trendumkehr hinsichtlich der ökonomischen Anreize zum Einsatz alternativer Brennstoffe erkennen. Vielmehr sollte davon ausgegangen werden, dass der Einsatz (einiger) alternativer Brennstoffe nachwievor ökonomisch sinnvoll ist. Allerdings ist die Datenlage bei Preisen zu lückenhaft, um sie in die quantitative Betrachtung mit einzubeziehen.

Eine Betrachtung der spezifischen Emissionen pro Energieeinsatz zeigt seit 1998 einen deutlichen Abwärtstrend, der sich seit 2004 leicht abschwächt. Daher würde auch die Abschätzung der Referenzentwicklung auf Basis der spezifischen Emissionen pro Energieeinsatz und eine Hochrechnung auf Basis des Energieeinsatzes zu ähnlichen Problemen führen wie die Berechnung der Referenzentwicklung auf Basis der spezifischen Emissionen pro Tonne Zementklinker (eine Fortschreibung eines stärkeren negativen Trends als in der Realität beobachtet). Da die Datenlage zum Energieeinsatz jedoch schlechter ist als die Datenlage zu Produktionszahlen, wird von diesem Vorgehen abgesehen.

Eine Korrektur für den Auslastungsgrad der Anlagen scheint auf Basis der vorliegenden Daten weder notwendig noch sinnvoll machbar. Dies könnte insbesondere an der ohnehin schlechten Auslastung der deutschen Zementklinkeröfen sowie der Tatsache liegen, dass Zementöfen nicht auf Teillast laufen sondern einzelne Öfen komplett abgeschaltet werden.

4 Referenzentwicklung der Gesamtemissionen der Klinkerproduktion für 2005–2012

Aufgrund der oben dargelegten Ergebnisse erfolgt die Ermittlung der Referenzentwicklung der absoluten energiebedingten CO₂-Emissionen der Klinkerproduktion auf Basis der in Kapitel 3.1 durchgeführten Bestimmung der Referenzentwicklung für die spezifischen energiebedingten CO₂-Emissionen. Wie bereits bei den spezifischen Emissionen werden dabei drei verschiedene Szenarien betrachtet.

Um einen echten Vergleich mit den Daten der DEHSt durchführen zu können, müssen die derart berechneten Emissionen weiter um den Niveaueffekt, der zwischen den Daten der DEHSt und den zur Berechnung verwendeten historischen Daten vorliegt, korrigiert werden. Diese Korrektur wird auf Basis der jährlichen Abweichungen durchgeführt sofern verfügbar. Für die Jahre 2011 und 2012 wurde der Wert von 2010 angesetzt. Die Ergebnisse der Berechnungen finden sich in Abbildung 12 und Tabelle 3.

Wie die Abbildung zeigt, ergibt sich trotz Korrektur des Niveaueffekts nur für den Fall der Referenzentwicklung durch Fortschreibung der gleichbleibenden Effizienz ab 2004 eine Referenzentwicklung, die zumindest teilweise über den historischen Emissionen liegt und somit Einsparungen ausweist. Die übrigen Referenzentwicklungen liegen z.T. sehr deutlich unter den historischen Emissionen. Damit spiegelt sich die bereits in den spezifischen Emissionen gemachte Beobachtung wider, dass sich der starke negative Trend in den Emissionen, der in den Jahren 1995–2004 zu beobachten war, nach der Einführung des Emissionshandels nicht fortgesetzt oder gar verstärkt hat.

Abbildung 12: Referenzentwicklung der absoluten energiebedingten CO₂-Emissionen in der Klinkerproduktion

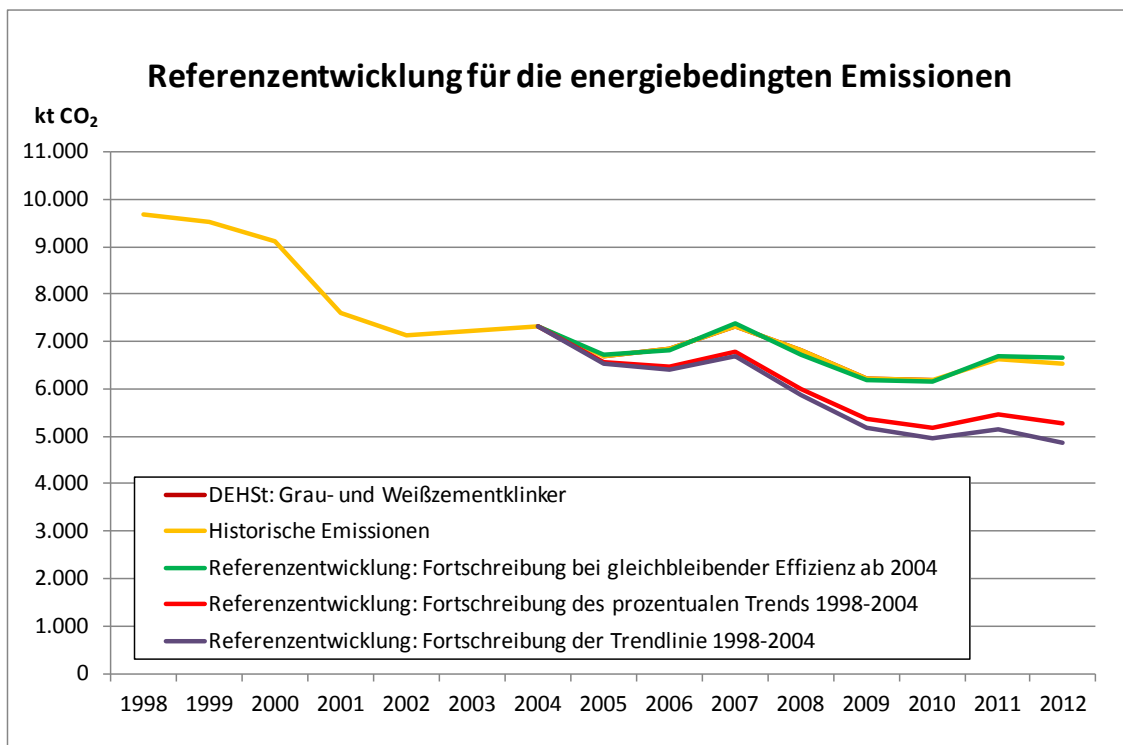


Tabelle 3: Energiebedingte CO₂-Emissionen (kt CO₂) historisch und als Referenzentwicklung ohne Emissionshandel

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
DEHSt: Grau- und Weißzementklinker	6.693	6.832	7.332	6.800	6.230	6.182		
Historische Emissionen	6.151	6.321	6.800	6.502	5.939	5.844	6.204	6.114
Differenz (%)	-8,1	-7,5	-7,3	-4,4	-4,7	-5,5		
Referenzentwicklungen								
Fortschreibung bei gleichbleibender Effizienz ab 2004	6.176	6.314	6.839	6.427	5.886	5.826	6.277	6.228
Fortschreibung bei gleichbleibender Effizienz ab 2004, skaliert	6.720	6.824	7.374	6.721	6.175	6.164	6.640	6.588
Differenz zu DEHSt (%)	-7,7	-7,6	-6,7	-5,5	-5,5	-5,8		
	0,4	-0,1	0,6	-1,1	-0,9	-0,3		
Fortschreibung des prozentualen Trends 1998–2004	6.045	5.996	6.301	5.745	5.106	4.904	5.126	4.935
Fortschreibung des prozentualen Trends 1998–2004, skaliert	6.577	6.480	6.794	6.009	5.356	5.188	5.423	5.221
Differenz zu DEHSt (%)	-9,7	-12,2	-14,1	-15,5	-18,1	-20,7		
	-1,7	-5,2	-7,3	-11,6	-14,0	-16,0		
Fortschreibung der Trendlinie 1998–2004	6.018	5.936	6.195	5.602	4.929	4.679	4.826	4.575
Fortschreibung der Trendlinie 1998–2004, skaliert	6.548	6.416	6.680	5.859	5.171	4.950	5.105	4.840
Differenz zu DEHSt (%)	-10,1	-13,1	-15,5	-17,6	-20,9	-24,3		
	-2,2	-6,1	-8,9	-13,9	-17,0	-19,9		

5 Zusammenfassung und Diskussion

Im vorliegenden Papier wurde ein methodisches Vorgehen zur Berechnung einer Referenzentwicklung der energiebedingten CO₂-Emissionen in der Zementklinkerproduktion vorgestellt. Das Verfahren beruht auf einfachen statistischen Auswertungen vorliegender historischer Daten.

Die ermittelte Referenzentwicklung weist nur dann gegenüber der historischen Entwicklung eine Emissionseinsparung durch das ETS aus, wenn für diese Referenz eine Konstanz der spezifischen Emissionen auf dem Niveau von 2004 angenommen wird. Wird hingegen eine Fortsetzung des Abnahmetrends bis 2004 angenommen, ergibt sich in den Jahren ab 2005 sogar eine Emissionssteigerung gegenüber der Referenz. Damit konnte nicht unmittelbar eine emissionsmindernde Wirkung des Emissionshandels nachgewiesen werden. Allerdings müssen für eine vollständige Einschätzung der Referenzentwicklung folgende Punkte berücksichtigt werden:

In den vorliegenden Analysen konnte gezeigt werden, dass bereits in den Jahren vor der Einführung des EU ETS starke Emissionsreduktionen in den spezifischen CO₂-Emissionen sowie in den CO₂-Emissionen pro Energieeinsatz stattgefunden haben. Ein Treiber dahinter war nach Aussage des VDZ die Selbstverpflichtung der deutschen Zementindustrie. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist zumindest teilweise die rasche Umsetzung auf Mitnahmeeffekte zurückzuführen, und zwar insoweit aufgrund der betriebswirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen – inklusive solcher mit biogenen Anteilen – diese ohnehin eingesetzt worden wären, und der (raschen) Erfüllung der Selbstverpflichtung somit zugutekamen.

Insbesondere Brennstoffwechsel, aber auch Effizienzmaßnahmen können technische und Verfügbarkeits-Grenzen haben. Wie oben beschrieben ist der Ersatz von fossilen durch (ganz oder teilweise) biogene Brennstoffe primär durch die finanziellen Ersparnisse motiviert und durch die technischen Restriktionen und regionalen Verfügbarkeiten begrenzt, während das Preissignal aus dem EU ETS angesichts der eher niedrigen CO₂-Preise sowie der bestehenden Brennstoffpreisverhältnisse eher eine untergeordnete Rolle gespielt haben dürfte. Zudem könnten angesichts des erheblichen Brennstoffwechsels bereits vor dem Beginn des ETS, viele Minderungspotenziale ausgeschöpft gewesen sein und es kann zunächst nicht davon ausgegangen werden, dass sich dieser Trend beliebig lange fortsetzen lässt. Daher spricht vieles für die Hypothese, dass ein Mehreffekt des EU ETS auf den Brennstoffwechsel nicht, oder allenfalls in Einzelfällen, überhaupt zu erwarten gewesen wäre.

Darüber hinaus können auch die Erwartungen über die Einführung des EU ETS zu Effizienzmaßnahmen wie auch zu einer weiteren Verstärkung des Einsatzes alternativer Brennstoffe mit hohem biogenem Anteil geführt haben. Diese Effekte voneinander zu trennen ist aufgrund der z.T. gleichen Anreizstruktur beider Instrumente nicht möglich.

Bezüglich der Produktionseffizienz sind auch wegen der erheblichen Energiekostenanteile in der Zementindustrie bereits in früheren Jahren erhebliche Maßnahmen zur Effizienzverbesserung durchgeführt worden und die weiteren Potenziale werden von der Industrie als sehr gering eingeschätzt (vgl. Wietschel et al. 2010, S. 718¹⁰; Fleiter et al. 2013, S. 429¹¹).

Weiterhin wäre es aber auch falsch, aus dem vorliegenden Bild zu schlussfolgern, dass das EU ETS überhaupt keinen Einfluss hatte. Einerseits könnte bereits die Erwartung über die Einführung des EU ETS die Wirkung der Selbstverpflichtung verstärkt haben. Andererseits hätte sich auch in Abwesen-

¹⁰ Wietschel, Martin et al. (Hrsg.) (2010): Energietechnologien 2050 – Schwerpunkte für Forschung und Entwicklung. Technologienbericht. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI).

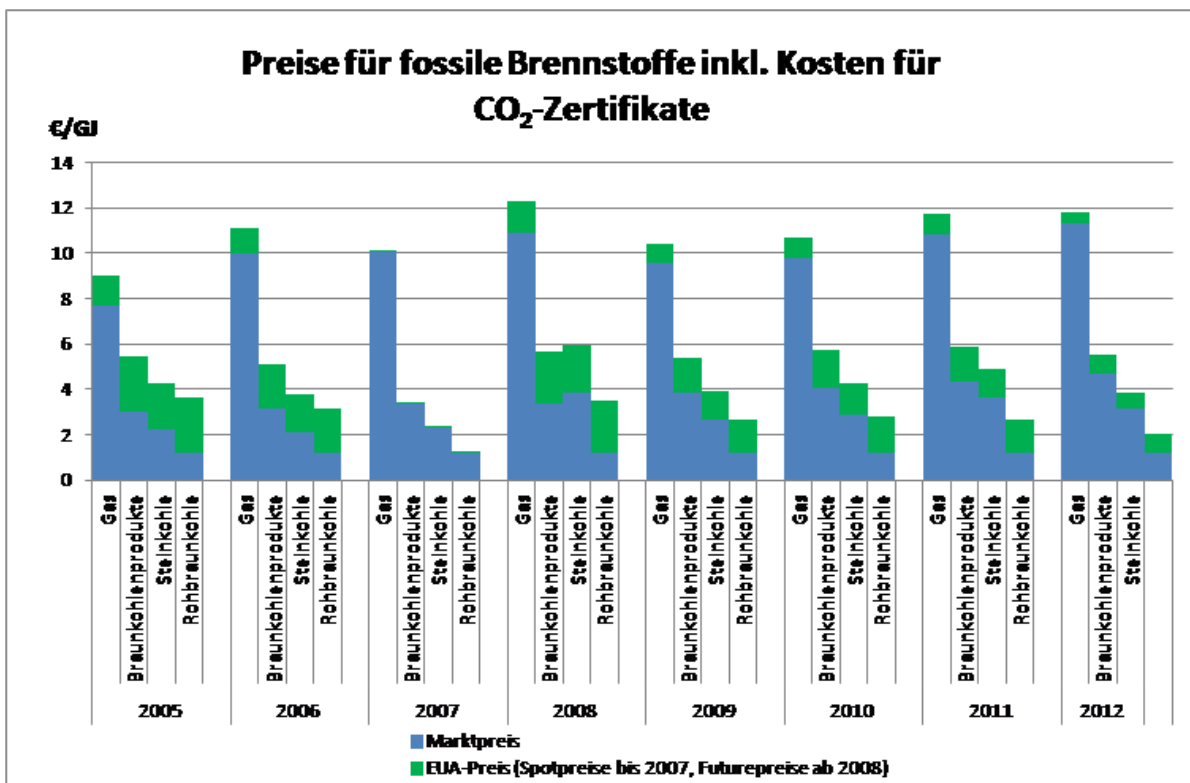
¹¹ Fleiter, Tobias; Schlomann, Barbara; Eichhammer, Wolfgang (Hrsg.) (2013): Energieverbrauch und CO₂-Emissionen industrieller Prozesstechnologien – Einsparpotenziale, Hemmnisse und Instrumente. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI).

heit des EU ETS die Wirkung der Selbstverpflichtung abschwächen können, da sie im Jahr 2012 auslief. Die Einführung des EU ETS könnte in diesem Fall eine stärkere Abschwächung der Emissionsminderungsrate als auf die in den DEHst-Daten ermittelten 2,7% bzw. ggf. einen erneuten Anstieg verhindert haben.

Es ist aber auch anzumerken, dass im betrachteten Zeitraum die CO₂-Preise im EU ETS zwar noch deutlich höher als heute waren, aber dennoch keine ausreichenden Anreize für einen Brennstoffwechsel von Kohle zu Gas ergeben haben (vergleiche Abbildung 13). Aufgrund der schlechten Verfügbarkeit von Preisdaten für alternative Brennstoffe kann hier leider keine analoge Aussage getroffen werden, ggf. gilt sie aber auch hier. Über die Wirkung des CO₂-Preises auf Effizienzverbesserungen kann auf Basis der vorliegenden Untersuchung keine Aussage getroffen werden. Es ist zu vermuten, dass neben den CO₂-Preisen auch die zu beobachtenden Preissteigerungen für Kohle Anreize zur Einführung von Effizienzmaßnahmen setzen. Gleichzeitig wird die Verbreitung von Effizienztechnologien durch nicht-preisliche Hemmnisse verlangsamt.

Zuletzt sei darauf hingewiesen, dass z.B. den Arbeiten von Martin et al. 2012, 2013¹² zufolge die Innovationswirkung des EU ETS insbesondere in solchen Unternehmen begrenzt ist, die ausreichend Zertifikate kostenfrei zugeteilt bekommen. Dieses Ergebnis steht der Annahme entgegen, dass Unternehmen Entscheidungen nach rein ökonomischen Faktoren treffen und daher für die Investitionsentscheidung nicht relevant ist, ob die Kosten für die CO₂-Zertifikate real anfallen oder ob sie als Opportunitätskosten anfallen, weil die Zertifikate kostenfrei zugeteilt werden.

Abbildung 13: Energiepreise inklusive der Kosten für CO₂-Zertifikate



¹² Martin, Ralf, Muuls, Mirabelle und Wagner, Ulrich, 2012: An evidence review of the EU Emissions Trading scheme, focusing on effectiveness of the system in driving industrial abatement. Report for the Department of Energy and Climate Change.

Martin, Ralf, Muuls, Mirabelle und Wagner, Ulrich, 2013: The Impact of the EU ETS on Regulated Firms: What is the Evidence After Eight Years? Draft prepared for a symposium issue of the Review of Environmental Economics and Policy, November 14, 2013.

6 Anhang

6.1 Detail-Informationen zu alternativen Brennstoffen

Im Bereich der alternativen Brennstoffe im Zementsektor gilt, dass ein großer Teil des Handelsvolumens direkt über Over-the-Counter-Geschäfte abgewickelt wird. Da die Märkte oft begrenzt und regional sehr unterschiedlich sein können, sind Marktdaten nur schwer und in sehr begrenztem Umfang erhältlich. Die beste Quelle für Preise für alternative Brennstoffe ist der Europäische Wirtschaftsdienst (EUWID), welcher teilweise Zeitreihen für Abonnementkunden zur Verfügung stellt. Dadurch konnten Zeitreihen für die folgenden fünf alternativen Brennstofffraktionen untersucht werden:

- ▶ Altholz
- ▶ Kunststoffe
- ▶ Zellstoff, Papier, und Pappe
- ▶ Fraktion aus Industrie und Gewerbeabfällen
- ▶ Siedlungsabfälle

Eine qualitative Bewertung wurde außerdem für Altreifen durchgeführt.

Altholz

Beim Altholz gibt es beim EUWID vergleichsweise lange Zeitreihen, die bis Anfang der 2000er Jahre zurück gehen. Bei den Altholzarten wurde hierbei eine breite Unterteilung der verschiedenen Holzrestekategorien vorgenommen. Diese Kategorien variieren in ihrem Kontaminierungsgrad (unbehandelt, behandelt, kontaminiert) und ihrem Größengrad (Hackschnitzel mit einer Länge bis zu 150mm und „vorgebrochen“ bis 300mm).

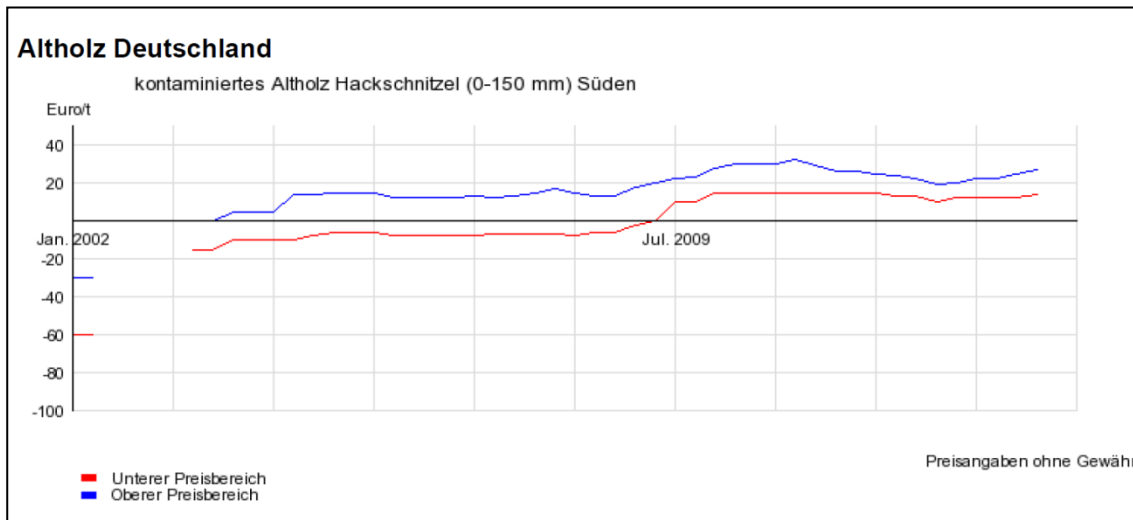
Bei der genaueren Analyse der verschiedenen Kategorien zeigt sich, dass es hier zu deutlichen Preisunterschieden zwischen den Kategorien kommt. Da die Zementindustrie über industrielle Filtersysteme verfügt mit der auch der Rauch aus der Kohleverbrennung gereinigt wird, wurde für diesen Bericht angenommen, dass auch stark kontaminiertes Holz verbrannt werden kann. Aus diesem Grund wurden die Preise hierfür abgefragt und analysiert.

Darüber hinaus werden zwar Drehrohröfen für die Zementindustrie hergestellt in der alternative Brennstoffe mit Einzelteilgrößen von bis zu 300mm eingeführt werden können, da es sich hierbei jedoch um vergleichsweise neue Drehrohröfen handelt ist davon auszugehen, dass diese Größenspezifikation noch nicht als Standard angenommen werden kann. Aus diesem Grund wurde die kleinere Analysebasis (bis zu 150 mm) gewählt.

Bei der Analyse der hierbei beobachteten Preise zeigt sich, dass der Preiskorridor für kontaminiertes Holz mit Größen bis 150 mm bis 2009 um 0€/t lag. Seit dem ist der Preis jedoch auf ca. 20€ pro Tonne gestiegen.

Bei einer Vergleichsrechnung, bei der die Kosten pro Megajoule errechnet wurden, zeigt sich, dass die Preise pro Megajoule im Altholzbereich teils weit unter denen von Braun- und Steinkohle lagen und häufig sogar negativ waren. Die Preise liegen auch nach dem Preisanstieg 2009 immer noch z.T. deutlich unter den Kohlepreisen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass nicht nur kontaminiertes Altholz verbrannt wird und somit ggf. auch andere Arten von Altholz genutzt werden, deren Preis noch deutlicher gestiegen sein kann. Die beobachtete Preissteigerung passt grundsätzlich zur sinkenden Einsatzmenge von Altholz. Ende der 90er Jahre schwankte der Einsatz zwischen 76 und 79 Tonnen pro Jahr und sank dann bis in das Jahr 2012 auf fast ein Zehntel dieses Wertes (8 Tonnen pro Jahr). Darüber hinaus könnte ein weiterer Grund für den sinkenden Altholzeinsatz darin liegen, dass weitere alternative Brennstoffe günstiger zu erwerben waren bzw. noch immer sind.

Abbildung 14: Preise für kontaminierte Altholz-Hackschnitzel (0–150 mm) im Süden Deutschlands (2003–2012)



Quelle: EUWID

Zellstoff, Papier und Pappe

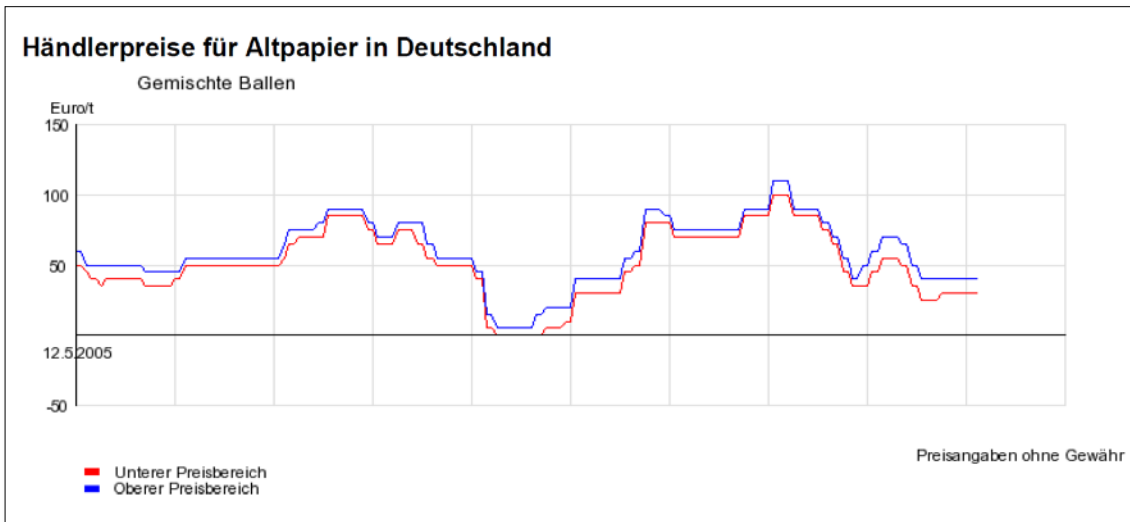
Die Preisreihen welche der EUWID im Bereich Zellstoff, Papier und Pappe bereitstellt, teilen sich in neun Subkategorien auf. Von diesen wurden die Teilfraktionen ausgesucht, die die günstigsten Preise aufweisen. Es wird davon ausgegangen, dass diese Teilfraktionen eher in Zementanlagen verfeuert werden als andere vergleichsweise höherwertigere Teilfraktionen. Zu den analysierten Fraktionen gehören „Gemischte Ballen“ (Abbildung 15) und „Kaufhausaltpapier“.

Die Preise zeigen, dass „Gemischte Ballen“ seit dem Jahr 2005 eine Preisspanne von 0–100€/t aufweisen.

Da der Heizwert der in der Zementindustrie genutzten Erzeugnisse aus Zellstoff, Papier und Pappe teils sehr deutlich von 4 bis 17 GJ/tonne schwankt, ist eine exakte und glaubwürdige Preiserhebung nicht darstellbar. Um trotzdem einen Vergleichspreis zu errechnen, wurden die Heizwerte, welche für den Zeitraum vor dem Emissionshandel angegeben wurden und deutlich über den für die anschließenden Jahren publizierten Heizwerten lagen, exkludiert. Die Durchschnittspreise, die sich hier heraus ergeben, liegen bei ca. 10 €/GJ und liegen somit deutlich über dem Niveau der Stein- und Braunkohle.

Von dieser Aussage ausgehend, auch, wenn sie mit viel Unsicherheit behaftet ist, ist es nicht verwunderlich, dass die verbrannten Quantitäten aus der Fraktion „Zellstoff, Papier und Pappe“ deutlich zurückgehen. Nichts desto trotz wurden in den Jahren 2011 und 2012 63 bzw. 96 Tonnen verbrannt. Der Trend ist generell absteigend. Da immer noch ähnliche Mengen eingesetzt werden, ist davon auszugehen, dass zumindest einige Zement produzierenden Firmen über Over-The-Counter Verträge für minderwertiges und somit günstigeres Material verfügen.

Abbildung 15: Händlerpreise für Gemischte Ballen in Deutschland (2005–2012)

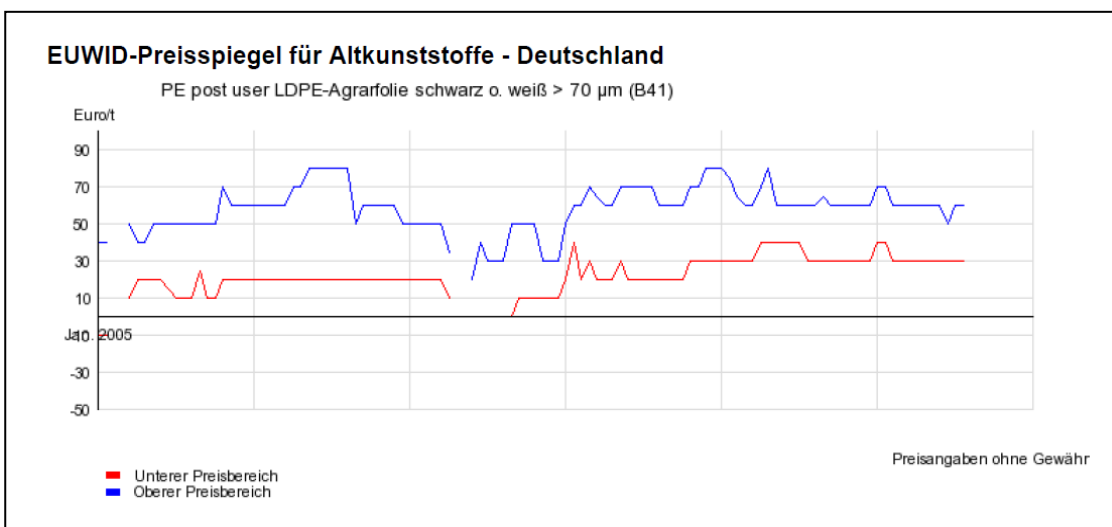


Quelle: EUWID

Standard- und Altkunststoffe

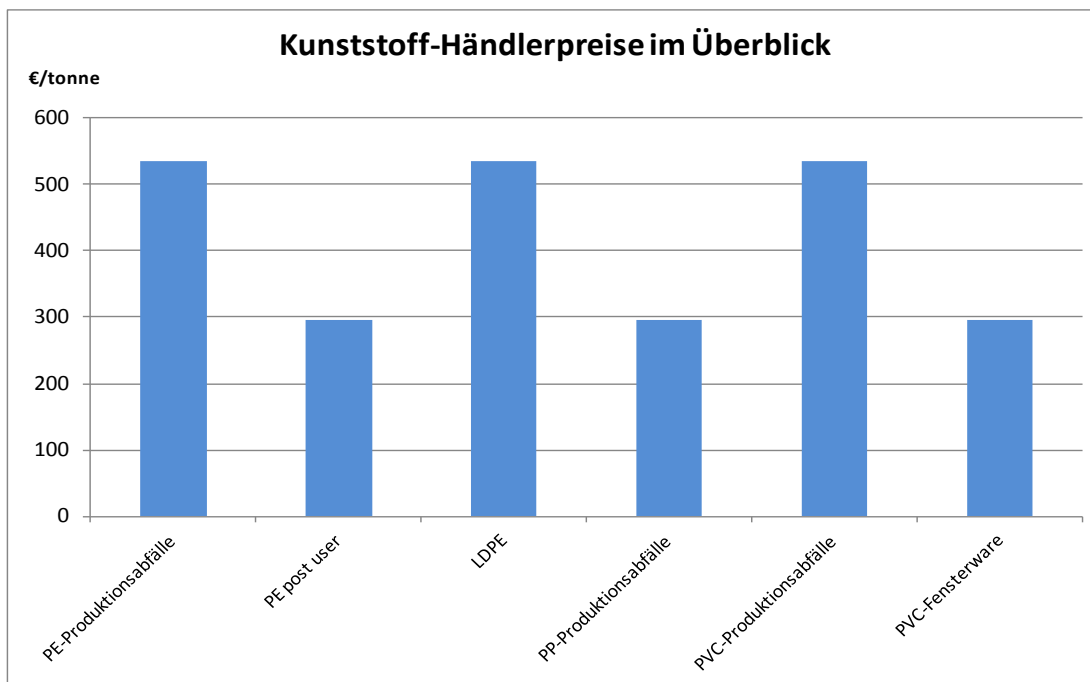
Bei der Analyse der Preise von Standard- und Altkunststoffen zeigt sich, dass die hier von EUWID angegebenen Preise sehr hoch und z.T. deutlich über den ermittelten Preisen für Kohlestaub liegen. So liegt nur der Preis für genutzte Agrarfolie (>70 µm) annäherungsweise im für den Zementsektor ggf. interessanten finanziellen Bereich. Der Großteil der anderen von EUWID analysierten Kunststoffe liegt hingegen zwischen 200€ und 500€ pro Tonne. Da Kunststoffe jedoch nach sonstigen Industrie- und Gewerbeabfällen, die zweitgrößte Fraktion alternativer Brennstoffe in der Zementindustrie ausmacht, ist davon auszugehen, dass die EUWID-Daten nicht die Preise widerspiegeln, die Zementproduzenten für Kunststoffe zahlen. Dies kann auf die sehr großen Qualitätsunterschiede verschiedener Kunststoffe zurückzuführen sein.

Abbildung 16: Händlerpreise LDPE-Agrarfolie in Deutschland (2005–2012)



Quelle: EUWID

Abbildung 17: Händlerpreise für Kunststoffprodukte in Deutschland (2005–2012)



Quelle: EUWID

Tabelle 4: EUWID-Preisspiegel für Altkunststoffe – Deutschland (Aug. 2012)

Preis in €/t		Aug. 2012	Jul. 2012	Mai 2012	Aug. 2011
PE-Produktionsabfälle					
HDPE bunt	M	470–650	470–650	500–700	550–720
HDPE natur	M	650–750	650–750	650–750	650–850
LDPE bunt	M	490–600	490–600	500–630	520–650
LDPE natur	M	650–700	650–700	650–700	650–850
LDPE-Folie bunt (K49)	B	230–280	230–290	230–320	240–350
LDPE-Folie natur (K40)	B	440–520	440–530	440–550	450–550
PE post user					
LDPE-Schrumpfhauben natur (E40)	B	400–480	400–470	440–520	450–530
LDPE-Schrumpfhauben bunt (E49)	B	220–280	200–260	240–300	250–320
PE-Folie transparent natur < 70 µm	B	370–410	350–380	330–360	300–350
PE-Folie transparent farbig < 70 µm	B	70–135	70–120	80–130	70–125
LDPE-Agrarfolie	B				
schwarz o. weiß > 70 µm (b41)	B	30–60	40–60	40–60	30–80
PE-Gewerbemischfolie (90/10)	B	240–290	230–275	210–250	220–240
PE-Gewerbemischfolie (80/20)	B	230–250	220–240	200–220	180–210
HDPE-Hohlkörper bunt (C29)	B	120–220	120–240	240–320	200–330
HDPE-Kastenware farbsortiert	M	620–730	620–730	640–800	650–830

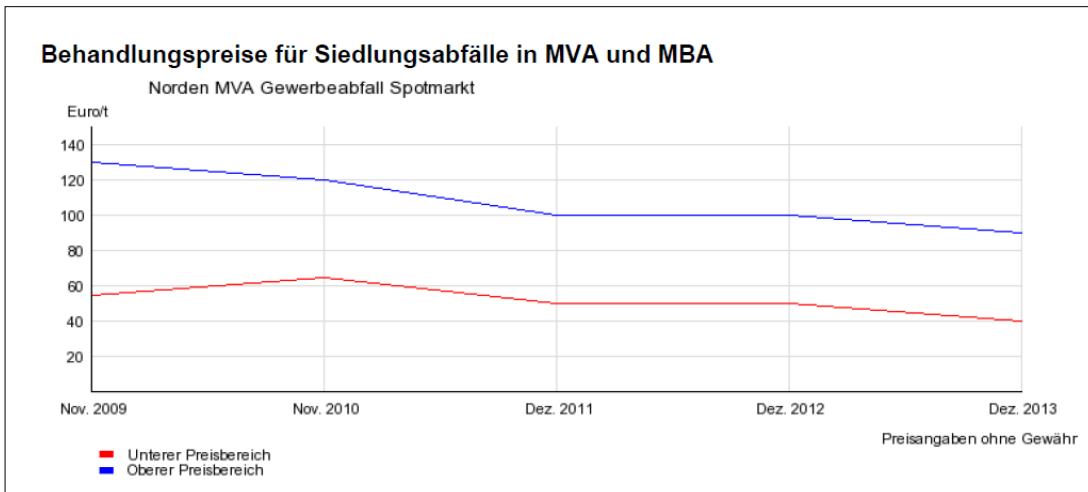
HDPE-Kastenware bunt	M	520–630	520–630	570–700	600–720
PP-Produktionsabfälle					
PP-Folie bunt (K59)	B	130–300	120–280	150–330	200–350
PP-Folie natur (K50)	B	330–450	330–430	350–480	380–530
Hymopolymer bunt	M	430–650	430–650	470–700	480–720
Hymopolymer natur	M	620–770	620–770	650–800	630–820
Copolymer bunt	M	450–650	450–650	500–700	480–720
Copolymer natur	M	620–770	620–770	650–800	630–820
PVC-Produktionsabfälle					
Weich transparent	M	420–500	420–500	430–530	480–580
Weich bunt	M	330–440	330–440	350–470	430–530
Hart transparent	M	480–600	480–600		
Hart bunt	M	430–570	430–570	460–610	480–600
Rohrqualität bunt	M	520–580	520–580	520–580	430–600
PVC-Fensterware	M				
Fensterqualität weiß	M	630–740	630–740	630–750	630–750

Quelle: EUWID

Sonstige Fraktion aus Industrie- und Gewerbeabfällen

Die Fraktion aus Industrie- und Gewerbeabfällen ist die in den letzten Jahren am stärksten gewachsene Fraktion im Bereich der alternativen Brennstoffe. Die von EUWID publizierten Preise für diese Fraktion beziehen sich nur auf Gewerbeabfall und liegen ab 2009 vor. Hierbei gibt es große Preisspannen von bis zu 80 Euro zwischen dem höchsten und niedrigsten Preis (Abbildung 19). Unter der Annahme dass die Firmen der Zementindustrie Zugriff auf die günstigsten von EUWID publizierten Preise (etwa 40 Euro/t) haben, könnte hier ein positives Preissignal für den Einsatz von Gewerbeabfall erwachsen, da bei vergleichbarem Heizwert die Preise für Gewerbeabfälle teils deutlich unter denen von Braun- und Steinkohle liegen. Weiterhin ist davon auszugehen, dass Zementanlagen ggf. noch niedrigere Preise realisieren können, wenn sie minderwertige Abfälle verbrennen oder Abfälle, deren anderweitige Entsorgung sehr teuer ist da sie einen hohen Heizwert haben.

Abbildung 18: Preise für Gewerbeabfall im Norden Deutschlands - Spotmarktpreise (2009–2013)

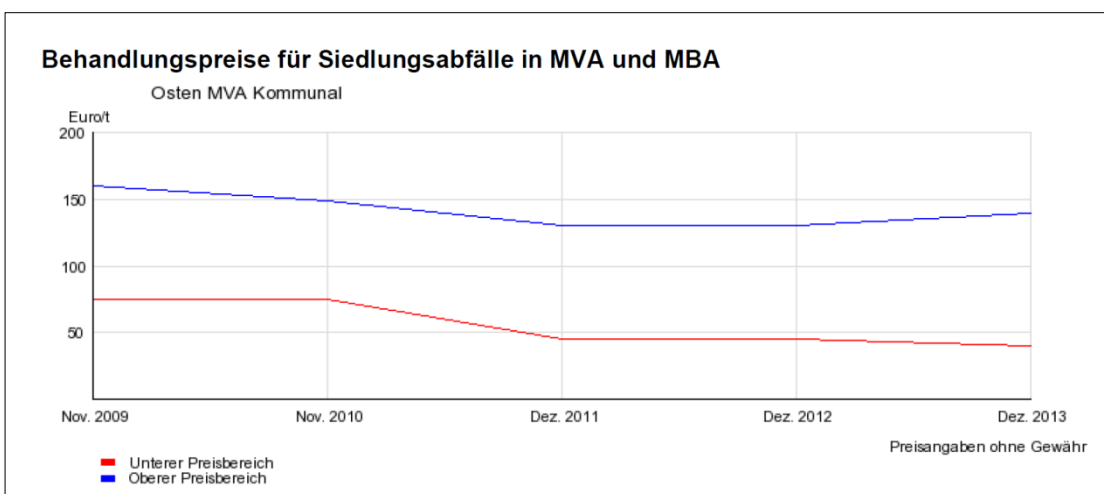


Quelle: EUWID

Fraktion aus Siedlungsabfällen

Die Fraktion aus Siedlungsabfällen ist mittlerweile die viertgrößte Fraktion alternativer Brennstoffe. Die von EUWID hierzu publizierten Preise liegen ebenfalls ab 2009 vor und weisen eine ähnlich hohe Spanne zwischen der unteren und der oberen Preisgrenze auf. Wenn hier die Annahme getroffen wird, dass Firmen der Zementindustrie Zugriff auf die günstigsten von EUWID publizierten Preise (ca. 40 €/t) haben, liegen die angenäherten Preise pro Gigajoule unter denen der Stein- und Braunkohle. Wenn die Zementindustrie darüber hinaus in der Lage ist z.B. auf Grund von großen Abnahmemengen noch günstigere Preise zu verhandeln, könnte die Fraktion der Siedlungsabfälle aus Preissicht in eine klare Konkurrenz mit den fossilen Brennstoffen treten. Darüber hinaus ist festzustellen, dass die Aufwendungen für Siedlungsabfälle wohl etwas über den Preisen für Gewerbeabfälle liegen, wobei Siedlungsabfälle gleichzeitig einen geringeren Heizwert aufweisen. Dies würde erklären, weshalb der Anteil der Industrie- und Gewerbeanteile in den letzten Jahren deutlich stärker gewachsen ist als die Fraktion aus Siedlungsabfällen.

Abbildung 19: Preise für Siedlungsabfälle im Osten Deutschlands (2009–2013)



Quelle: EUWID

Altreifen

Altreifen stellen seit Jahren einen der größeren Anteile am Mix der alternativen Brennstoffe, welche in der Zementindustrie eingesetzt werden. In den letzten Jahren ist ein deutlicher Trend hin zu ansteigenden, aber weiterhin negativen Preisen für Altreifen zu beobachten. Dieser Trend ist mit einer wachsenden Anzahl von Recyclingmöglichkeiten für Altreifen zu erklären, welche erhöhte Abnahmemengen (zu höheren Preisen) aus der verarbeitenden Industrie mit sich bringen. So werden die Altreifen verstärkt zu einem Granulat geschreddert, das nicht mehr nur direkt verbrannt wird, sondern beispielsweise in Dämmstoffen, Trittmatten, Füllstoffen für Kunstrasen und Bahnübergangssystemen neue Anwendungsbereiche gefunden hat.

Tabelle Anhang 1: Biogener Anteil, Emissionsfaktoren und Brennwerte

Faktoren aus UBA-Publikation			Faktoren DEHSt 2.HP				
Fraktion	Biogener Anteil	Emissionsfaktoren in Kg CO ₂ /GJ	Einsatzstoff Name DEHSt (sofern Name abweichend)	Biogener Anteil	Emissionsfaktoren in Kg CO ₂ /GJ	H _u (GJ/t)	Kommentar
Altreifen	27,0 %	97,3		27%	88	28,2	
Altöl	0,0%	78,7		0	vergleichbar		
Fraktion aus Industrie- / Gewerbeabfällen	50,7%	67,2					
Davon:							Ermittlung der Teilfraktionen wäre sehr aufwendig, vor allem ist unklar, was VDZ unter "Sonstiges" versteht.
Zellstoff, Papier und Pappe	91,0%	64,9	Papierfaserfangstoffe	bis 100 %	?		Werte plausibel
Kunststoff	0,0%	83,1					Werte plausibel
Verpackungen	40,0%	56,9					Werte plausibel
Abfälle aus der Textilindustrie	70,0%	63,3					
Sonstige Fraktion aus Industrie- und Gewerbeabfällen	52,3%	68,1					unklar, was VDZ damit meint
Tiermehl und -fette	100,0%	74,9		100%	nicht relevant, da 100% biogen	18	
Aufbereitete Fraktionen	55,0%	59,8		eher unter	zwischen 80 und 90		

Faktoren aus UBA-Publikation			Faktoren DEHSt 2.HP				
Fraktion	Biogener Anteil	Emissionsfaktoren in Kg CO ₂ /GJ	Einsatzstoff Name DEHSt (sofern Name abweichend)	Biogener Anteil	Emissionsfaktoren in Kg CO ₂ /GJ	H _u (GJ/t)	Kommentar
aus Siedlungsabfällen				50%			
Altholz	100,0%	95,1					Werte plausibel
Lösungsmittel	0,0%	71,1					Ermittlung aufwendig, Werte erscheinen grob plausibel
Teppichabfälle	36,6%	80,4					mengenmäßig nicht relevant(?)
Bleicherde	0,0%	82,3					Werte plausibel
Klärschlamm	100,0%	95,1		100%	nicht relevant, da 100% biogen		Werte plausibel
Sonstige wie Ölschlamm und Destillationsrückstände	0,0%	84,0					

AP 2, Teil 2: Wirksamkeit des EU-ETS in der 1. und 2. Handelsperiode im Bereich Elektrostahl – Vergleich aggregierter Emissionsangaben aus dem ETS mit Daten aus öffentlichen Statistiken, Ursachenforschung für Abweichungen und Implikationen für die Herleitung einer Referenzentwicklung „ohne ETS“

Inhalt des Teilberichts AP 2 – Elektrostahl

1	Einleitung	65
2	Datenvergleich DEHSt – ZSE – offizielle Statistiken	65
2.1	Produktion	65
2.2	CO ₂ -Emissionen	67
2.2.1	Direkte CO ₂ -Emissionen gesamt	67
2.2.2	Emissionen aus Erdgas	70
2.2.3	Emissionen aus Kohle und Koks	71
3	Ausblick Referenzentwicklung	72
4	Zusammenfassung und Fazit	74
5	Quellenverzeichnis	76

Abbildungen im AP 2 – Teilbericht Elektrostahl

Abbildung 1:	Elektro- und Oxygenstahlproduktion 1998 - 2012 verschiedener Quellen	66
Abbildung 2:	Anteil Elektroproduktion an Gesamtstahlproduktion, 1998 – 2012.....	67
Abbildung 3:	Vergleich der direkten CO ₂ -Emissionen; Daten aus Zuteilungsanträgen (DEHSt), dem nationalen Inventar (ZSE) und Angaben der Wirtschaftsvereinigung Stahl (WV Stahl).....	68
Abbildung 4:	Anteil der an die DEHSt gemeldeten Emissionen im Vergleich zur Gesamtemission nach Brennstoffen differenziert für das Jahr 2008	69
Abbildung 5:	Vergleich der energiebedingten CO ₂ -Emissionen aus Erdgas.....	70
Abbildung 6:	Vergleich der CO ₂ -Emissionen aus Kohle und Koks der DEHSt mit denen des ZSE	71
Abbildung 7:	Vergleich der CO ₂ -Emissionen der DEHSt aus Kohlen mit denen des ZSE im Jahr 2008	72
Abbildung 8:	Direkte spez. CO ₂ -Emissionen: Mögliche Referenzentwicklungen	74

Tabellen im AP 2 – Teilbericht Elektrostahl

Tabelle 1:	Verwendete einheitliche Stoffwerte für Emissionsfaktoren und Heizwerte für die Brennstoffe Steinkohle und Erdgas (ZuV 2012).....	67
------------	--	----

1 Einleitung

Die Einführung eines Emissionshandelssystems verfolgt das Ziel, die ausgestoßene Menge CO₂-Emissionen zu begrenzen bzw. zu reduzieren. Auch ohne die Existenz eines Emissionshandelssystems unterliegen die Emissionsmengen von Unternehmen jedoch Veränderungen. Wichtige Faktoren dafür sind u.a. marktgetriebene Änderungen der Produktionsmengen sowie Strukturveränderungen im Industriesektor, autonome Effizienzverbesserungen oder preisbedingte Brennstoffwechsel.

Ziel des Arbeitspakets 2 „Bewertung der Wirksamkeit des EU ETS in Deutschland in der 1. und 2. Handelsperiode“ ist es, eine Abschätzung über die Referenzentwicklung der Emissionen, wie sie ohne die Einführung des EU ETS hätten gewesen sein können, aufzustellen. Ein Vergleich dieser Referenzentwicklung mit den tatsächlichen Emissionen erlaubt dann, Abschätzungen zur Wirksamkeit des EU ETS vorzunehmen.

In einem ersten Schritt wurde eine Abschätzung der Referenzentwicklung für die Zementklinkerproduktion in Deutschland für die 1. und 2. Handelsperiode aufgestellt (siehe separates Arbeitspapier).

Darüber hinaus wurde mit dem Auftraggeber vereinbart, dass in einem weiteren Arbeitsabschnitt eine Referenzentwicklung für die Elektrostahlproduktion in Deutschland abgeschätzt werden soll. Während der Analyse hat sich jedoch gezeigt, dass die Datenlage in Bezug auf die durch die Elektrostahlherstellung induzierten Emissionen problematisch ist, insbesondere da Daten aus verschiedenen Quellen nicht konsistent sind oder nicht berichtet werden. Die Herleitung einer Referenzentwicklung mit den vorliegenden Daten kann daher zu keinem zufriedenstellenden Ergebnis führen. Aus diesem Grund präsentiert das vorliegende Dokument zunächst einen Vergleich der anonymisierten, aggregierten Daten der DEHSt für die Elektrostahlproduktion mit Daten aus öffentlichen Statistiken und den Daten des Zentralen Systems Emissionen (ZSE) des Umweltbundesamts und versucht Ursachen für Abweichungen zu analysieren (siehe Abschnitt 2). Für die Analysen wurden von der DEHSt Daten zu Produktionsmengen, Emissionsmengen und Brennstoffeinsatzmengen anonymisiert und chargenscharf aggregiert für die Jahre 2005-2010 zur Verfügung gestellt.

Die sich aus den Ergebnissen ergebenden Implikationen für die Herleitung einer Referenzentwicklung für die Elektrostahlproduktion „ohne ETS“ werden in Abschnitt 3 diskutiert und in Abschnitt 4 ein Fazit gezogen.

2 Datenvergleich DEHSt – ZSE – offizielle Statistiken

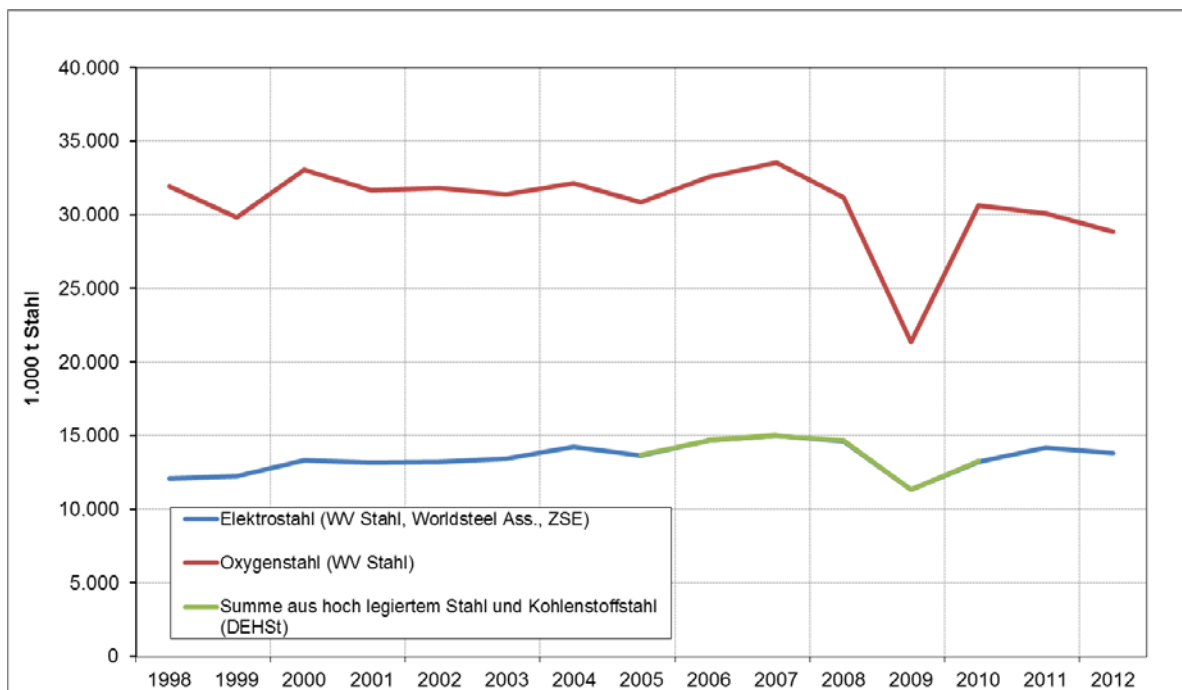
2.1 Produktion

Im Fall von Elektrostahl hat die EU-Kommission zwei verschiedene Produkte mit unterschiedlich hohen Benchmarks festgelegt: Hoch legierter Stahl und Kohlenstoffstahl. Für beide Stahllarten, die im Elektrolichtbogenofen gewonnen werden, wurden von der DEHSt aggregierte Produktionszahlen für die Jahre 2005-2010 zur Verfügung gestellt. Die Summe aus beiden ergibt die Gesamtelektrostahlproduktion, die wiederum mit Produktionszahlen des Wirtschaftsverbandes Stahl und dem Stahlinstituts VDEh (2013), der Worldsteel Association (2013) und dem ZSE (2014) verglichen werden.¹

¹ Die öffentlichen Statistiken und das ZSE machen keine weitere Unterscheidung in unterschiedliche Elektrostahlarten.

Abbildung 1 zeigt, dass die Summe aus hoch legiertem Stahl und Kohlenstoffstahl mit den Produktionszahlen der Statistiken sowie des ZSE so gut wie zu 100% übereinstimmt. Die Oxygenstahlproduktion liegt um das 2,5fache höher als die Elektrostahlproduktion.²

Abbildung 1: Elektro- und Oxygenstahlproduktion 1998 - 2012 verschiedener Quellen

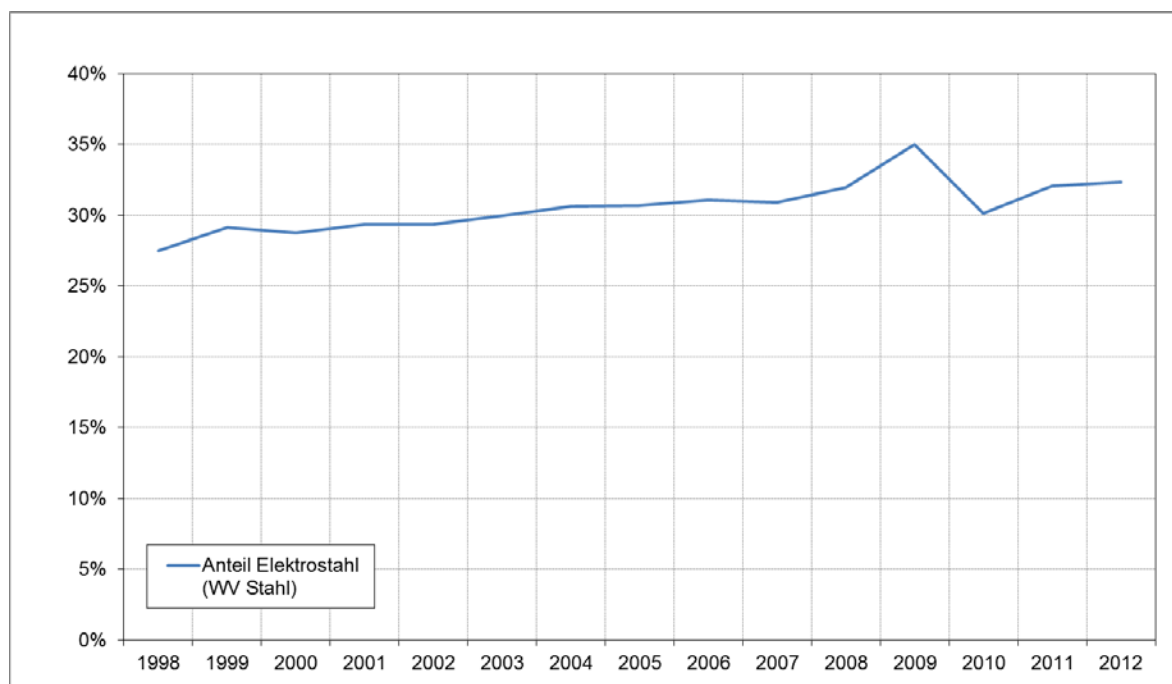


Quelle: Wirtschaftsvereinigung Stahl (2013), World Association (2013), ZSE, DEHSt

Die Stahlproduktion unterliegt im dargestellten Zeitraum (1998-2012) leichten Schwankungen, bis im Jahr 2009 aufgrund der Wirtschaftskrise ein deutlicher Einbruch zu verzeichnen ist. In den Folgejahren erholt sich die Stahlproduktion jedoch wieder schnell, wobei die Elektrostahlproduktion das Niveau der Vorjahre wieder erreicht, im Gegensatz zur Oxygenstahlproduktion. Während des Einbruchs steigt der Anteil der Elektrostahlproduktion an der Gesamtstahlproduktion auf 35% deutlich an und fällt danach wieder auf den Anteil der Vorjahre (siehe Abbildung 2).

² Produktionszahlen der DEHSt zu Oxygenstahl lagen den Auftragnehmern nicht vor, waren auch nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Abbildung 2: Anteil Elektroproduktion an Gesamtstahlproduktion, 1998 – 2012



Quelle: Wirtschaftsvereinigung Stahl (2013), Eigene Berechnung Öko-Institut

2.2 CO₂-Emissionen

2.2.1 Direkte CO₂-Emissionen gesamt

Neben den Produktionszahlen berichtet die Wirtschaftsvereinigung Stahl (WV Stahl) jedes Jahr auch den Einsatz von Brennstoffen und Energie in der Eisen schaffenden Industrie nach Produktionsstufen. Emissionsdaten werden nicht veröffentlicht. Diese werden über die Umrechnung der Brennstoffeinsätze mit Standardheizwerten und Emissionsfaktoren ermittelt (siehe Tabelle 1).³

Tabelle 1: Verwendete einheitliche Stoffwerte für Emissionsfaktoren und Heizwerte für die Brennstoffe Steinkohle und Erdgas (ZuV 2012)

Brennstoff	Emissionsfaktor	Heizwert	
	t CO ₂ /GJ	GJ/t	GJ/1.000 Nm ³
Erdgas (H und L)	0,056		34,5 ⁴
Vollwertkohle Deutschland	28,3	0,093	

Quelle: ZuV 2012

Abbildung 3 zeigt einen Vergleich der direkten CO₂-Emissionen nach Rechnung der DEHSt mit denen des ZSE und der WV Stahl. In 2006 ist ein Höhepunkt der Emissionen aus der Elektrostahlproduktion erreicht, danach sinken diese wieder. Im Krisenjahr 2009 liegen die Emissionen um fast 25% unter dem Wert von 2006, erreichen das vorherige Niveau jedoch im Folgejahr wieder.

³ Die Angaben aus der Statistik der Wirtschaftsvereinigung Stahl zu Erdgas (in Mill m³) und Steinkohle (in t) werden mit dem entsprechenden Heizwert und Emissionsfaktor multipliziert, um die aus dem Brennstoffeinsätzen resultierenden Emissionen zu ermitteln.

⁴ Hier wurde der Mittelwert aus Erdgas L und Erdgas H aus der ZuV 2012 verwendet.

Erstaunlich ist, dass die Summe der Emissionen aus hoch legiertem Elektrostahl und Kohlenstoffstahl der DEHSt doppelt so hoch liegen im Vergleich zum ZSE. Die Emissionen der WV Stahl liegen leicht unter den ZSE-Werten. Eine gewisse Abweichung ist zu erwarten, da in der Statistik lediglich die Brennstoffeinsätze von Kohle und Erdgas berichtet werden, Koks und Kokereigas sind als geheim eingestuft und die Emissionen konnten somit nicht ermittelt werden.

Die Prozessemissionen aus Elektrodenabbrand des ZSE und der DEHSt-Daten liegen hingegen sehr dicht beieinander. Hierzu wurden bei den DEHSt-Daten die berichteten Emissionen aus Elektrodenabbrand addiert. Im ZSE werden diese über den Elektrodenabbrand und die Multiplikation eines Emissionsfaktors ermittelt. Relevante Abweichungen liegen hier nicht vor.

In Abbildung 4 sind die Emissionsanteile der unterschiedlichen an die DEHSt gemeldeten Brennstoffeinsätze an den Gesamtemissionen im Jahr 2008 dargestellt. Den größten Anteil an den Gesamtemissionen hat mit knapp 55% die Steinkohle, gefolgt von Erdgas mit 21%. Die Emissionen aus Elektrodenabbrand liegen bei einem Anteil von ca. 9%. Es gibt einen Großteil an gemeldeten Restemissionen (11%), die den klassischen Brennstofftypen nicht zugeordnet werden können und es stellt sich die Frage, wo im ZSE diese Einsätze berichtet werden. Dies betrifft beispielsweise den Einsatz von Schrott, der für den Großteil der Restemissionen verantwortlich ist.

Um den Unterschieden weiter auf den Grund zu gehen, werden im Folgenden die einzelnen Brennstoffeinsätze näher betrachtet.

Abbildung 3: Vergleich der direkten CO₂-Emissionen; Daten aus Zuteilungsanträgen (DEHSt), dem nationalen Inventar (ZSE) und Angaben der Wirtschaftsvereinigung Stahl (WV Stahl)

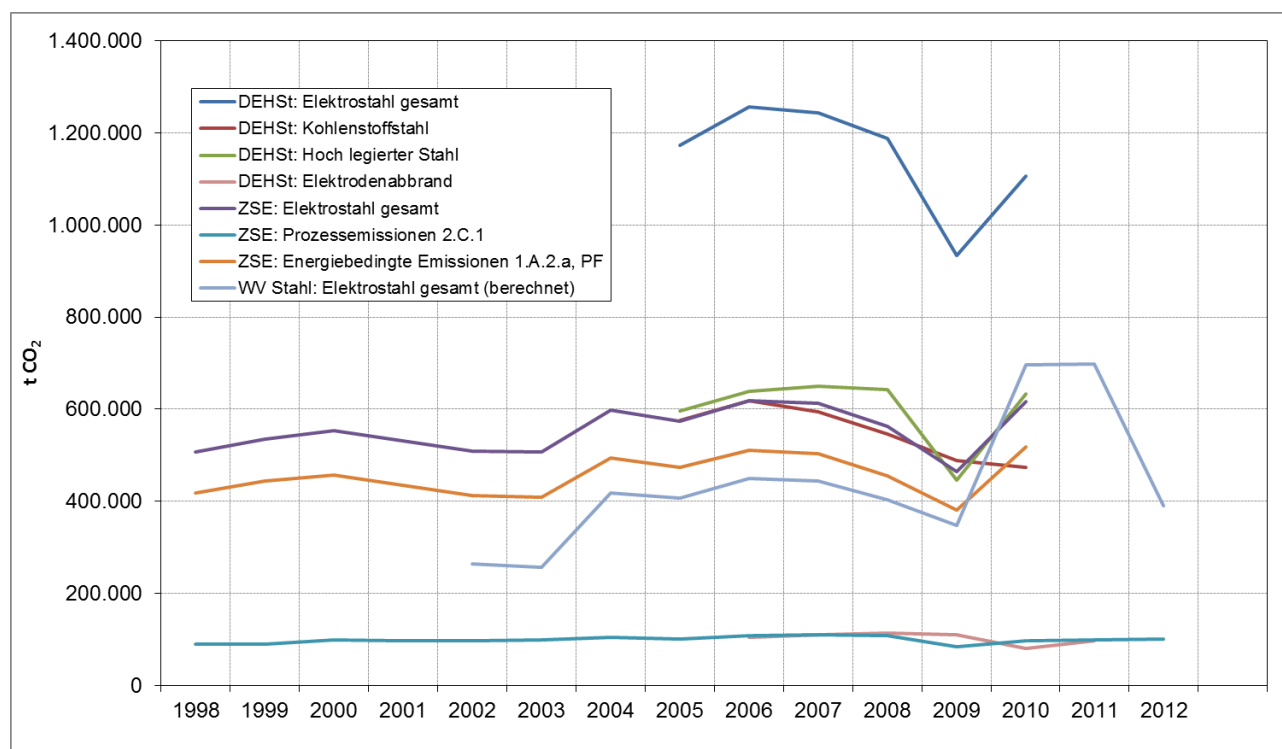
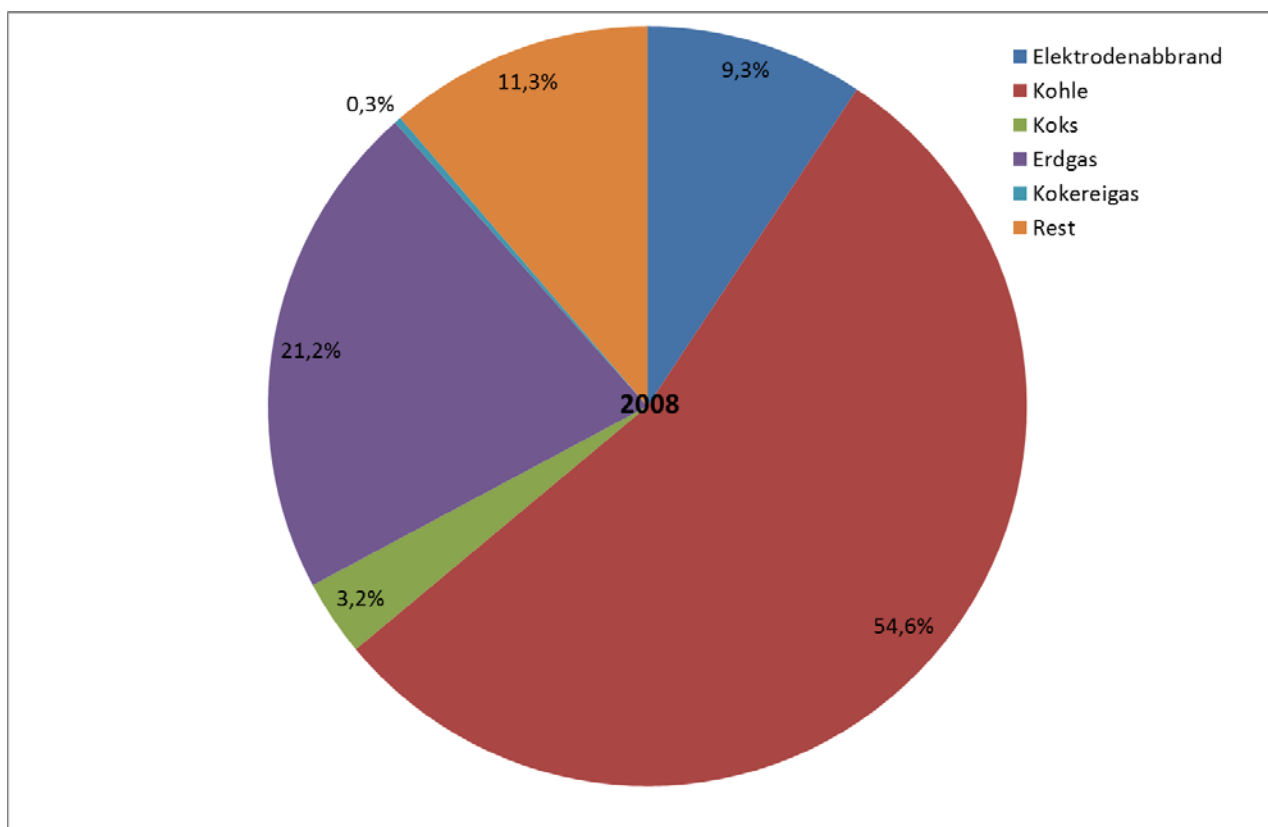


Abbildung 4: Anteil der an die DEHSt gemeldeten Emissionen im Vergleich zur Gesamtemission nach Brennstoffen differenziert für das Jahr 2008



2.2.2 Emissionen aus Erdgas

Die im ZSE berichteten Emissionen aus Erdgas und die berechneten Emissionen der WV Stahl sind so gut wie identisch, wobei vermutet wird, dass ein Fehler bei den berichteten Brennstoffeinsätzen des WV Stahl für die Jahre 2010 und 2011 vorliegt. Die aggregierten Erdgaseinsätze aus den Zuteilungsanträgen der DEHSt liegen hingegen für den gesamten Zeitraum 2005-2010 zwischen 20-30% untern denen des ZSE. Eine Erklärung hierfür konnte bisher nicht gefunden werden.

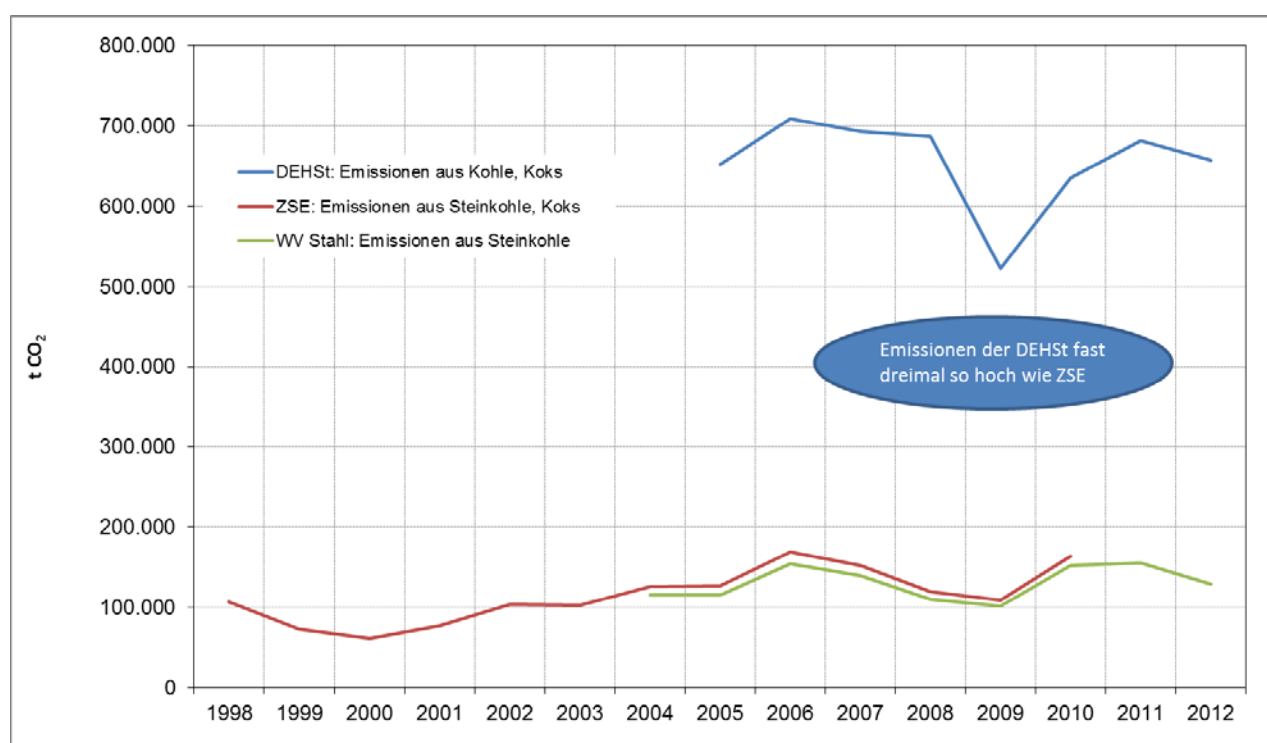
Abbildung 5: Vergleich der energiebedingten CO₂-Emissionen aus Erdgas



2.2.3 Emissionen aus Kohle und Koks

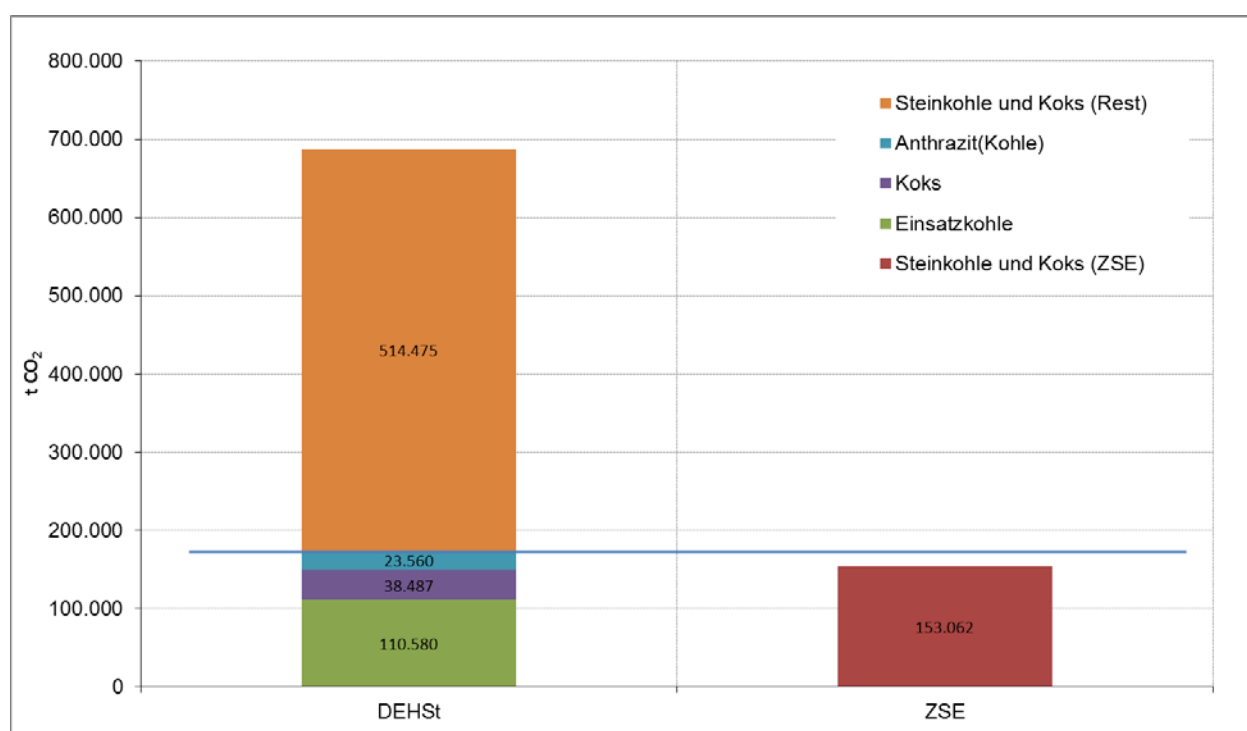
Ein Vergleich der aufsummierten CO₂-Emissionen aus Kohle und Koks ergibt, dass die Emissionen der DEHSt fast dreimal so hoch liegen im Vergleich zu denen aus dem ZSE und der WV Stahl (Abbildung 6). Hierzu wurden alle Emissionen aus den Zuteilungsanträgen aggregiert, bei denen im Chargennamen die Wortteile Kohle oder Koks vorkamen.⁵ Die viel höheren direkten Gesamtemissionen der DEHSt sind somit auf den Einsatz von Kohle in der Elektrostahlproduktion zurückzuführen. Es stellt sich auch hier die Frage, welche Kohleeinsätze in der dem ZSE zugrunde liegenden Statistik berichtet werden. Dazu wurden die bei der DEHSt aufgeführten Kohlechargen, die mit hoher Sicherheit im ZSE bilanziert werden, so weit aufaddiert, bis sie die Menge im ZSE erreichen. Als repräsentatives Jahr wurde 2008 gewählt (siehe Abbildung 7).

Abbildung 6: Vergleich der CO₂-Emissionen aus Kohle und Koks der DEHSt mit denen des ZSE



Es stellt sich auch hier die Frage, welche Kohleeinsätze in der dem ZSE zugrunde liegenden Statistik berichtet werden. Dazu wurden beispielhaft bei der DEHSt aufgeführte Kohlechargen der Kategorien Einsatzkohle, Koks und Anthrazitkohle so weit aufaddiert, bis sie die Menge der im ZSE berichteten Emissionen erreichen. Als repräsentatives Jahr wurde 2008 gewählt. (siehe Abbildung 7).

⁵ Beispiele für Chargennamen, die aggregiert wurden: Einsatzkohle, Schäumkohle, Blaskohle, Einblaskohle Schrottkorbkohle, Stückkohle, Kalzinierte Kohle, Koksstaub, Aufheizkoks, Zusatzstoff 1b-Kohle Pfanne überwiegend Braunkohlenfeinkoks, Petrolkoks etc.

Abbildung 7: Vergleich der CO₂-Emissionen der DEHSt aus Kohlen mit denen des ZSE im Jahr 2008

Die Chargen Schäumkohle, Blaskohle und Schrottkorbkohle verursachen ebenfalls Emissionen jeweils über 20.000 t CO₂ und es wird offensichtlich, dass einige der Kohlechargen der DEHSt nicht im ZSE enthalten sind oder dort an anderer Stelle verbucht werden.

Im Ergebnis ist festzustellen, dass die der DEHSt vorliegenden Kohleeinsätze für die Elektrostahlproduktion vollständig umfassend sind und höchstwahrscheinlich ein Großteil in den Statistiken bzw. im ZSE fehlt oder in anderen Prozessen verbucht wird. Dieser Sachverhalte könnte mit den entsprechend Zuständigen im WV Stahl sowie mit denen des ZSE besprochen und nach Lösungen zur Lückenschließung gesucht werden.

3 Ausblick Referenzentwicklung

Um trotz der beschriebenen diffizilen Datenlage das ursprüngliche Ziel des Arbeitspakets nicht zu verlieren und einen Einblick in die mögliche Ermittlung einer Referenzentwicklung zu gewinnen, werden im Folgenden einige Varianten auf Basis der Daten des ZSE und der WV Stahl erörtert und in Abbildung 8 illustriert.

Die spezifischen direkten Emissionen für die gesamte Elektrostahlerzeugung in Deutschland (Reihe ZSE/WV Stahl) schwanken im Zeitverlauf 1998 bis 2010 um den Wert von 0,04 t CO₂/t Rohstahl. Vor der Einführung des Emissionshandels, zwischen 1999 bis 2003, sanken die spezifischen Emissionen deutlich ab. Dieser kurzfristige Trend wurde jedoch bereits im Jahr 2004 vor der Einführung des Emissionshandels durchbrochen. In der ersten Emissionshandelsphase (2005-2007) sind keine deutlichen Veränderungen in den spezifischen Emissionen zu erkennen. Die leichte Verringerung im Jahr 2008 wird durch einen Anstieg in den Jahren 2009 und 2010 wieder überholt. Insgesamt lässt sich demnach eine eindeutige Entwicklung weder vor der Einführung des Emissionshandels noch während der 1. oder 2. Handelsperiode erkennen. Vielmehr ist anzunehmen, dass die beobachteten Schwankungen im normalen Schwankungsbereich von Emissi-

onsintensitäten liegen und der Anstieg in den Jahren 2009 und 2010 auf den Rückgang der Produktion in Folge der Wirtschaftskrise zurückzuführen ist.

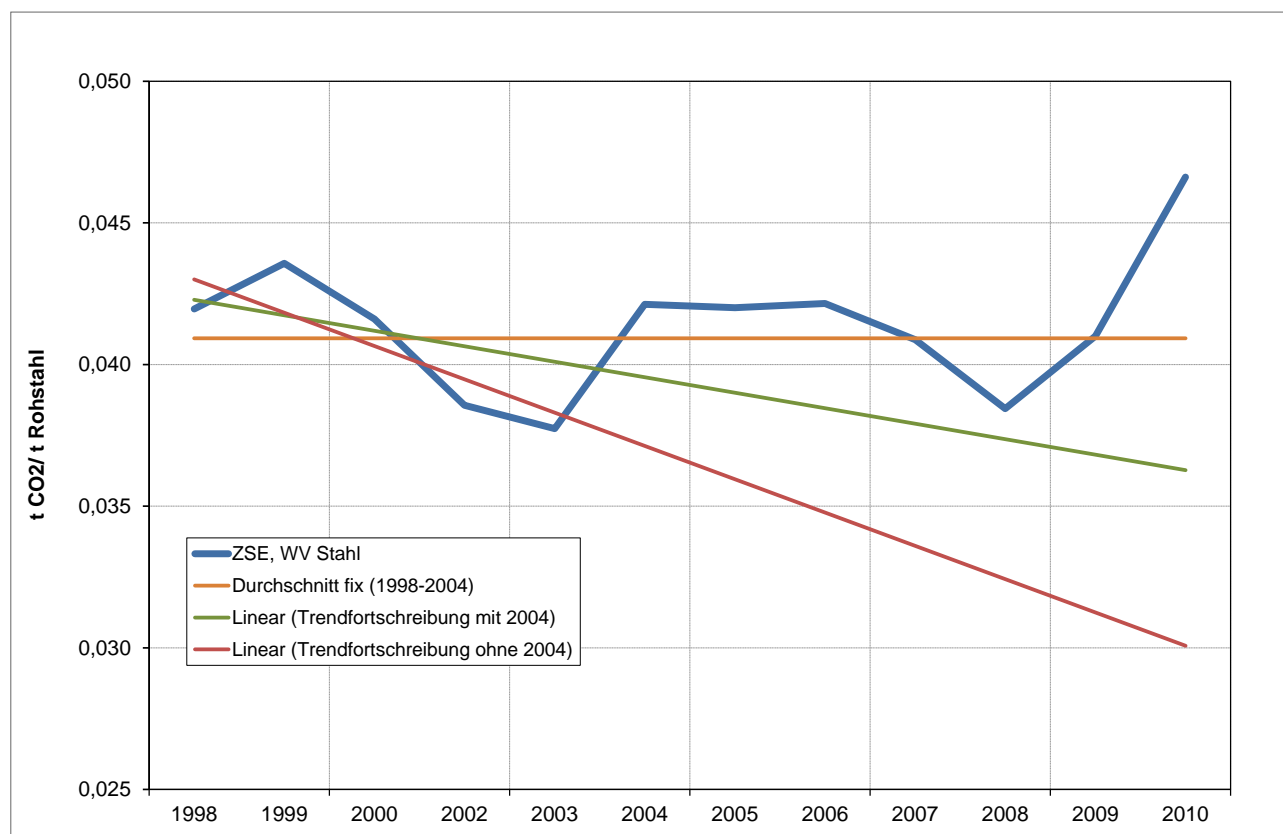
Zur Illustration sind verschiedenen Fortschreibungen in Abbildung 8 hinterlegt, die zeigen, wie eine kontrafaktische Referenzentwicklung ermittelt werden könnte.

- ▶ Lineare Trendfortschreibung auf Basis der Werte vor Einführung des Emissionshandels 1998 bis 2004 (Lineare Trendfortschreibung mit 2004): Zu sehen ist, dass eine solche Fortschreibung einen weiteren deutlichen Rückgang der spezifischen Emissionen impliziert hätte.
- ▶ Lineare Trendfortschreibung auf Basis der Werte vor Einführung des Emissionshandels, jedoch ohne das Jahr 2004, in dem bereits ein Ankündigungseffekt des Emissionshandels vermutet werden könnte (Lineare Trendfortschreibung ohne 2004): Hier zeigt sich, dass die spezifischen Emissionen noch deutlicher zurückgehen würden.
- ▶ Stagnation auf dem Durchschnittswert der spezifischen Emissionen 1998-2004 (Durchschnitt fix (1998-2004)): Dieser Referenzentwicklung liegt die Idee zugrunde, dass die spezifischen Emissionen in den Jahren 1998-2004 natürliche Schwankungen zeigen, die sich längerfristig um den Mittelwert bewegen.

Allen drei illustrierten kontrafaktischen Referenzentwicklungen ist gemein, dass sich keine deutliche möglicherweise durch den EU ETS induzierte Reduktion der spezifischen Emissionen erkennen lässt. Die realen spezifischen Emissionen in den Jahren seit der Einführung (2005-2010) liegen weiterhin im Bereich der auch vorher beobachteten Schwankungen und lassen für 2010 einen deutlichen Anstieg erkennen.

Die Daten der DEHSt sind in Abbildung 8 nicht aufgeführt, da sie aus den oben beschriebenen Gründen um ein Vielfaches über den Werten der ZSE und WV Stahl-Statistiken liegen und sich daher nicht historisch einbetten lassen.

Zusammengefasst lässt sich festhalten, dass sich aus der alleinigen Betrachtung der Zeitreihe 1998-2004 - d.h. ohne tiefere Betrachtung möglicher Einflussfaktoren der Emissionsintensität, wie z.B. Inputpreise oder vor dem Beginn des ETS bereits ausgeschöpfte Emissionsminderungspotenziale im Rahmen bestimmter Verfahren - kein Trend oder Effekt des Emissionshandels gegenüber einer möglichen Referenzentwicklung ohne Emissionshandel erkennen lässt. Andere Faktoren (Wirtschaftskrise, Energiepreise, Schrottpreise) mögen eine wichtige Rolle für den Verlauf der Emissionsintensität der Elektrostahlerzeugung gespielt haben. Aufgrund der unklaren Datenzusammenhänge ist eine Zerlegung in weitere beeinflussende Komponenten jedoch nicht möglich.

Abbildung 8: Direkte spez. CO₂-Emissionen: Mögliche Referenzentwicklungen

4 Zusammenfassung und Fazit

Das ursprüngliche Ziel dieses Arbeitspapiers war, eine Abschätzung über die kontrafaktische Referenzentwicklung der Emissionen aufzustellen und diese Referenzentwicklung mit den tatsächlichen Emissionen zu vergleichen, um dann eine Abschätzung zur Wirksamkeit des EU ETS vorzunehmen. Aufgrund der diffizilen Datenlage im Bereich Elektrostahlerzeugung wurde der Schwerpunkt dieses Arbeitspapiers jedoch auf die Darstellung und den Vergleich der jeweiligen Daten gelegt. In diesem Sinne bietet das vorliegende Dokument einen detaillierten Vergleich der im Rahmen des ETS vorliegenden anonymisierten, aggregierten Daten der DEHSt mit Daten aus öffentlichen Statistiken und den Daten des Zentralen Systems Emissionen (ZSE) des Umweltbundesamts. Dieser Vergleich umfasst Emissions- und Brennstoffeinsatzmengen je Brennstoff, sowie spezifische Kennzahlen dieser Größen (in Bezug auf die Produktionsmenge), und analysiert mögliche Ursachen für Abweichungen zwischen den berichteten oder erfassten Daten.

Der detaillierte Vergleich zeigt, dass die Informationen zur Produktion und zum Stromverbrauch (d.h. indirekte Emissionen) aus den verschiedenen Datenquellen sehr gut übereinstimmen, die direkten Emissionen jedoch eine starke Divergenz aufweisen. Die von der DEHSt erhobenen Emissionsdaten liegen in etwa doppelt so hoch wie die in den Statistiken veröffentlichten Daten. Um diese genauer zu beleuchten wird ein gezielter Blick auf die nach Brennstoffen differenzierten Emissionen geworfen. Hier zeigt sich, dass auch die Emissionen aus Erdgas aus den verschiedenen Datenquellen in der Größenordnung weitgehend vergleichbar sind – mit einer leichten und unerklärten Abweichung nach unten bei den DEHSt-Daten (vgl. Abbildung 5). Auch die prozessbedingten Emissionen (Elektrodenabbrand) weisen keine wesentlichen Abweichungen zwischen den Datenquellen auf (Abbildung 3). Die Differenz ist demnach fast ausschließlich auf die erfassten Emissionen von Kohle und Koks zurückzuführen, die in den DEHSt-Daten um das Dreifache höher sind als in den öffentlichen Statistiken. Ein tieferer Blick in die berichteten Emissionen von

Kohle und Koks zeigt, dass nur die Summe bestimmter Kohle- und Koksemissionen (d.h. Einsatzkohle, Koks und Anthrazitkohle, den im ZSE und der WV Stahl veröffentlichten Emissionen entspricht. Alle weiteren kohlebezogenen Chargen (z.B. Schäumkohle, Blaskohle etc.) verursachen darüber hinaus weitere Emissionen in der Stahlproduktion. Welche Chargen genau in den öffentlichen Statistiken erfasst werden bleibt jedoch unklar und könnte nur in weiteren Detailrecherchen, die über den Rahmen dieses Arbeitspakets hinausgehen, eruiert werden.

Um eine kontrafaktische Referenzentwicklung herzuleiten und in Folge einen Vergleich zwischen den tatsächlichen Emissionen in der EU-ETS-Phase mit dem Kontrafaktum anzustreben, ist eine Kohärenz zwischen den Energieeinsätzen und Emissionen aus den verschiedenen Datenerhebungen unerlässlich. Ein kurzer Einblick in die mögliche Herleitung der Referenzentwicklung wurde auf Basis der Daten aus der Statistik (ZSE/WV Stahl) dennoch vorgenommen (vgl. Abschnitt 3), als lineare Trendfortschreibung (mit und ohne Einbeziehung des Jahres 2004, in dem sich ein Ankündigungseffekt des EU-ETS vermuten lässt) und als Fortschreibung der durchschnittlichen Emissionsintensität aus den Jahren vor Einführung des EU-ETS. Für keine dieser möglichen Referenzentwicklung lässt sich jedoch ein Trend oder Effekt des Emissionshandels gegenüber einer möglichen Referenzentwicklung ohne Emissionshandel erkennen. Andere Faktoren (Wirtschaftskrise, Energiepreise, Schrottpreise, Minderungspotenziale im Zeitablauf) mögen eine wichtige Rolle für den Verlauf der Emissionsintensität der Elektrostahlerzeugung gespielt haben. Eine spezifische Untersuchung der möglichen Gründe und Beiträge dieser und weiterer Einflussfaktoren wäre hier hilfreich, lässt sich jedoch aufgrund der unklaren Datenlage und dem Fehlen einer konsistenten Zeitreihe nach jetzigem Wissensstand nicht durchführen.

5 Quellenverzeichnis

EC (2011): COMMISSION DECISION 2011/278/EU of 27 April 2011 determining transitional Union-wide rules for harmonised free allocation of emission allowances pursuant to Article 10a of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011D0278&from=EN>)

Ecofys/Fraunhofer ISI/Öko-Institut (2009): Methodology for the free allocation of emission allowances in the EU ETS post 2012 - Sector report for the iron and steel industry

(http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/allocation/docs/bm_study-iron_and_steel_en.pdf)

Knop, Klaus 2000. Wirtschaftlicher Vergleich der Rohstahlerzeugung auf Basis von Feinerzreduktion und Schachtofenreduktion. Stahl und Eisen 12(11): 57-66

Wirtschaftsvereinigung Stahl – Statistisches Jahrbuch der Stahlindustrie 2013/2014, Verlag Stahleisen GmbH, Düsseldorf, September 2013.

Worldsteel Association (2013): Annual steel production 1980 – 2012

ZuV 2012: Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 (Zuteilungsverordnung 2012 - ZuV 2012)

AP 3: Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten (EU-ETS) in der zweiten Handelsperiode. Methodenbericht und Fallstudien

Inhalt des Teilberichts AP 3

1	Einleitung.....	84
2	Begriffliche Grundlagen und Definitionen: Kosteneffizienz und Kostengrößen.....	88
2.1	Kosten auf Seiten der Regulierten.....	88
2.2	Kosten auf Seiten der Regulierer.....	89
2.3	Gesamtwirtschaftliche Kosten.....	89
2.4	Kostenperspektive.....	90
2.5	Überblick.....	90
3	Literaturüberblick: Ansätze zur Analyse der Kosteneffizienz.....	92
3.1	Bottom-up-Quantifizierung von Vermeidungskosten.....	92
3.2	Quantifizierung von Transaktionskosten.....	99
3.2.1	Transaktionskosten der Regulierten.....	99
3.2.2	Transaktionskosten der Regulierer.....	101
3.2.3	Einordnung.....	103
3.3	Partialökonomische und gesamtwirtschaftliche Modellierungsansätze.....	103
3.4	Zusammenfassung und Bewertung.....	106
4	Methodik für die Ex-post-Analyse der Kosteneffizienz: Zweite Handelsperiode.....	108
4.1	Ebenen der Effizienzbestimmung.....	108
4.2	Definition Szenario alternatives Politikinstrument (Ordnungsrecht).....	114
4.2.1	Ausgestaltungsmöglichkeiten und ihre Optionen.....	114
4.2.2	Vorschläge zur Ausgestaltung des ordnungsrechtlichen Referenzszenarios (alternatives Politikscenario).....	117
4.3	Methodisches Vorgehen zur Bestimmung der Kosteneffizienz des Emissionshandels in der 2. Handelsperiode.....	120
4.3.1	Tier 1: Analyse auf Basis historischer Informationen über Mengen und Preise.....	121
4.3.2	Tier 2: Analyse auf Basis von Grenz-Vermeidungskostenkurven.....	128
4.3.3	Tier 3: Modellgestützte Analyse.....	137
5	Anwendung der Methodik aus Ex-post-Analyse zur Ex-ante-Schätzung zukünftiger Kostenersparnisse.....	139
6	Methodische Vorschläge für Ex-post-Analysen der dritten Handelsperiode.....	140
7	Zusammenfassung und Fazit.....	142
8	Quellenverzeichnis.....	147

9	Annex I: Fallstudie Tier 1-Ansatz.....	149
9.1	Hintergrund	149
9.2	Methodik und verwendete Daten	149
9.3	Ergebnisse.....	152
9.3.1	Basisanalyse.....	152
9.3.2	Sensitivität über die Definition des Ordnungsrechtszenarios	155
9.3.3	Betrachtung eines einzelnen Jahres anstelle eines Periodendurchschnitts.....	156
9.3.4	Regionale Differenzierung	159
9.3.5	Schätzung der Counterfactual-Emissionen	161
9.4	Zusammenfassende Diskussion	164
10	Annex II: Fallstudie Tier-2-Ansatz	167
10.1	Hintergrund	167
10.2	Verwendete Datenbasis	167
10.3	Ergebnisse für den Tier 2a-Ansatz.....	170
10.3.1	Vermeidungskosten im Emissionshandelsfall	170
10.3.2	Bestimmung der Vermeidungskosten unter dem alternativen Ordnungsrecht.....	175
10.4	Zusammenfassende Diskussion	185
10.5	Anhang zu Annex II	187
11	Annex III: Fallstudie Tier 3-Ansatz – Stromsektor	193
11.1	Hintergrund	193
11.2	Vorgehen	193
11.3	Ergebnisse.....	194
11.3.1	Emissionsminderung	194
11.3.2	Kosten des Emissionshandels gegenüber dem Counterfactual-Szenario	194
11.3.3	Definition der Referenzpolitik (hypothetisches Ordnungsrecht).....	196
11.3.4	Kosten des hypothetischen Ordnungsrechts gegenüber dem Counterfactual-Szenario	196
11.4	Vergleich hypothetisches Ordnungsrecht in Form einer Emissionsobergrenze mit dem Emissionshandel	197
11.5	Zusammenfassende Diskussion	198

Abbildungen im AP 3

Abbildung 1:	Kosteneffiziente Emissionsaufteilung: Flexibilitätsvorteil des ETS durch Handel	84
Abbildung 2:	Flexibilitätsvorteil des ETS durch intertemporalen Handel	85
Abbildung 3:	Kosten vs. Transfers	86
Abbildung 4:	Kostenersparnis durch zeitliche und räumliche Flexibilisierung der Emissionsminderung anhand stilisierter Kostenkurven	93
Abbildung 5:	Vermeidungskostenkurve der CO ₂ -Minderungsmaßnahmen der Stromwirtschaft und Industrie in Deutschland im Jahr 2010	96
Abbildung 6:	CO ₂ -Vermeidungskostenkurve für die Stromerzeugung in Deutschland im Jahr 2010.....	97
Abbildung 7:	Durchschnittliche Transaktionskosten in Abhängigkeit der Emissionen.....	101
Abbildung 8:	Zeitstrahl der Kostenarten für Regulierer des EU-ETS	102
Abbildung 9:	Ausgabenstruktur der DEHSt 2004–2007.....	103
Abbildung 10:	Effizienzbestimmung auf Basis von länderspezifischen Vermeidungskostenkurven	109
Abbildung 11:	Effizienzbestimmung auf Basis von sektoralen Vermeidungskostenkurven	110
Abbildung 12:	Effizienzbestimmung auf Basis produktspezifischer Vermeidungskostenkurven	111
Abbildung 13:	Effizienzbestimmung auf Basis von Anlagentyp-spezifischen Vermeidungskostenkurven unter Verwendung von Benchmarkingkurven	112
Abbildung 14:	Effizienzbestimmung auf Basis von Anlagen-spezifischen Vermeidungskostenkurven	113
Abbildung 15:	Die Ebene der Effizienzbestimmung, die Ausgestaltungsoptionen für ein Referenzszenario und der damit verbundene Informationsbedarf	117
Abbildung 16:	Vorschläge für die Definition eines ordnungsrechtlichen Referenzszenarios sowie ihre Vor- und Nachteile.....	120
Abbildung 17:	Bestimmung von Grenz-Vermeidungskostenkurven auf Basis historischer Werte.....	121
Abbildung 18:	Effizienzvorteil durch Emissionshandel im Fall zweier Ländergruppen (vgl. Fallstudie zum Tier 1-Ansatz)	122
Abbildung 19:	Effizienzebenen des Tier 1-Ansatzes	124
Abbildung 20:	Effizienzebenen des Tier 2a-Ansatzes	131
Abbildung 21:	Ellerman et al.-Ansatz.....	132
Abbildung 22:	Ableitung von differenzierten Grenz-Vermeidungskostenkurven mit Hilfe von Benchmarkingkurven	133

Abbildung 23:	Effizienzebenen des Tier-2b-Ansatzes.....	134
Abbildung 24:	Effizienzebenen des Tier-2c-Ansatzes	136
Abbildung 25:	Effizienzgewinne bei Emissionshandel und untersuchte Einflussgrößen.....	150
Abbildung 26:	Effizienzebenen beim Tier 1-Ansatz	151
Abbildung 27:	Vermeidungskostenkurven und Effizienzgewinne in der Basisanalyse	154
Abbildung 28:	Auswirkungen veränderter Counterfactual- Emissionsschätzungen	163
Abbildung 29:	Durchschnittliche jährliche Vermeidungskostenkurven für den Feuerungssektor und Industriesektoren im EU ETS in der 2.HP.....	171
Abbildung 30:	Durchschnittliche jährliche Vermeidungskostenkurven für den Feuerungssektor und Industriesektoren im EU ETS in der 2.HP (Variante 2).....	174
Abbildung 31:	Vermeidungskostenkurven und Effizienzgewinne	176
Abbildung 32:	Minderungsvorgabe als Differenz zwischen Counterfactual- Emissionen nach POLES und Zuteilung Durchschnitt 2008–2012.....	177
Abbildung 33:	Effizienzvorteil durch Handel zwischen den Sektoren (Variante 1).....	179
Abbildung 34:	Effizienzvorteil durch Handel zwischen den Sektoren (Variante 2).....	180
Abbildung 35:	Vermeidung durch Zertifikatekauf im Ordnungsrecht-Szenario Durchschnitt 2008–2012.....	182
Abbildung 36:	MACs und CACCs für die 2.HP (Variante 1).....	183
Abbildung 37:	Counterfactual-freie Zuteilung 2008	187
Abbildung 38:	Counterfactual-freie Zuteilung 2009	188
Abbildung 39:	Counterfactual-freie Zuteilung 2010	188
Abbildung 40:	Counterfactual-freie Zuteilung 2011	189
Abbildung 41:	Counterfactual-freie Zuteilung 2012	189
Abbildung 42:	Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2008.....	190
Abbildung 43:	Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2009	190
Abbildung 44:	Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2010	191
Abbildung 45:	Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2011	191
Abbildung 46:	Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2012	192
Abbildung 47:	Kurzfristige variable Kosten des Kraftwerkseinsatzes im Counterfactual-Szenario im Jahr 2010 (ohne Emissionshandel oder vergleichbare Politik)	194
Abbildung 48:	Kurzfristige variable Kosten (inkl. CO ₂ -Kosten) des Kraftwerkseinsatzes im Emissionshandelsszenario im Jahr 2010 (CO ₂ -Preis 13,90€/tCO ₂)	195

Abbildung 49: Kurzfristige variable Kosten des Kraftwerkseinsatzes im Szenario „fiktives Ordnungsrecht“ in Form einer Emissionsobergrenze von 1220 g CO₂/kWh im Jahr 2010..... 197

Tabellen im AP 3

Tabelle 1:	Aufstellung der Kostenarten für die verschiedenen Akteure	90
Tabelle 2:	Transaktionskosten für ETS und Standard	98
Tabelle 3:	Transaktionskosten kleiner Unternehmen laut Länderbefragung.....	100
Tabelle 4:	Zusammenfassung der in Studien ermittelten Transaktionskosten.....	101
Tabelle 5:	Überblick über die betrachteten Studien.....	106
Tabelle 6:	Einordnung der verschiedenen Ansätze anhand ihrer Inputs und Outputs	107
Tabelle 7:	Zusammenfassung der Erkenntnisse unter Berücksichtigung der Fallstudien.....	144
Tabelle 8:	Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im EHS- und Ordnungsrecht-Szenario für die 2.HP basierend auf durchschnittlichen jährlichen Daten	153
Tabelle 9:	Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne in der Basisanalyse	154
Tabelle 10:	Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne in der Basisanalyse bei alternativer Definition des Ordnungsrecht- Szenarios	156
Tabelle 11:	Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im Ordnungsrecht- und EHS-Szenario für das Jahr 2009	157
Tabelle 12:	Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne für das Jahr 2009	159
Tabelle 13:	Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im Ordnungsrecht- und EHS-Szenario für das Jahr 2009	160
Tabelle 14:	Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne unter disaggregierter Betrachtung der Käuferländer.....	161
Tabelle 15:	Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im EHS- Szenario für die 2.HP basierend auf durchschnittlichen jährlichen Daten mit veränderten Counterfactual-Emissionsschätzungen.....	163
Tabelle 16:	Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne mit Counterfactual-Emissionen +10%	164
Tabelle 17:	Überblick über wichtige Parameter der Basisanalyse und Varianzanalysen	164
Tabelle 18:	Abweichung der POLES-Sektoremissionen von den EUTL- Emissionen im Jahr 2006	170
Tabelle 19:	Counterfactual-Emissionen und Vermeidung nach MAC, Zuteilung, Auktionsmengen und CERs/ERUs.....	172
Tabelle 20:	Vermeidung und Minderungsvorgaben im EHS-Szenario	173
Tabelle 21:	Abschätzung der Vermeidungskosten im EHS-Szenario.....	175
Tabelle 22:	Minderungsvorgabe im Ordnungsrecht-Szenario.....	178

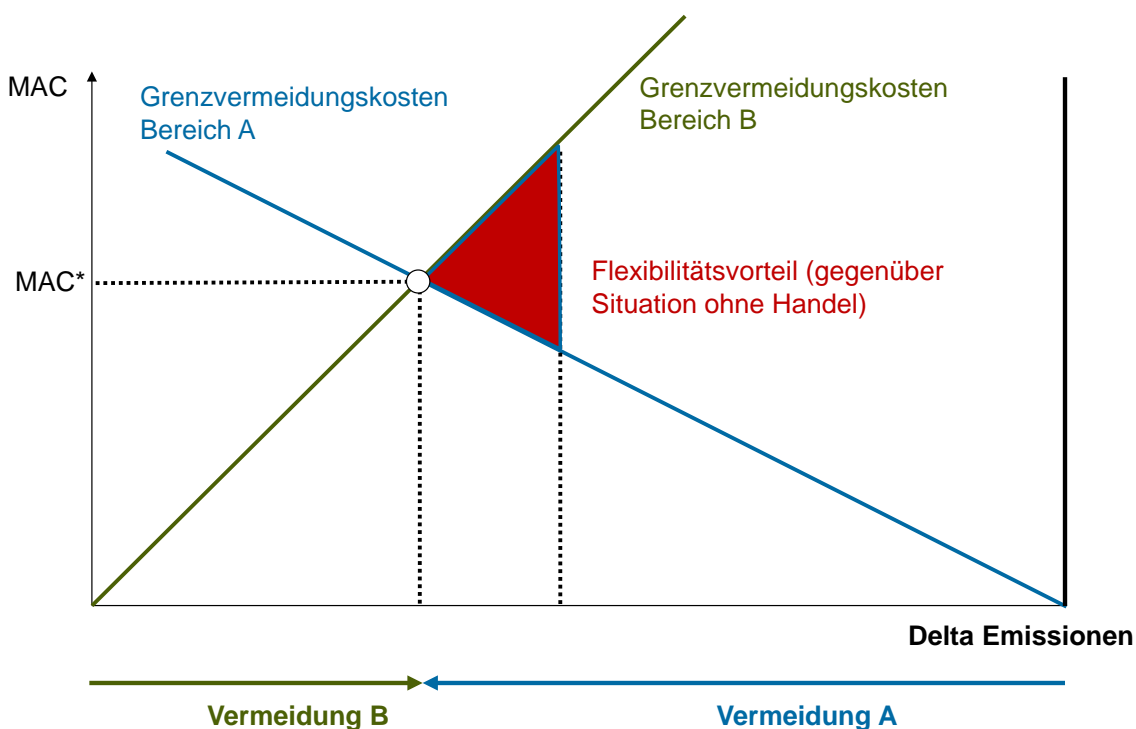
Tabelle 23:	Effizienzgewinn durch Handel zwischen den Sektoren	179
Tabelle 24:	Minderungsvorgabe und Vermeidung zur Bestimmung der Kurven im Ordnungsrecht-Szenario	180
Tabelle 25:	Abschätzung der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht- Szenario.....	184
Tabelle 26:	Vergleich der errechneten relativen Effizienzgewinne im Vergleich zum Ordnungsrecht-Szenario	185
Tabelle 27:	Differenz in Emissionen, kurzfristigen variablen Gesamtkosten und durchschnittlichem Strompreis im Jahr 2010 unter der Annahme unterschiedlicher Politikszenerarien.....	198

1 Einleitung

Nach gängiger ökonomischer Theorie erreicht ein Emissionshandelssystem ein vorgegebenes Emissionsziel zu niedrigsten Kosten. Dies geschieht durch einen Ausgleich der Grenzvermeidungskosten aller Akteure und führt so zu einer effizienten Ressourcenallokation (Montgomery 1972; Tietenberg 2005). Da sich die betroffenen Akteure am Zertifikatspreis orientieren und individuell entscheiden, ob es für sie günstiger ist, Vermeidungsmaßnahmen durchzuführen oder den Zertifikatspreis zu zahlen, werden nur die günstigsten Vermeidungsmaßnahmen durchgeführt. In der Theorie kann eine Steuer zu einem äquivalenten kosteneffizienten Ergebnis führen. Allerdings muss der Steuersatz richtig gesetzt werden, um ein vorgegebenes Emissionsziel zu erreichen (Pigou-Steuer). Hierzu wäre perfekte Information über die aggregierte Grenz-Vermeidungskostenkurve aller Unternehmen nötig. Soll die gleiche Emissionsminderung durch ordnungsrechtliche Maßnahmen erreicht werden, wäre ein solch kosteneffizientes Ergebnis dagegen nur möglich, wenn das Ordnungsrecht zu genau den gleichen Vermeidungsmaßnahmen führen würde. Dazu müssten die Regulierenden perfekt über die Vermeidungskostenkurven aller Unternehmen informiert sein und die einzelnen Maßnahmen daran ausrichten. Der Vorteil eines Zertifikatmarktes mit Zertifikatspreisen ist also, dass der Regulierer keine Informationen über die Vermeidungskostenkurven der Unternehmen (weder individuell noch aggregiert) benötigt und lediglich eine Obergrenze für Emissionen festsetzen muss. In der Praxis ist es unwahrscheinlich, dass ordnungsrechtliche Maßnahmen ein gegebenes Emissionsziel zu den gleichen Kosten wie ein Emissionshandelssystem erreichen können.

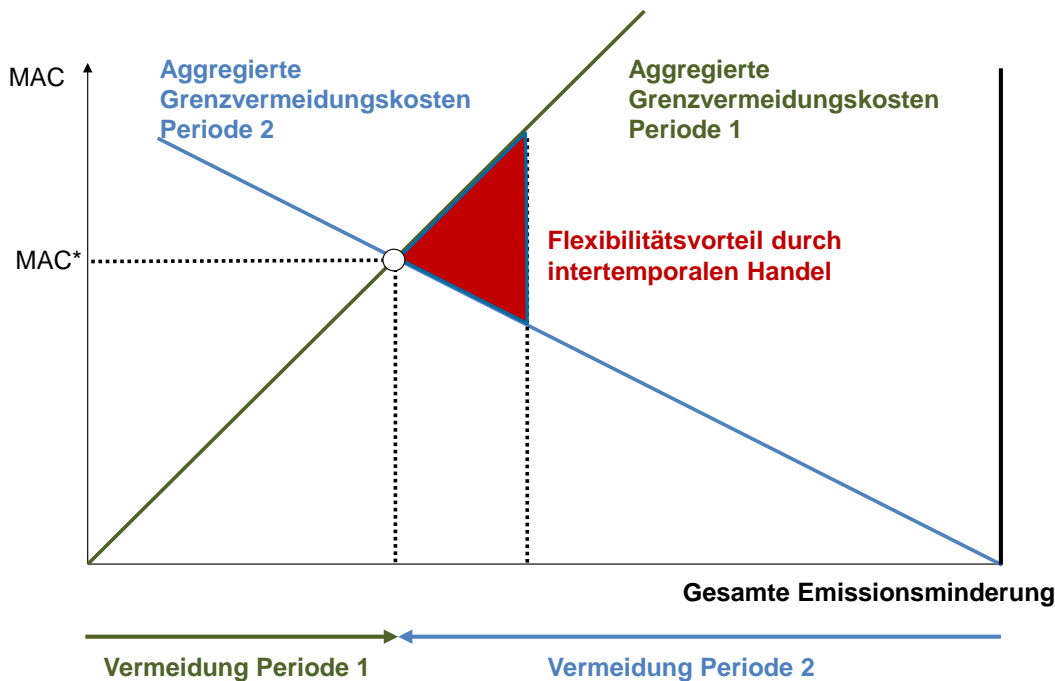
Abbildung 1 stellt schematisch dar, wie der Emissionshandel durch Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zweier Unternehmen eine Kostenersparnis im Vergleich zu einer fest vorgegebenen Minderungsmenge pro Unternehmen erreicht. Die unterschiedlichen (linearen) Grenz-Vermeidungskostenkurven zweier Unternehmen sind auf der y-Achse abgetragen. Die x-Achse gibt die gesamte Emissionsminderung (A+B) an. Während sich beim Handel eine optimale Aufteilung der Emissionsminderung im Punkt MAC^* einstellt, treten bei der verordneten Minderung Effizienzverluste in Höhe des roten Dreiecks auf.

Abbildung 1: Kosteneffiziente Emissionsaufteilung: Flexibilitätsvorteil des ETS durch Handel



Bei einer dynamischen Betrachtung eines Emissionshandels können, zusätzlich zu den bereits im statischen Modell ablesbaren Effizienzgewinnen, Gewinne aus inter-temporalem Handel generiert werden. Intertemporaler Handel erlaubt es einem Betroffenen, nicht jahres- oder periodenscharf sein Emissionsminderungsziel zu erfüllen, sondern Emissionsminderungen optimal über ein gegebenes Zeitintervall zu verteilen (banking und borrowing). Abbildung 2 zeigt analog zu Abbildung 1 die Effizienzgewinne aus intertemporalem Handel in einem vereinfachten 2-Perioden-Fall unter der Annahme gleichbleibender Vermeidungskostenkurven. Modelle mit einem deutlich komplexeren Ansatz zeigen zudem, dass intertemporale Flexibilität eine kostensenkende Wirkung auf die Investitionspfade in Unternehmen hat (siehe Feenstra & Padrón-Fumero 1996; Cronshaw & Kruse 1996; Rubin 1996).

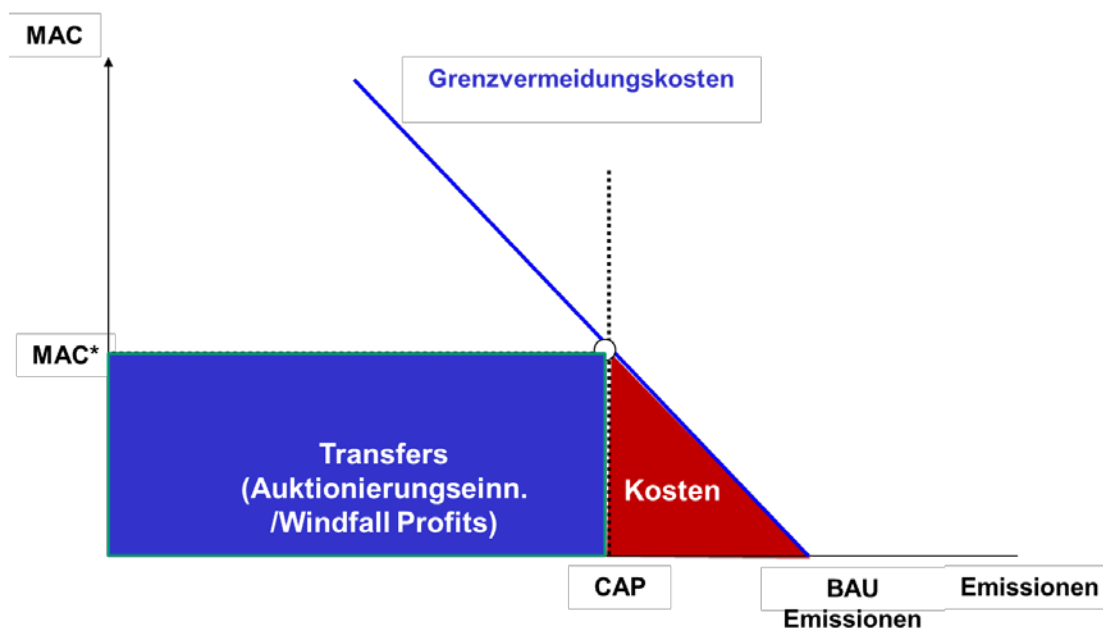
Abbildung 2: Flexibilitätsvorteil des ETS durch intertemporalen Handel



Allerdings bezieht sich diese Art des Effizienzvergleichs rein auf die Vermeidungskosten und lässt außen vor, dass auch noch andere Kostenarten (z. B. Transaktionskosten) und weitere Akteure (Regulierer, Konsumenten) eine Rolle spielen. Außerdem wird vorausgesetzt, dass der Emissionshandel reibungslos funktioniert, insbesondere dass Transaktionskosten die Kosteneffizienz des Handels nicht beeinträchtigen (Stavins 1995). Auch Marktmacht kann eine große Rolle spielen und ist in der Literatur vielfältig behandelt worden (vergleiche z.B. Hahn 1984; Hintermann 2010).

Auch im vierten Assessment Report des Weltklimarates IPCC werden verschiedene klimapolitische Instrumente anhand des Kriteriums der Kosteneffizienz diskutiert (Gupta et al. 2007). Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass der Emissionshandel tatsächlich ein kosteneffizientes Instrument ist, weisen aber darauf hin, dass die Kostenersparnis davon abhängig ist, wie viele Sektoren und Anlagen vom Emissionshandel erfasst sind. Auch sie spielen auf die Rolle der Transaktionskosten an, sowie auf die Notwendigkeit starker Institutionen, um die Regeln eines Emissionshandels durchsetzen zu können.

Abbildung 3: Kosten vs. Transfers



Quelle nach: Ellerman et al. 2010

Abbildung 3 zeigt den Unterschied zwischen Kosten und Transfers, die durch den Emissionshandel hervorgerufen werden. Während das rote Dreieck die Kosten darstellt, die durch die Realisierung von Vermeidungsmaßnahmen in den Unternehmen entstehen, zeigt das blaue Rechteck Transfers, die entweder Einnahmen für die Regierung (bei auktionierten Zertifikaten) oder windfall profits für Unternehmen (bei frei zugeweilten Zertifikaten und Durchleitung der Preise an die Konsumenten) darstellen. Die Aufteilung des Rechtecks auf die Akteure hängt von der Zuteilungsmethode und dem Grad der Durchleitung der Kosten, sowie der Reaktionsfähigkeit der Konsumenten ab (Ellerman et al. 2010). Im Gegensatz dazu fallen beim Ordnungsrecht nur die Vermeidungskosten (und Transaktionskosten inkl. der Administrationskosten) an, nicht jedoch Transfers. Die Verteilung der Transfers ist ohne Frage ein wichtiges Thema. Da sie allerdings die Kosteneffizienz des Emissionshandels (aus volkswirtschaftlicher Perspektive betrachtet) nicht direkt beeinflusst, wird sie in diesem Papier nicht weiter betrachtet.

Die bisherigen Überlegungen lassen lediglich qualitative Aussagen bezüglich der Kosteneffizienz des Emissionshandels gegenüber einem ordnungsrechtlichen Ansatz zu. In diesem Bericht werden daher eine Reihe von Ansätzen zur Quantifizierung dieser Kosten vorgestellt sowie Vorschläge zur Bestimmung der Kosteneffizienz im EU ETS gemacht.

Der vorliegende Bericht ist wie folgt gegliedert. Im folgenden Abschnitt werden zunächst einige begriffliche Grundlagen eingeführt. In Kapitel 3 wird ein detaillierter Überblick über Ansätze in der Literatur zur Ex-Post-Bewertung der Kosteneffizienz des Emissionshandels im Verhältnis zu alternativen Politikinstrumenten, wie z.B. dem Ordnungsrecht gegeben. Basierend auf den methodischen Überlegungen und der Bewertung dieser Ansätze werden in Kapitel 4 methodische Ansätze für die Bewertung der Kosteneffizienz gegenüber einem Szenario mit alternativen Politikinstrumenten entwickelt. Dazu werden zunächst die möglichen Ebenen der Effizienzbestimmung eingeführt, dann die Ausgestaltungsmöglichkeiten des alternativen Politikinstrumentes (ordnungsrechtliche Maßnahme) vorgestellt und konkrete Berechnungsmethoden detailliert dargestellt. Diese Berechnungsmethoden, die sich wesentlich in Bezug auf die benötigten Daten, die Betrachtungsebene (Länder-, Sektor-, Anlagenebene), die betrachteten Kostengrößen und die zugrundeliegenden Annahmen unterscheiden, werden in drei Fallstudien exemplarisch angewendet (siehe Annex). Die Erkenntnisse aus der An-

wendung der Methoden im Rahmen der Fallstudien werden im Schlusskapitel (Kapitel 7) zusammenfassend diskutiert. Darüber hinaus können die Erfahrungen mit der Anwendung dieser Methoden auch in die Bewertung der laufenden 3. Handelsperiode einfließen oder für ex-ante Analysen künftiger Handelsperioden relevant sein. Eine kurze Ausführung zu den Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung der dargestellten Methoden für szenarienbasierte Ex-ante-Analyse und für eine Ex-Post-Analyse der 3. Handelsperiode ist daher in Kapitel 5 und 6 dargelegt.

2 Begriffliche Grundlagen und Definitionen: Kosteneffizienz und Kostengrößen

Kosteneffizienz bedeutet, dass ein gegebenes Ziel mit den geringsten Kosten erreicht werden soll. Bezogen auf den EU ETS soll ein gegebenes Treibhausgas (THG)-Emissionsminderungsziel mit geringsten Kosten erreicht werden. Dabei ist es wichtig zu verdeutlichen, welche Kostengrößen bzw. Kostenkomponenten zu berücksichtigen sind und für wen diese Kosten relevant sind.

Im Wesentlichen lassen sich drei Ebenen von Akteuren unterscheiden, für die Kosten und Nutzen von Maßnahmen entstehen:

- ▶ Die Ebene der **Regulierten**: Dies sind die Akteure, die sich Kosten (und Nutzen) gegenübersehen, die ihnen durch Politikmaßnahmen sowie ihre Reaktion auf diese entstehen. Diese Akteure müssen die Emissionsminderung durchführen (bzw. alternativ Zertifikate erwerben) sowie den vorgegebenen Berichterstattungspflichten und anderen Vorgaben genügen.
- ▶ Die Ebene der **Regulierer**: Dies umfasst die Akteure, die Kosten hinsichtlich des Designs, der Implementierung und des Monitorings von Politikmaßnahmen tragen.
- ▶ Die Ebene der **Gesamtwirtschaft**: Dieser „Akteur“ ist die Ebene, auf der direkte und indirekte sozio-ökonomische Kosten und Nutzen zu beobachten sind. Diese werden i.d.R. als Wohlfahrtsverluste (bzw. -gewinne), Verteilungseffekte und Beschäftigungseffekte bezeichnet.

2.1 Kosten auf Seiten der Regulierten

Die Kosten, die auf der Ebene der Regulierten anfallen, werden als Vermeidungskosten bezeichnet und umfassen alle Kosten, die direkt mit der Umsetzung entsprechender Politikmaßnahmen zusammenhängen.

1. Zusätzliche Investitionskosten

Investitionskosten sind Kapitalkosten, die in Verbindung mit durch die Politikmaßnahme notwendig gewordenen Investitionen entstehen. Typischerweise fallen Investitionskosten zu Beginn einer Aktivität an (up-front), bevor mögliche Einsparungen durch die Investition erfolgen können. Um Investitionskosten zu analysieren, werden diese Kosten in der Regel unter Annahme bestimmter Rahmendaten, wie Zinssatz und Abschreibungszeitraum/Lebensdauer betrachtet. Die Investitionskosten werden als Zusatzkosten betrachtet gegenüber alternativen Investitionen, den Referenzinvestitionen, die ein Akteur ohne die Politikmaßnahme oder ggf. in Folge einer alternativen Politikmaßnahme getätigt hätte.

2. Zusätzliche Betriebs- und Instandhaltungskosten

Zu den Betriebs- und Instandhaltungskosten gehören in regelmäßigen Abständen wiederkehrende Kosten des Betriebes, die im Zusammenhang mit der Investition zur Umsetzung und Einhaltung der Politikmaßnahme anfallen. Die Betriebskosten beinhalten laufende Ausgaben für den Betrieb (z.B. Energie-, CO₂- Zertifikate-, Material-, Personalkosten und weiteres) wie auch Reparatur und Wartung von Anlagen. Auch bei dieser Kostengröße werden nur die Mehrkosten, also die zusätzlichen Kosten gegenüber einer Referenzentwicklung, betrachtet.

Die Nettobetriebskosten sind die anfallenden (zusätzlichen) Betriebskosten abzüglich der Kosteneinsparung (z.B. Energiekosteneinsparung), die durch die Umsetzung der betrachteten Politikmaßnahme hervorgerufen werden.

3. Transaktionskosten

Transaktionskosten sind die Kosten, die über die Investitionen und den Betrieb und die Instandhaltung hinaus im Zusammenhang mit der Umsetzung der Politikmaßnahme auftreten. Sie beinhalten

einmalige und wiederkehrende Kosten, bspw. zur Informationsbeschaffung, Weiterbildung EDV, externe Beratungsleistungen, Administration, Teilnahme am Emissionshandel, MRV¹-bezogene Kosten, z.B. für Installation und Betrieb von Monitoring-Systemen, für die jährliche Berichterstattung, die Verifizierung, etc. Zur Bestimmung der Transaktionskosten dürfen nur die Kosten herangezogen werden, die zusätzlich zu den regulär anfallenden Kosten entstehen. Es gilt also die zusätzlichen Kosten zu identifizieren, die im Zusammenhang mit der zu betrachtenden Politikmaßnahme stehen. Transaktionskosten beinhalten auch Kosten, die ein Regulierer für Forschung und Entwicklung ausgibt, um die Umsetzung der Politikmaßnahme möglich zu machen.

2.2 Kosten auf Seiten der Regulierer

Die Kosten, die durch die Administration der Maßnahmen auf Seiten der Regulierer anfallen, werden oft als Programmkosten bezeichnet. Neben den administrativen Kosten, zählen dazu auch Kosten wie die wissenschaftliche Begleitung (z.B. durch Evaluierungen und Strategiebildungsmaßnahmen).

Die Programmkosten beinhalten folgende Elemente, die einmalig oder wiederkehrend auftreten. Auch hier dürfen nur die Kosten herangezogen werden, die zusätzlich zu den regulär anfallenden Programmkosten entstehen. Es gilt also die zusätzlichen Kosten zu identifizieren, die im Zusammenhang mit der zu betrachtenden Politikmaßnahme stehen

- ▶ *Designkosten*, die während der Anfangsphase einer Politikmaßnahme auftreten. Diese Kosten beinhalten Personalkosten, Materialkosten sowie Ausgaben für Forschung und Entwicklung (z.B. zur Forschung, wie am besten eine Politikmaßnahme umgesetzt werden kann) und Kosten zur Informationsbeschaffung.
- ▶ *Implementierungskosten*, die für die Umsetzung einer Politikmaßnahme beim Regulierer anfallen. Diese Kosten beinhalten Kosten für die Veränderung von Regeln und Gesetzen, Capacity Building und andere institutionelle Anstrengungen (Halsnæs et al. 2007). Diese Kosten enthalten dieselben Positionen wie die Designkosten, fallen aber später im Prozess an.
- ▶ *Vollzugskosten*, z.B. das Überwachen der Einhaltung und der Sanktionierung von Maßnahmen (Pizer & Kopp 2003, S.61). Diese Kosten enthalten dieselben Positionen wie die Designkosten und fallen nach den Implementierungskosten an.

2.3 Gesamtwirtschaftliche Kosten

Gesamtwirtschaftliche oder makroökonomische Effekte sind wichtige Indikatoren für die Auswirkungen, die eine Politikmaßnahme auf der gesamtwirtschaftlichen Ebene hat. Makroökonomische Effekte beziehen sich zum einen auf direkte Effekte, die eine Politikmaßnahme auf einen Industriesektor, eine Firma oder einen Haushalt ausübt. Zum anderen beziehen sie sich auch auf indirekte Effekte, die durch simultane Anpassungsreaktionen der einzelnen Akteure in der Wirtschaft inklusive der folgenden Strukturveränderungen und Kostenverschiebungen in anderen Industrien, Firmen und Haushalten erfolgen. Makroökonomische Effekte können auf unterschiedlich detaillierten Ebenen der ökonomischen Produktion bestimmt und durch verschiedene Größen beschrieben werden:

1. Strukturveränderungen (sektorale Gewinner und Verlierer)

Durch die Sektorenverflechtungen einer Wirtschaft kann eine Politikmaßnahme Struktureffekte bedingen. Dies geschieht durch die Änderung der Produktion eines Teilnehmers an der Produktionskette. Diese Veränderung kann weitere Veränderungen in den nachgelagerten Sektoren nach sich ziehen. Meist wird dieser Effekt über die Veränderung des sektoralen Bruttoinlandsprodukts (BIP) gemessen.

¹ Monitoring, Reporting, Verification

2. Verteilungseffekte (gesellschaftliche Gewinner und Verlierer)
Über die Identifizierung verschiedener Gruppen, die von einer Politikmaßnahme positiv oder negativ betroffen sind, bestimmt man die Verteilungseffekte.
3. BIP-Effekte
Über die Veränderung des BIP lassen sich die Nettoproduktionsveränderungen einer Gesamtwirtschaft messen, nachdem alle Reaktionen (von Nachfragern, Produzenten, Industrien etc.) auf die Maßnahme stattgefunden haben. Das BIP ist eine Maßzahl nationaler Produktionstätigkeit und ein oft angewendeter Wohlstandsindikator. Aufgrund einer hinreichend umfangreichen Politikmaßnahme kann das BIP in direkt und indirekt betroffenen Sektoren steigen oder sinken. Die Nettoproduktionsveränderung stellt einen Kostenfaktor für die Gesellschaft dar.
4. Beschäftigungseffekte (auch gültig für Regulierte, Regulierende)
Im Rahmen der Umsetzung von Politikmaßnahmen kann es zur Einstellung von Zusatzpersonal (z.B. zur Durchführung von Monitoring und Evaluation), aber auch zum Rückgang von Beschäftigung (z.B. wegen Strukturveränderungen innerhalb der Sektoren und damit weniger Produktion in einem bestimmten Sektor) kommen. Oft wird der Nettobeschäftigungseffekt als wichtiger Indikator für die Wirkung von Politikmaßnahmen angewendet.

2.4 Kostenperspektive

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Perspektive aus der man Kosten betrachtet, ausschlaggebend dafür ist, welche Kostenarten in der jeweiligen Analyse relevant sind. Grundsätzlich gibt es zwei Perspektiven der Kostenbetrachtung

- ▶ Betriebswirtschaftliche Sichtweise: Es werden alle Kostengrößen betrachtet, die Entscheidungen in einem Betrieb beeinflussen. Im aktuellen Kontext zählen dazu neben zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten, insbesondere Kosten für CO₂-Zertifikate.
- ▶ Volkswirtschaftliche Sichtweise: Es werden alle Kostengrößen berücksichtigt, die einen volkswirtschaftlichen Ressourcenverzehr darstellen. Insbesondere zählen dazu im aktuellen Kontext nicht CO₂-Zertifikatskosten, da diese lediglich eine Transferleistung darstellen (abhängig von der Form der Zuteilung und dem Ausmaß der Durchleitung von Zertifikatspreisen an Endverbraucher).

Im vorliegenden Fall ist die volkswirtschaftliche Sichtweise relevant, da der Emissionshandel die Kosten für eine vorgegebene Emissionsminderung für die gesamte Volkswirtschaft, und nicht für einzelne Unternehmen minimieren soll.

2.5 Überblick

Ein Überblick über die verschiedenen Kostengrößen und die jeweils betroffenen Akteursebenen findet sich in Tabelle 1.

Tabelle 1: Aufstellung der Kostenarten für die verschiedenen Akteure

Vermeidungskosten für Regulierte (compliance cost)	Kosten für Regulierer	Kosten für die Gesamtwirtschaft
<ul style="list-style-type: none"> ▶ zusätzliche Investitionskosten ▶ zusätzliche Netto-Betriebs- und Instand- 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Administrative Kosten ▶ R&D Kosten 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Indirekte Kosten durch Interaktion mit anderen Wirtschaftsbereichen und Feedbackeffekte durch Nachfrage-

<p>haltungskosten: diese enthalten Energiekosten, CO₂-bezogene Kosten (je nach Kostenperspektive) etc.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ Transaktionskosten 		<p>reaktion</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ BIP, ▶ Beschäftigung, ▶ Sektorkosten, ▶ Verteilungseffekte
--	--	---

Im vorliegenden Bericht wird der Schwerpunkt auf die Analyse der Kosteneffizienz auf der Ebene der Regulierten gelegt. Die gewählte Perspektive betrachtet grundsätzlich volkswirtschaftliche Kosten, diskutiert jedoch, wo dies sinnvoll scheint, auch Kosten aus betriebswirtschaftlicher Sichtweise. Soweit möglich und mit den verfügbaren Ressourcen realisierbar werden Kostengrößen auf den anderen Akteursebenen in die methodischen Überlegungen mit einbezogen.

3 Literaturüberblick: Ansätze zur Analyse der Kosteneffizienz

In der Literatur lassen sich verschiedene Ansätze und Methoden zur Bewertung der Kosteneffizienz eines Emissionshandelssystems gegenüber alternativen Politikinstrumenten finden. Im Wesentlichen unterscheiden sich diese Studien darin, welchen Untersuchungsgegenstand sie zu Grunde legen (CO₂-Emissionshandel, SO₂-Emissionshandel, Wahl der alternativen Politikinstrumente etc.) und dementsprechend in ihrem sektoralen, zeitlichen und räumlichen Fokus. Darüber hinaus besteht eine gewisse Methodenvielfalt, die von sektor- oder unternehmensspezifischen (bottom-up) Ansätzen über komplexere partialökonomische Modellierungsansätze bis hin zu top-down makroökonomischer Modellierung reicht. Bottom-up Ansätze zur Ermittlung der Kosteneffizienz basieren dabei zu meist auf der Ermittlung sektoraler Vermeidungskosten (Investitions- und Betriebskosten), sowie in wenigen Studien der zusätzlichen Erfassung von Transaktionskosten. Makroökonomische Ansätze ermitteln die volkswirtschaftlichen Kosten anhand von gesamtwirtschaftlichen Kostengrößen (z.B. Änderung des BIP oder Wohlfahrtsmaße), wobei partielle Gleichgewichtsmodelle sich auf einen Teil der Sektoren konzentrieren, während allgemeine Gleichgewichtsmodelle das Zusammenspiel aller Sektoren darstellen.

3.1 Bottom-up-Quantifizierung von Vermeidungskosten

In ihrer Studie zum SO₂-Handel in den USA nehmen Ellerman et al. (2000) eine dezidiert schematische Sichtweise ein. Zunächst zählen die Autoren eine Reihe von Indizien auf, die für eine Kosteneffizienz des Handels sprechen. Dazu gehört zunächst die Tatsache, dass Unternehmen untereinander handeln (unter der Annahme, dass der einzige Grund zu handeln, die Erfüllung der Pflichten aus dem Emissionshandel sind). Sie verweisen außerdem darauf, dass die tatsächlichen Emissionen einer Anlage ungleich der Anfangsallokation waren und dass sich innerhalb kurzer Zeit ein Preis für die Zertifikate auf dem Markt bildete. Schließlich stellen sie einen Zusammenhang zwischen Zertifikatspreisen und Preisbewegungen auf den Märkten für Kohle mit hohem oder niedrigem Schwefelgehalt her, was sie ebenfalls als ein Indiz für die Kosteneffizienz des SO₂-Markets werten.

Um die Kostenersparnis durch den Emissionshandel gegenüber einer ordnungsrechtlichen Maßnahme abzuschätzen, nehmen die Autoren Berechnungen auf Basis von stilisierten Kostenkurven vor. Als alternatives Ordnungsrecht wird dabei ein Szenario untersucht, in dem es die gleiche Anfangsallokation von Emissionszertifikaten gibt, diese aber nicht zwischen den Unternehmen gehandelt werden können. Dies ist gleichbedeutend mit individuellen Emissionsobergrenzen für einzelne Unternehmen, wobei die erlaubte Emissionsmenge genau der Anfangsallokation entspricht.

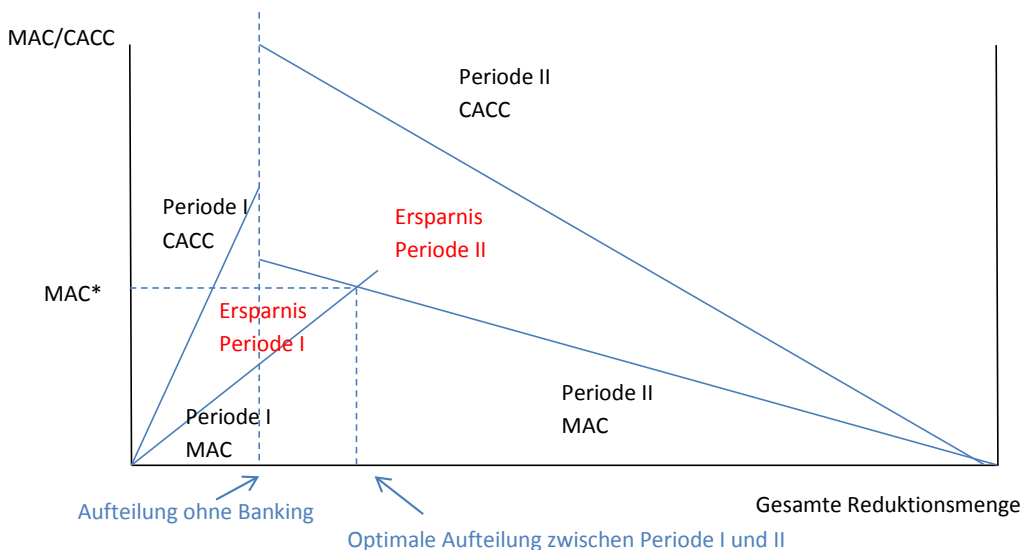
Basierend auf diesen zwei alternativen Politik Szenarien untersuchen die Autoren zwei Quellen für Kostenersparnisse: (i) die räumliche und (ii) die zeitliche Flexibilisierung der Emissionsminderung. Unter den Annahmen von rational agierenden Akteuren und linearen Grenz-Vermeidungskostenkurven entwickeln sie ein zwei-Perioden-Modell, in dem Grenzvermeidungskosten (Marginal Abatement Costs MAC) den Kosten einer ordnungsrechtlichen Vorgehensweise (Command-and-Control-Costs CACC) gegenübergestellt werden, wobei die CACC-Kurve über der MAC-Kurve liegt, da hier keine Vorteile aus der Flexibilisierung durch Handel gezogen werden können.

Grundsätzlich kann dieser Ansatz gewählt werden, um Effizienzvorteile auf mehreren Ebenen gleichzeitig zu bestimmen. Neben der Betrachtung einer räumlichen und einer zeitlichen Dimension, kann, wie in der Fallstudie zu Tier 2 dargestellt (siehe Annex), auch der Effizienzvorteil auf zwei verschiedenen räumlichen Ebenen betrachtet werden (innerhalb eines Sektors und zwischen Sektoren).

Die Konstruktion der Kurven erfolgt jeweils für ein „repräsentatives Jahr“ in Periode I und II. Die Kurven beginnen jeweils im Ursprung und ihre Steigung wird an Hand der Emissions- und Handelsdaten der ersten drei Jahre des SO₂-Handels, sowie Informationen über tatsächliche Vermeidungskosten und Zertifikatspreise berechnet.

Zur Bestimmung der MAC-Kurven wird zunächst der Durchschnitt der tatsächlich vermiedenen Emissionen in den ersten drei Jahren als die optimale Vermeidungsmenge pro Jahr in der ersten Periode definiert und daraus die optimale Menge des Banking abgeleitet. Da die Caps für Periode I und II bekannt sind, kann so die optimale Aufteilung des Emissionsbudgets über die beiden Perioden bestimmt werden. Die optimale Menge wird für ein repräsentatives Jahr auf der x-Achse abgetragen. Auf der y-Achse werden die zugehörigen Vermeidungskosten markiert, die die Autoren aus den tatsächlich durchgeführten Minderungsmaßnahmen in den ersten drei Jahren ableiten. Diese werden für die zweite Periode abdiskontiert. Da diese Kosten auch Kapitalkosten beinhalten, handelt es sich um die langfristige Vermeidungskostenkurve. Die MAC-Kurven ergeben sich als Linien zwischen diesem optimalen Punkt und den beiden Ursprüngen (vergleiche Abbildung 4).

Abbildung 4: Kostenersparnis durch zeitliche und räumliche Flexibilisierung der Emissionsminderung anhand stilisierter Kostenkurven



Quelle: nach Ellerman et al., 2000

Um die Kostenkurven für die ordnungsrechtlichen Maßnahmen zu bestimmen (CACC-Kurven) wird zunächst angenommen, dass die Menge an Zertifikaten, die eine Anlage zukaufen musste (definiert als die Differenz zwischen tatsächlichen Emissionen und Anfangsallokation einer Anlage) diejenigen Vermeidungsmaßnahmen darstellen, die wegen der Flexibilisierung durch Handel nicht getätigt wurden. Im Falle des fiktiven Ordnungsrechts (Zertifikatszuteilung ohne Handel) hätten die Unternehmen zusätzliche Maßnahmen zur Reduktion dieser Emissionen durchführen müssen. Basierend auf der Annahme, dass der Handel kosteneffizient erfolgt, folgt dass die Kosten für diese zusätzlichen Maßnahmen über dem beobachteten Zertifikatspreis liegen.

Für den Verlauf der CACC-Kurve wird zunächst die notwendige Emissionsminderung bestimmt als Differenz zwischen fiktiven Counterfactual-Emissionen² und kostenloser Zuteilung. Dann wird ermittelt, welcher Anteil dieser Minderungsvorgabe durch Handel realisiert wurde, was der Differenz aus tatsächlichen Emissionen und kostenloser Zuteilung entspricht. Es wird angenommen, dass diese „Minderung durch Zertifikatehandel“, wie oben beschrieben, nur zu Kosten oberhalb des Zertifikatspreises realisiert werden kann. Das Residuum aus Minderungsziel und Minderung durch

² Fiktive Emissionsentwicklung in einem Szenario ohne Emissionshandel und ohne alternatives Ordnungsrecht. In der Ex-post-Betrachtung wird das Szenario ohne Politikmaßnahme zumeist Counterfactual-Szenario genannt, in der Ex-ante-Betrachtung dagegen gängigerweise Business-As-Usual-Szenario (BAU).

Zertifikatehandel entspricht der „Minderung durch Vermeidungsmaßnahmen im Emissionshandel“, deren Kosten unterhalb des Zertifikatspreises liegen. Entsprechend wird eine Gerade vom Ursprung zur durch den Emissionshandel geminderten Menge und dem beobachteten Zertifikatspreis gezogen. Die Gerade wird dann weiter bis zur gesamten Minderung verlängert, so dass alle weiteren Minderungen (die im Emissionshandel durch Zertifikatekauf stattgefunden haben) im Preis darüber liegen.

Eine Besonderheit, die bei der Bestimmung der CACC-Kurve berücksichtigt wurde, ist die Überzuteilung von Zertifikaten an einige Anlagen. Um die tatsächlich erfolgten Einsparungen zu berechnen, wird für das Ordnungsrecht auf Anlagenebene zunächst die Differenz zwischen den fiktiven Counterfactual-Emissionen und der Zuteilung betrachtet. In die weitere Betrachtung werden nur die Anlagen aufgenommen, bei denen keine Überzuteilung vorlag (d.h. Counterfactual-Emissionen < Zuteilung). Auf Basis dieser Gruppe wird die notwendige Emissionsminderung bestimmt (notwendige Emissionsminderung = Counterfactual-Emissionen – Zuteilung).

Die Einschränkung auf solche Anlagen, die keine Überzuteilung erhalten haben, führt dazu, dass die notwendigen Emissionsminderungen unter dem Ordnungsrecht deutlich höher sind als die notwendigen Emissionsminderungen unter dem Emissionshandel. Um eine Vergleichbarkeit zwischen dem Ordnungsrechtszenario und dem Emissionshandelsszenario herzustellen, müssen dann noch die Minderungsniveaus zwischen den beiden Kurven angepasst werden. Dies erfolgt durch eine Drehung der CACC-Kurve derart, dass die notwendigen Minderungen den unter dem Emissionshandelsszenario notwendigen Minderungen entsprechen. Dabei bleibt der durch die originalen CACC-Kurven ermittelte Höchstpreis erhalten. Die Kurven verlaufen nach der Anpassung steiler. Siehe dazu auch die Anwendung des Tier 2 in der Fallstudie im Annex.

Die Studie kommt zu dem Ergebnis, dass durch den Handel die Kosten für das Erreichen der SO₂-Reduktionsziele halbiert wurden. Dies geschieht, da der Handel zeitliche Flexibilisierung erlaubt und so Reduktionen früher entstehen, als es das Cap verlangen würde und die überschüssigen Zertifikate in die nächste Periode gebankt werden. Außerdem führt die räumliche Flexibilisierung dazu, dass die Reduktionen innerhalb einer Periode dort getätigt werden, wo es am günstigsten ist. Dieses Ergebnis bleibt bestehen, wenn die Autoren einige ihrer Annahmen ändern, insbesondere über die Höhe der Vermeidungskosten und darüber, wie schnell die gebankten Zertifikate aufgebraucht werden (auch dies ist abhängig von der angenommenen Höhe der Vermeidungskosten sowie dem Zinssatz).

Weiterhin treten die Kostenersparnisse insbesondere in Periode II auf, was einerseits auf das Einlösen der gebankten Zertifikate aus Periode I und andererseits auf den Handel in Periode II, wo sowohl Vermeidungsvolumen als auch Kosten steigen, zurückzuführen ist. Die Autoren weisen darauf hin, dass die Möglichkeit zu banken potenzielle Effizienzverluste einer Überinvestition in Vermeidungsmaßnahmen in Periode I abschwächt. Da sie langfristige Grenzvermeidungskosten betrachten, sollte das langfristig erwartete Preisniveau wichtiger sein als kurzfristige Schwankungen.

Einordnung: Der Ansatz zur Berechnung der Kosteneffizienz ist interessant, besonders weil sowohl die räumliche als auch die zeitliche Flexibilisierung durch Handel betrachtet werden. Allerdings beruht er auf der Annahme, dass das gezeigte Verhalten der Akteure dem Optimum entspricht, was nicht zwangsläufig der Fall sein muss, und setzt zudem die Kenntnis des gesamten Emissionsbudgets aller Perioden voraus. Die Ermittlung der linearisierten Kostenkurven ist ein vereinfachter und praktikabler Ansatz. Wenn Informationen zum Verlauf der Vermeidungskostenkurve bzw. zu deren Verlauf vorhanden sind, können diese in den Ansatz integriert werden. Das SO₂-System ist in diesem Fall besonders geeignet, weil die Berechnungen nur für einen Sektor (den Stromsektor) und nur für eine sehr begrenzte Anzahl an Vermeidungsoptionen durchgeführt werden müssen.

Voraussetzungen

- ▶ Kenntnis des gesamten Emissionsbudgets aller Perioden (bei Betrachtung der zeitlichen Dimension)
- ▶ Information über Vermeidungskosten der betroffenen Sektoren zur Erstellung der Marginal Abatement Cost Curves (MAC-Kurven)
- ▶ Annahme, dass beobachtete Preise den realen Grenzvermeidungskosten entsprechen
- ▶ Annahme sich rational verhaltender Akteure

Grenzen

- ▶ Nicht-lineare Effekte nicht erfasst
- ▶ Zeitliche Flexibilisierung nur berechenbar, wenn nicht über den Betrachtungszeitraum hinaus gebankt werden kann
- ▶ Keine gesamtwirtschaftlichen Effekte
- ▶ Keine Transaktionskosten

In ihrer Studie aus dem Jahr **2003** berechnen **Matthes et al.** die Auswirkungen des europäischen Emissionshandelssystems auf die deutsche Industrie. Es werden die wirtschaftlichen Auswirkungen und die wichtigsten Bestimmungsgrößen für die Verteilungswirkung verschiedener Zuteilungsschemata von Emissionsrechten untersucht und weitgehend quantifiziert.

Obwohl der Fokus der Studie auf der Untersuchung der Kostenverteilung zwischen den einzelnen Sektoren liegt (und wie diese durch verschiedene Allokationsvarianten beeinflusst wird), wird auch eine Abschätzung des Kostenvorteils des EU ETS gegenüber einem Ordnungsrecht ohne Handel vorgenommen. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass sich dieser Vorteil im Jahr 2010 auf 230 - 545 M€ beläuft (je nachdem welche Anfangsannahmen bezüglich der Vermeidungskosten der einzelnen Sektoren getroffen werden).

Die Ergebnisse der Studie basieren auf dem Modell SIMET (Simulation von Emissionshandelssystemen). Box 1 gibt einen Überblick darüber, wie das Modell funktioniert.

Box 1: Beschreibung des Modells SIMET

Beschreibung des Modells SIMET

Das Modell SIMET (Simulation von Emissionshandelssystemen) analysiert die Auswirkungen des Emissionshandels auf verschiedene Branchen und Sektoren in Deutschland, darunter 24 Sektoren im verarbeitenden Gewerbe und Bergbau, die öffentliche Stromerzeugung und die öffentliche Fernwärmeerzeugung.

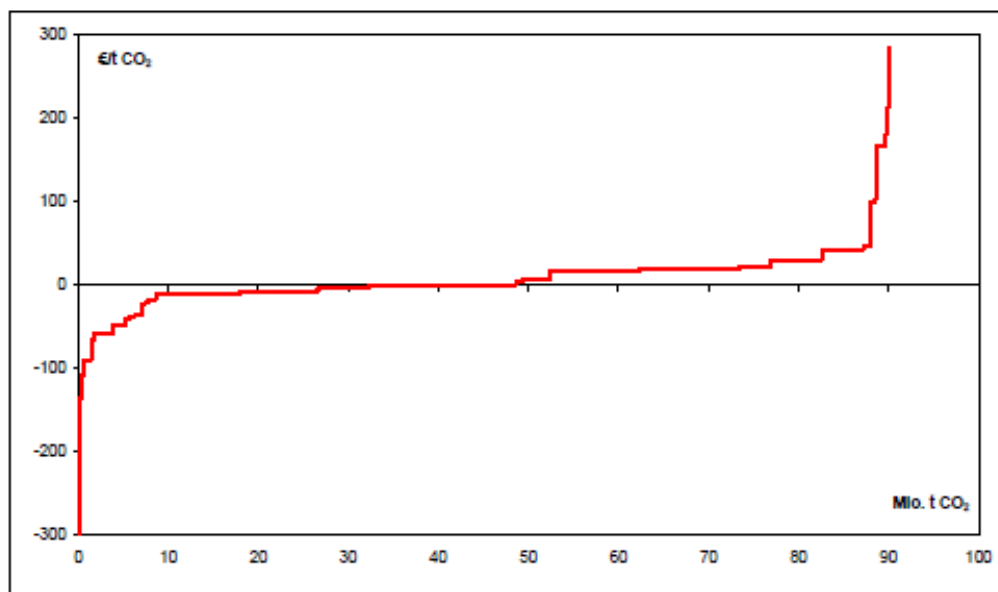
Inputs in das Modell sind die vorgeschriebene Reduktionsmenge, sowie eine Abschätzung der Baseline-Emissionsentwicklung in den Sektoren, der (erwartete) Zertifikatspreis, geschätzte Grenz-Vermeidungskostenkurven und die vorgesehene Allokationsvariante.

Das Modell bestimmt zunächst das Vermeidungspotenzial pro Sektor in Abhängigkeit des Zertifikatspreises und berechnet die Gesamtkosten dieser Vermeidung als Summe der Kosten aller Vermeidungsmaßnahmen, die durchgeführt werden, weil ihr spezifischer Preis unter dem der Zertifikatspreis liegt. Auf Grundlage dessen wird unter Annahme einer bestimmten Allokationsvariante bestimmt, wer Nettokäufer und -verkäufer von Zertifikaten ist und die Kosten pro Sektor berechnet.

Der Vergleich zu einem Szenario ohne Handel wird vorgenommen, indem eine Allokation auf Basis historischer Emissionen erfolgt, die nicht gehandelt werden dürfen, so dass jeder Sektor proportional Emissionen reduzieren muss. In diesem Fall werden die Grenzvermeidungskosten nicht angeglichen.

Die in der Studie verwendeten Vermeidungskostenkurven basieren auf der GENESIS Datenbank von Ecofys und sind abhängig von Annahmen über die Entwicklung der Brennstoffpreise und des Zinssatzes. Es handelt sich um bottom-up Vermeidungskostenkurven, die technische Maßnahmen in den verschiedenen Sektoren und Bereichen darstellen und Kosten, Minderungspotenziale und Implementierungsgrad der jeweiligen Maßnahme enthalten. Abbildung 5 stellt die aggregierte Vermeidungskostenkurve der CO₂-Minderungsmaßnahmen der Stromwirtschaft und Industrie in Deutschland im Jahr 2010 dar.

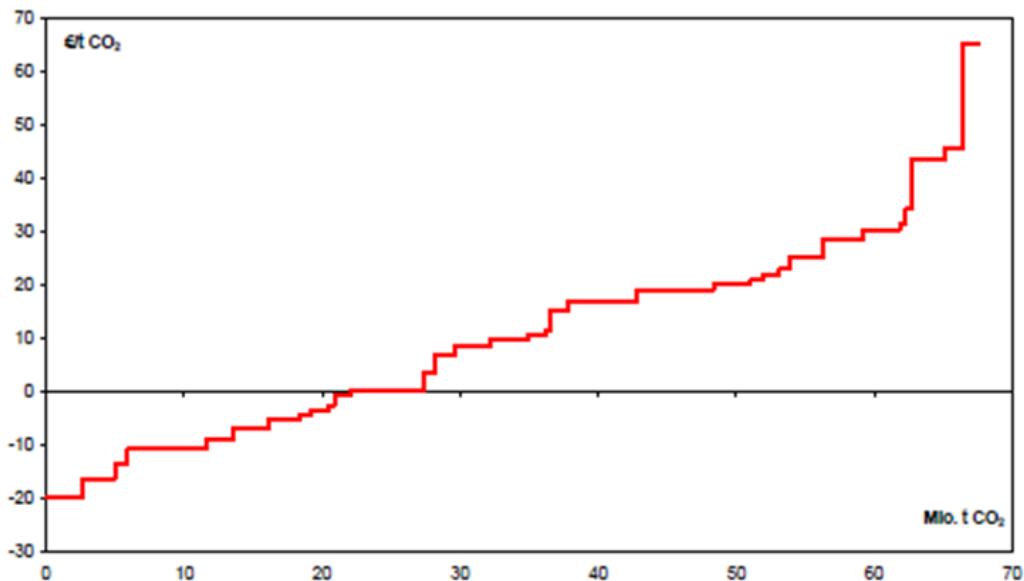
Abbildung 5: Vermeidungskostenkurve der CO₂-Minderungsmaßnahmen der Stromwirtschaft und Industrie in Deutschland im Jahr 2010



Quelle: Matthes et al., 2003

Des Weiteren werden in der Studie vier verschiedene Szenarien berücksichtigt, die jeweils unterschiedlich mit Vermeidungsmaßnahmen mit negativen Kosten umgehen. Der Hintergrund ist, dass diese Maßnahmen auch ohne einen CO₂-Preis lohnenswert wären und daher wahrscheinlich andere Faktoren existieren, die ihre Umsetzung verhindern (wie etwa mangelnde Information oder die Starrheit bestehender Strukturen). Abbildung 6 stellt die CO₂-Vermeidungskostenkurve für den Stromsektor dar. Man sieht deutlich, dass ein beträchtlicher Teil des Minderungspotenzials mit negativen Kosten belegt ist.

Abbildung 6: CO₂-Vermeidungskostenkurve für die Stromerzeugung in Deutschland im Jahr 2010



Quelle: Matthes et al., 2003

Einordnung: Dieser Ansatz ist insofern eine Weiterentwicklung des Ansatzes von Ellerman et al. (2000), als dass eine Vielzahl von Sektoren betrachtet wird. Des Weiteren wird nicht einfach von linearen Vermeidungskostenkurven ausgegangen, sondern diese werden basierend auf technischen Informationen für einzelne Sektoren genau erfasst. Allerdings ist die Berechnung sektorspezifischer Vermeidungskostenkurven eine Voraussetzung, die für diese Studie allein für Deutschland und auf dem Stand des Jahres 2003 erstellt wurden.

Voraussetzungen

- ▶ Kenntnis sektorgenaue Vermeidungskostenkurven
- ▶ Entscheidung über den Umgang mit negativen Vermeidungskosten

Grenzen

- ▶ Keine Erfassung der intertemporalen Flexibilität
- ▶ Keine Erfassung von Transaktionskosten
- ▶ Unternehmensspezifische Vermeidungskostenkurven würden weitere Erkenntnisse liefern
- ▶ Keine gesamtwirtschaftlichen Effekte

Betz et al. (2010) haben sich in ihrem Papier neben den investiven und operativen Vermeidungskosten und ihrem Einfluss auf die Kosteneffizienz auch der Analyse der Transaktionskosten gewidmet, die sowohl in einem Emissionshandelssystem wie auch im Ordnungsrecht je nach Unternehmen und

Sektor eine wesentliche Rolle spielen können. Für große Unternehmen sind Transaktionskosten verglichen mit dem Vorteil, den sie aus einer Flexibilisierung durch Handel ziehen, relativ klein. Für kleine Unternehmen dagegen können die Transaktionskosten einen größeren Kostenfaktor darstellen und unter Umständen die Vorteile, die diese Unternehmen aus dem Emissionshandel ziehen, übersteigen.

Ausgehend von dieser Überlegung berechnen die Autoren, ob die Kosteneffizienz des Emissionshandelssystems steigt, wenn kleine Anlagen ausgeschlossen und stattdessen durch einen Produktionsstandard (Emissionslimit pro produzierter Einheit) reguliert werden. Die alternative Politik wird auch in diesem Fall so festgesetzt, dass die Unternehmen eine Emissionsobergrenze gemäß ihrer Anfangsausstattung mit Zertifikaten haben.

Ausgehend von diesem Ansatz können die Autoren den theoretisch effizienten Geltungsbereich des EU ETS berechnen, indem sie Kostenvor- und -nachteile des Ausschlusses kleiner Anlagen vergleichen. Die Studie kommt zu dem Ergebnis, dass es kosteneffizient ist, kleine Unternehmen ($\leq 20\text{kt}$) außerhalb des ETS zu regulieren. Allerdings zeigt die Studie auch, dass die Anzahl der effizient durch Emissionshandel regulierten Anlagen mit der Höhe der Reduktionsmenge steigt. Dies ergibt sich aus der Tatsache, dass mit strikterem Cap die Kostenvorteile durch die Flexibilisierung durch Handel zunehmen und somit die Transaktionskosten auch bei kleineren Unternehmen weniger ins Gewicht fallen.

Die Autoren konzentrieren sich auf das erste Jahr des EU ETS (2005) und betrachten sowohl Vermeidungskosten, als auch (laufende) Transaktionskosten. Laufende Transaktionskosten des Emissionshandels für die Regulierer und Regulierten (Strategie, MRV, Kosten durch Teilnahme am Handel) werden aus verschiedenen Quellen zusammengetragen und sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Für den Standard werden entsprechend nur diejenigen Kosten angesetzt, die erwartungsgemäß auch unter einem ordnungsrechtlichen Instrument anfallen würden (z.B. MRV). Die Autoren geben an, dass dies auf eigener Abschätzung beruht, da dazu keine Studien vorliegen.

Tabelle 2: Transaktionskosten für ETS und Standard

Emittenten	Klein ($\leq 20\text{kt}$)		Mittel (20–1.700 kt)		Groß ($\geq 1.700\text{ kt}$)	
	ETS	Standard	ETS	Standard	ETS	Standard
Regulierer						
€	4.000	2.000	4.000	2.000	4.000	2.000
Regulierte						
Strategie	5.000		9.000		12.000	
MRV	12.000	12.000	22.000	22.000	66.000	66.000
Registrierung					2.500	
Teilnahme am Handel (€/EUA)	0,025		0,025		0,006	

Quelle: Betz et al., 2010

Die Simulation zur Berechnung des optimalen Geltungsbereiches wird mit 24 repräsentativen Anlagen durchgeführt: Innerhalb der 6 Sektoren werden je 4 repräsentative Anlagen angenommen (klein, mittel, groß, sehr groß), denen die jeweiligen Transaktionskosten zugerechnet werden.

Auch Informationen über Vermeidungskostenkurven werden aus verschiedenen Quellen zusammengetragen. Unter Annahme einer bestimmten funktionalen Form werden Parameterwerte der Vermei-

dungskostenkurven für die 24 verschiedenen Anlagen geschätzt. Diese basieren auf dem Sektor, dem die Anlage angehört, ihrer Größe, sowie der verlangten Emissionsminderung. Dabei wird für negative Vermeidungskosten ein Korrekturfaktor eingeführt.

Für verschiedene Caps wird nun jeweils mit Hilfe einer Computersimulation verglichen, ob der Vorteil der Teilnahme eines der repräsentativen Unternehmen am Emissionshandel (abhängig von der Höhe der Vermeidungskosten) die Transaktionskosten, die dem Unternehmen und Regulierern durch die Teilnahme entstehen, übersteigt. So kann für jedes Emissionsniveau angegeben werden, wie viele der 24 Unternehmen optimal am Emissionshandel teilnehmen sollten. Dabei steigt die Anzahl der abgedeckten Unternehmen mit der Höhe der Minderung, da dann die Vorteile einer Teilnahme am Handel die Transaktionskosten überwiegen.

Einordnung: Es handelt sich um einen sehr umfassenden Ansatz, der den Kostenvorteil des Emissionshandels gegenüber einem Ordnungsrecht unter Berücksichtigung aller relevanten Kostenarten betrachtet. Des Weiteren werden die Größenstruktur der Anlagen und deren Einfluss auf die Kosteneffizienz betrachtet. Allerdings liegt der Fokus eher auf der Bestimmung des optimalen Geltungsbereiches des Emissionshandels, weswegen die Berechnung auf Basis repräsentativer Anlagen erfolgt. Darüber hinaus muss eine große Menge relevanter Informationen (Transaktionskosten, Vermeidungskostenkurven) aus verschiedenen Quellen zusammengetragen werden, was oftmals nicht einfach ist und großen Unsicherheiten unterliegt.

Voraussetzungen

- ▶ Kenntnis der sektoralen Vermeidungskostenkurven
- ▶ Vorliegen ausreichender Dokumentation von Transaktionskosten

Grenzen

- ▶ Berechnung beruht auf repräsentativen Anlagen
- ▶ Keine intertemporale Flexibilität betrachtet
- ▶ Keine gesamtwirtschaftlichen Effekte

3.2 Quantifizierung von Transaktionskosten

3.2.1 Transaktionskosten der Regulierten

Die Literatur beschäftigt sich mit Transaktionskosten besonders im Zusammenhang mit Regelungen für Kleinemittenten, da diese i.d.R. überproportional von dieser Art von Kosten betroffen sind. Besonders wenn das Emissionsbudget relativ großzügig ist und daher die Kostenersparnisse aus dem Handel relativ gering sind, fallen diese Kosten für Unternehmen mit kleinen Emissionsmengen besonders ins Gewicht (vgl. Schleich & Betz, 2004). Obwohl theoretische Überlegungen bezüglich der Definition und Klassifikation dieser Kosten sehr ausgereift sind, scheint ihre Quantifizierung nur über Befragungen betroffener Unternehmen möglich.

In ihrer Studie zu Erfahrungen mit dem Emissionshandel in hessischen Unternehmen führen Behringer et al. (2006) Befragungen von 31 Unternehmen mit insgesamt 59 Anlagen durch. Unternehmen werden nach den Kosten für die Beantragung der Emissionsrechte, EDV, Monitoring, externe Beratung und sonstigen Kosten, die durch den Emissionshandel verursacht werden, befragt. Aufgeteilt nach Größenklassen liegen demnach die durchschnittlichen Kosten zwischen 0,10 €/tCO₂ (Großunternehmen) – 0,43 €/tCO₂ (Kleinunternehmen), wobei in der Ziegel- und Keramikindustrie besonders hohe durchschnittliche Transaktionskosten von bis zu 3,20 €/tCO₂ anfallen. Insgesamt gaben die befragten Unternehmen € 2Millionen aus, was sich auf €34.000 pro Anlage beläuft.

In einer Studie zu Kleinemittenten fasst Ecofys (2007) die Ergebnisse einer Befragung unter Mitgliedstaaten zu Transaktionskosten kleiner Unternehmen zusammen. Viele Mitgliedsländer beantworteten die Frage nicht und die vorhandenen Zahlen weisen eine sehr hohe Bandbreite auf (Tabelle 3).

Tabelle 3: Transaktionskosten kleiner Unternehmen laut Länderbefragung

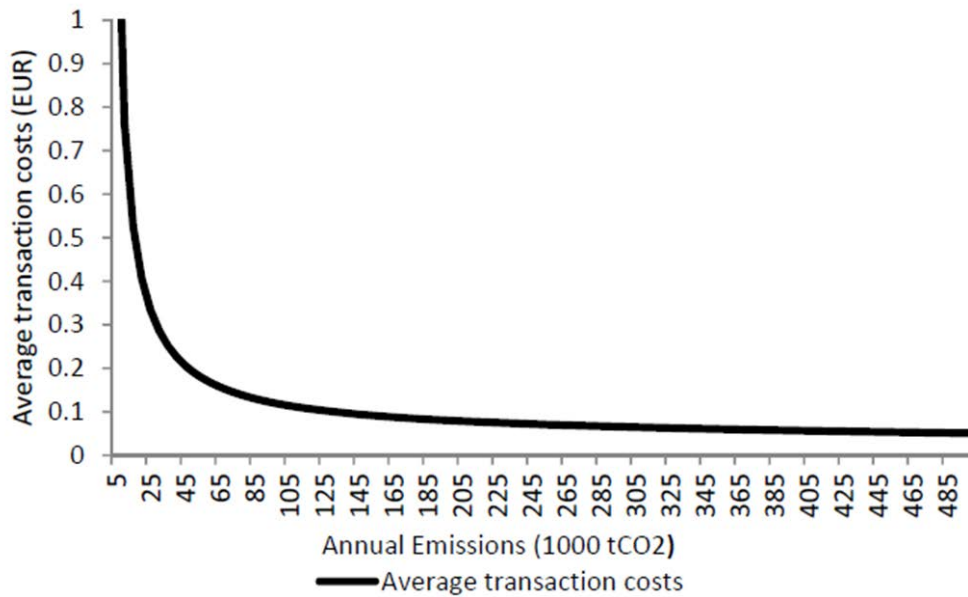
Land	Transaktionskosten
Deutschland	12.500 bis mehr als 20.000 €/a pro Anlage
Niederlande	Einmalige Kosten 1.700 – 3.800 €; laufende Kosten 8.700 – 21.500 €/a
Dänemark	Laufende Kosten mindestens 4.300 – 7.000 €/a pro Anlage, für Registrierung, Verwaltung, MRV
Schweden	Laufende Kosten 2.100 – 5.000 € pro Anlage in Periode I und 1.400 – 2.600 € pro Anlage in Periode II
UK	Gesamte administrative Kosten 3.675 – 4.415 €/a

Quelle: nach Ecofys, 2007

Jaraite et al. (2009) führten eine Befragung unter 27 irischen EU ETS-Unternehmen durch und kommen zu dem Ergebnis, dass kleine Unternehmen tatsächlich überproportional belastet sind. Sie beziffern Transaktionskosten mit 0,06 €/tCO₂ für Großunternehmen und bis zu 2,02 €/tCO₂ für kleine Unternehmen. Sie weisen außerdem Abschätzungen für die zusätzlichen Kosten einzelner Komponenten aus und kommen zu dem Ergebnis, dass die MRV-Kosten den größten Teil ausmachen. Die Autoren schätzen, dass sich die gesamten Transaktionskosten des EU ETS in den ersten drei Jahren auf €822 Mio. (€360 Mio. Einführungskosten und €150 Mio. MRV/Jahr) belaufen. Damit haben die Transaktionskosten einen nicht unerheblichen Anteil an den Gesamtkosten verglichen mit den Vermeidungskosten, die auf ca. €900 Mio./a geschätzt werden (Ellerman et al. 2010).

Heindl (2012) führte eine Umfrage zu Transaktionskosten unter 150 deutschen Unternehmen durch (MRV, Handel, Strategie) und schätzt mit Hilfe von ökonometrischen Modellen, wie diese Kosten von der Menge der Emissionen der jeweiligen Unternehmen abhängen. Auch er kommt zu dem Ergebnis, dass kleine Unternehmen überproportional belastet sind und schätzt, dass bei deutschen Unternehmen pro Jahr Transaktionskosten in Höhe von €8.7 Millionen anfallen. Er siedelt die höchsten Kosten bei 1€/tCO₂ an. Abbildung 7 zeigt die von ihm ermittelten durchschnittlichen Transaktionskosten in Abhängigkeit von der Emissionshöhe einer Anlage.

Abbildung 7: Durchschnittliche Transaktionskosten in Abhängigkeit der Emissionen



Quelle: Heindl, 2012

Tabelle 4 fasst die in den Studien ermittelten Transaktionskosten zusammen.

Tabelle 4: Zusammenfassung der in Studien ermittelten Transaktionskosten

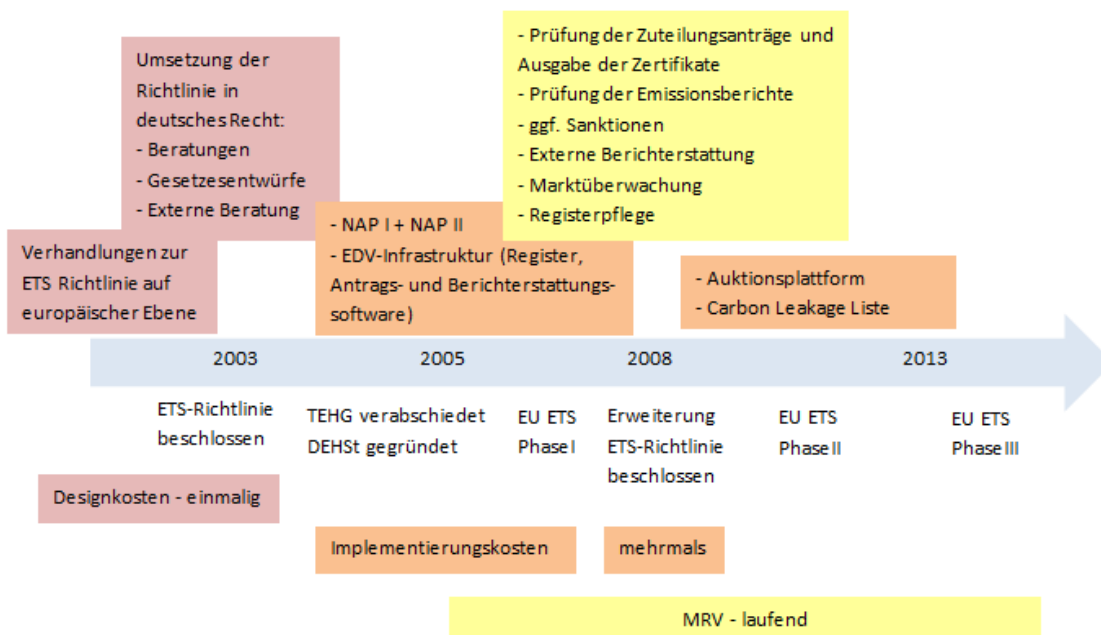
Studie	Betrachtete Kosten	
Behringer et al., 2006	Beantragung der Emissionsrechte, EDV, Monitoring, externe Beratung und sonstige Kosten 31 hessischer Unternehmen	0,10 €/tCO ₂ (Großunternehmen) – 0,43 €/tCO ₂ (Kleinunternehmen) bis zu 3,20 €/tCO ₂ (Ziegel und Keramik) insgesamt: € 2Mio., €34.000 pro Anlage
Ecofys, 2007	Befragung der Mitgliedsländer nach Transaktionskosten kleiner Unternehmen	1.400 – 21.500 €/a pro Anlage
Jaraite et al., 2009	Transaktionskosten 27 irischer Unternehmen	0,06 €/tCO ₂ (Großunternehmen) – 2,02 €/tCO ₂ (Kleinunternehmen) EU ETS Periode I gesamt €822 Mio (€360 Mio Einführungskosten und €150Mio MRV/Jahr)
Heindl, 2012	Transaktionskosten (MRV, Handel, Strategie) 150 deutscher Unternehmen	Bis zu 1€/tCO ₂ €8,7 Mio./a in Deutschland

3.2.2 Transaktionskosten der Regulierer

Teilt man die Transaktionskosten der Regulierer wie oben in einmalige Designkosten, mehrmals auftretende Implementierungskosten und laufende MRV-Kosten ein, so lässt sich für den Europäischen

Emissionshandel ein Zeitstrahl dieser Kostenarten, wie in Abbildung 8 dargestellt, erstellen. Zunächst fallen einmalige Designkosten an, die im Zusammenhang mit der Entwicklung der Emissionshandelsrichtlinie auf europäischer Ebene und ihrer Umsetzung in deutsches Recht stehen. Danach folgen mehrmals wiederkehrende Implementierungskosten, wie die Erstellung der Nationalen Allokationspläne in der ersten und zweiten Handelsperiode (NAP I und II), Erwerb, Anpassung und Wartung der EDV-Infrastruktur für Register, Antrags- und Berichterstattungssoftware sowie die Einrichtung einer Auktionsplattform und die Erstellung einer Carbon Leakage Liste für die dritte Handelsperiode. Außerdem fallen laufende MRV Kosten im Zusammenhang mit Prüfung der Zuteilungsanträge und Ausgabe der Zertifikate, sowie Prüfung der Emissionsberichte und ggf. Sanktionierung an, außerdem Kosten externer Berichterstattung, Marktüberwachung und Registerpflege.

Abbildung 8: Zeitstrahl der Kostenarten für Regulierer des EU-ETS



Bergmann et al. (2005) schätzen Einführungs- und laufende Kosten des EU-Emissionshandels in Deutschland ab. Dafür tragen Sie vielfältige Informationen zusammen und schätzen die Personalkosten zur Einrichtung des Emissionshandels auf € 7 Mio., die Sachkosten zur Einführung auf €400.000 und die laufenden Kosten auf ca. € 7 Mio. pro Jahr. Sie weisen darauf hin, dass die Abgrenzung der zu erfassenden Kosten zuweilen schwierig sein kann und dass sie einige Kosten (etwa die politischer Verhandlungen) nicht erfassen.

Eine Quantifizierung eines großen Teiles der Transaktionskosten für Regulierer kann auf Basis von Informationen über die Betriebskosten der mit dem Emissionshandel betrauten Stellen gemacht werden. In Deutschland ist die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) die zuständige Behörde. Sie ist verantwortlich für die Zuteilung und Ausgabe der Emissionszertifikate, Prüfung der Zuteilungsanträge und der jährlichen Emissionsberichte, Administration des Deutschen Emissionshandelsregisters sowie Information und Berichterstattung für teilnehmende Unternehmen und Externe. Im Jahr 2008 bezifferte die DEHSt die jährlichen Kosten für die Erbringung von Dienstleistungen in Zusammenhang mit der administrativen Durchführung (inkl. Überwachung) des Emissionshandels in Deutschland auf 11 Millionen Euro (DEHSt 2008).

Jedes Jahr wird eine gewisse Anzahl von Emissionszertifikaten zur Finanzierung der DEHSt versteigert. Diese Menge betrug im Jahr 2012 1.597.064 Zertifikate, im Jahr 2011 675.289 Zertifikate und im Jahr 2010 1.142.017 Zertifikate (DEHSt 2012). Für die Jahre 2004–2007 gibt es auf der Internet-

seite der DEHSt eine Aufteilung der Kosten in Personal, IT/Register und sonstige Sachausgaben (Abbildung 9). Die Aufgaben der DEHSt sind in den letzten Jahren gewachsen, so erreichte die Mitarbeiterzahl im Jahr 2010 130 (DEHSt 2010).

Abbildung 9: Ausgabenstruktur der DEHSt 2004–2007

	2004 (in T€)	2005 (in T€)	2006 (in T€)	2007 (in T€)
Personal	4.435	7.187	7.136	7.073
IT/Register	3.500	4.111	2.019	2.019
Sonstige Sachausgaben	1.500	1.500	1.500	1.500
Gesamtausgaben	9.435	12.798	10.655	10.592

Quelle: DEHSt 2010.

3.2.3 Einordnung

Schätzungen von Transaktionskosten für Regulierte werden meist durch Befragungen betroffener Unternehmen gewonnen und können eine große Bandbreite aufweisen. Informationen über Transaktionskosten der Regulierer können teilweise aus öffentlich verfügbaren Informationen gewonnen werden. Allerdings muss eine Abgrenzung darüber vorgenommen werden, bis auf welche Ebene Regulierer erfasst werden sollen (z.B. nur die zuständige Behörde oder auch politische Akteure).

Voraussetzungen

- ▶ Ansprechpartner zum Durchführen von Interviews
- ▶ Verfügbarkeit von Informationen über die Finanzierung der zuständigen Behörden

Grenzen

- ▶ Angaben in Interviews können subjektive Wahrnehmung widerspiegeln und damit nicht zwangsläufig der Realität entsprechen
- ▶ Nicht alle Kosten erfassbar (z.B. Kosten des politischen Prozesses)

3.3 Partialökonomische und gesamtwirtschaftliche Modellierungsansätze

Capros & Mantzos (2000) berechnen die Kostenersparnisse, die eine Flexibilisierung durch Handel zur Erreichung des Kyoto-Zieles hervorbringt, indem sie verschiedene Szenarien vergleichen: kein Handel, nationaler Handel, internationaler Handel und unterschiedliche Erfassung von Sektoren. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass ein Erreichen des Kyoto-Zieles für die EU ohne jeglichen Handel mit Kosten von €9 Milliarden pro Jahr verbunden ist, während ein Handel zwischen Energie- und Industriesektoren innerhalb der EU (ähnlich dem jetzigen EU ETS) die Kosten auf €6.9 Milliarden pro Jahr verringert. Die Berechnung führen sie mit Hilfe eines partiellen Gleichgewichtsmodells für den Energiesektor durch (PRIMES). Box 2 beschreibt das PRIMES-Modell.

Box 2: Das PRIMES-Modell

Das PRIMES-Modell

PRIMES ist ein partielles Gleichgewichtsmodell, das die Energiemärkte der Europäischen Union abbildet. Es kann für die Projektion, Szenariokonstruktion und Politikbewertung bis zum Jahr 2030

eingesetzt werden. Auf Basis von Energieangebot und -nachfrage simuliert PRIMES ein europäisches Marktgleichgewicht, wobei marktnahe Mechanismen, die Angebot und Nachfrage beeinflussen, betrachtet werden. PRIMES wird besonders für die Analyse von Energie- und Umweltpolitik eingesetzt, wie zum Beispiel für Emissionshandel oder Maßnahmen in den Bereichen erneuerbare Energien oder Energieeffizienz in den 27 Mitgliedsstaaten der EU (E3M-Lab 2014).

Auch das Öko-Institut verfügt über zwei integrierte Strommarktmodelle (ELIAS und PowerFlex, s. Box 3 und 4), die in verschiedenen Studien verwendet wurden, um die Wirkungen von Politikmaßnahmen, wie z.B. dem EU-Emissionshandel, auf den Stromsektor in Deutschland gegenüber einer Referenzpolitik zu untersuchen (Matthes et al. 2009). Dabei erfolgte teilweise auch eine Kopplung mit einem gesamtwirtschaftlichen Ansatz, um die Wirkungen in anderen Sektoren und Interaktionen ebenso abbilden zu können.

Box 3: Das ELIAS-Modell

Das ELIAS-Modell

Das Electricity Investment Analysis Modell ist ein Investitionskostenmodell für den deutschen Stromsektor. Es ermittelt, welche Kraftwerksinvestitionen unter ökologischen Rahmenbedingungen am kostengünstigsten sind. Im Projekt „Politiksznarien“ werden damit die Auswirkungen verschiedener Klimaschutzmaßnahmen auf den zukünftigen Kraftwerkspark und seine CO₂-Emissionen analysiert. Zudem kommt ELIAS zum Einsatz, um die Auswirkungen der erneuerbaren Energien und der Elektromobilität auf den Kraftwerkspark zu untersuchen.

Box 4: Das PowerFlex-Modell

Das PowerFlex-Modell

PowerFlex ist ein Strommarktmodell, das den Betrieb von Kraftwerken, deren Erlöse und die resultierenden Strompreise berechnet. Die Besonderheit dieses Modells: Es betrachtet die Flexibilität von Stromnachfrage und -angebot genau. Es berechnet, wann Kraftwerke, Speicher und flexible Stromnachfrager (wie Kühlhäuser oder Elektrofahrzeuge) arbeiten sollten, um Kosten und CO₂ zu sparen. Das Modell kommt in verschiedenen Projekten zum Einsatz und lässt sich mit dem Investitionsmodell ELIAS koppeln.

Das Fraunhofer ISI verfügt über das Modell Forecast-Industry (siehe Box 5), welches zur Analyse der Auswirkungen von Politikmaßnahmen auf den europäischen Industrie-Sektor eingesetzt wird. Forecast-Industry wird in einer Reihe von Projekten auf nationaler und EU-Ebene wie z.B. den Politiksznarien für den Klimaschutz des Umweltbundesamtes (UBA 2013) oder den Klimaszenarien 2050 des BMU eingesetzt.

Box 5: Das Modell Forecast-Industry (ehemals ISIndustry)

Das Modell Forecast-Industry

Forecast-Industry ist ein bottom-up Modell des Europäischen Industrie-Sektors. Forecast-Industry ist hierarchisch aufgebaut und unterteilt die Industrie anhand der Energiebilanzen in einzelne Wirtschaftszweige bzw. Branchen. Den Branchen sind Prozesse zugeordnet, welche durch einen spezifischen Energieverbrauch und eine Aktivitätsgröße (zumeist Produktion) beschrieben werden. Die Disaggregation einzelner Prozesse richtet sich dabei nach der Datenverfügbarkeit und der Energieintensität. Weiterhin sind den Prozessschritten Einsparoptionen zugeordnet. Diese Einsparoptionen enthalten Informationen zum Einsparpotenzial, zur möglichen Diffusion im Anlagenbestand, zu den Kosten und zur Lebensdauer. Insgesamt werden dabei auf EU-Ebene 8 Branchen und 64 Prozesse abgebildet. Neben den spezifischen Prozessen bildet Forecast-Industry zudem die Verwendung von Querschnittstechnologien in den einzelnen Branchen ab.

Für ihr Impact Assessment der 20-20-20-Ziele benutzt die Europäische Kommission (2008) neben dem partiellen Gleichgewichtsmodell PRIMES verschiedene allgemeine Gleichgewichtsmodelle und stellt Kostenunterschiede verschiedener Szenarien dar. Dabei bezieht sich die Unterscheidung vor allem auf die Aufteilung zwischen ETS und Nicht-ETS Sektoren, sowie die Frage nach der Einbeziehung internationaler Offsets. Allgemeine Gleichgewichtsmodelle bilden alle Sektoren der Volkswirtschaft ab und beschreiben die Auswirkungen, die sich auf allen Märkten in Abhängigkeit voneinander ergeben. Ihre Implementierung beruht auf der jeweiligen Software und einer Vielzahl von Annahmen (z.B. über Produktsubstitution oder verschiedene Elastizitäten), die getroffen werden müssen.

Einordnung: Die Abschätzung, welchen Kostenvorteil eine Flexibilisierung durch Handel für die Gesamtwirtschaft hervorbringt, erfordert ein gesamtwirtschaftliches Modell. Diese Modelle haben insofern einen Vorteil gegenüber den bottom-up Ansätzen, als dass sie dynamische Reaktionen und die Auswirkungen auf andere Sektoren oder die Gesamtwirtschaft darstellen können und daher sowohl die Gesamteffekte für die Gesellschaft als auch Sektoreffekte (in Bezug auf THG-Minderungen, Produktion, Beschäftigung, Energiemix, Importe, Exporte, usw.) abbilden können. Gleichzeitig erfordern sie beträchtliche Rechenleistung und Ressourcen (Software, Expertise). Die gesamtwirtschaftlichen und sektoralen Verflechtungen, die dargestellt werden, beruhen auf vielfältigen Annahmen z.B. über Substitutionsmöglichkeiten und Verhaltensparameter und Ergebnisse können sensibel auf eine Änderung dieser Annahmen reagieren.

Voraussetzungen

- ▶ Hohe Ressourcenanforderungen: Software, Expertise
- ▶ Input-Daten für viele verschiedene Bereiche

Grenzen

- ▶ Einzelne Sektoren oder Unternehmen nicht mehr darstellbar
- ▶ Beruht auf vielen Annahmen

3.4 Zusammenfassung und Bewertung

Tabelle 5 fasst die betrachteten Studien und Ansätze zur Quantifizierung des Kostenvorteils durch Emissionshandel noch einmal zusammen und nimmt eine Einordnung und Bewertung der Voraussetzungen und Grenzen vor.

Tabelle 5: Überblick über die betrachteten Studien

Studie	Methode	Einordnung	Voraussetzungen	Grenzen
Bottom-up (ein Sektor) Ellerman et al. (2000)	Schematische Berechnung von Kostenkurven für den Handel vs. einem fiktiven Ordnungsrecht an Hand beobachteter Daten aus Periode I des amerikanischen SO ₂ -Handels	Interessant, da räumliche und zeitliche Kostenvorteile erfasst werden. Berechnung wird dadurch vereinfacht, dass nur ein Sektor betrachtet wird.	Kenntnis des gesamten Emissionsbudgets aller Perioden Ermittlung der Vermeidungskosten der betroffenen Sektoren Annahme sich rational verhaltender Akteure	Nicht-lineare Effekte nicht erfasst Zeitliche Flexibilisierung nur berechenbar, wenn nicht über den Betrachtungszeitraum hinaus gebankt werden kann Keine gesamtwirtschaftlichen Effekte Keine Transaktionskosten
Bottom-up (viele Sektoren) Matthes et al. (2003)	Schätzung auf Basis von Vermeidungskostenkurven mit Hilfe des Modells SIMET. Ordnungsrecht entspricht Zuteilung von Zertifikaten ohne Handel	Weiterentwicklung von Ellerman et al., 2000, da für eine Vielzahl von Sektoren spezifische Vermeidungskosten benutzt werden	Kenntnis sektorgenauer Vermeidungskostenkurven Entscheidung über den Umgang mit negativen Vermeidungskosten	Keine Erfassung der intertemporalen Flexibilität Keine Erfassung von Transaktionskosten Unternehmensspezifische Vermeidungskostenkurven würden weitere Erkenntnisse liefern
Bottom-up (repräsentative Unternehmen) Betz et al. (2010)	Bestimmung von Vermeidungs- und Transaktionskosten für repräsentative Anlagen, auf Basis von Literaturauswertung und eigener	Alle Kostenarten erfasst, basierend auf der Annahme repräsentativer Anlagen optimaler Geltungsbereich simuliert.	Kenntnis der sektoralen Vermeidungskostenkurven Vorliegen ausreichender Dokumentation von Transaktionskosten	Berechnung beruht auf repräsentativen Anlagen Keine intertemporale Flexibilität betrachtet Keine gesamtwirtschaftlichen Effekte

Studie	Methode	Einordnung	Voraussetzungen	Grenzen
	Berechnungen			
Studien zu Transaktionskosten	Regulierte: Befragungen Regulierer: Abschätzung auf Basis öffentlich verfügbarer Informationen	Informationen über Transaktionskosten scheinen nur über Interviews oder veröffentlichte Finanzierungsberichte möglich	Ansprechpartner zum Durchführen von Interviews Verfügbarkeit von Informationen über die Finanzierung der zuständigen Behörden	Ergebnisse können auf Interviewer / Interviewpartner beruhen Nicht alle Kosten erfassbar (z.B. Kosten des politischen Prozesses)
Gleichgewichtsmodelle: Capros und Mantzos (2000), EC (2008)	Ökonomische Modelle für einzelne Märkte oder die ganze Volkswirtschaft, die mit Hilfe von Computerprogrammen simuliert werden	Sehr breite Erfassung der Kosteneffekte, die allerdings hohe Anforderungen an Datenverfügbarkeit und Ressourcen stellt.	Hohe Ressourcenanforderungen: Software, Expertise Input-Daten für viele verschiedene Bereiche	Einzelne Technologien oder Unternehmen nicht mehr darstellbar Beruht auf Annahmen über Substitutionsmöglichkeiten, Verhaltensparameter

Tabelle 6 stellt die verschiedenen Ansätze an Hand ihrer Inputs und Outputs dar, wobei * für geringe ** für mittlere und *** für hohe Input/Output-Mengen stehen.

Tabelle 6: Einordnung der verschiedenen Ansätze anhand ihrer Inputs und Outputs

	Inputs		Outputs	
	Daten	Ressourcen	Breite	Tiefe
Bottom-up (ein Sektor)	**	*	*	*
Bottom-up (Sektoren)	***	**	*	**
Bottom-up (Unternehmen)	***	**	*	***
Transaktionskosten	**	**	*	**
Partialmodell	***	***	**	**
Allgemeines Gleichgewichts- Modell	***	***	***	*

4 Methodik für die Ex-post-Analyse der Kosteneffizienz: Zweite Handelsperiode

In diesem Kapitel werden die verschiedenen möglichen Methoden für eine Ex-Post-Analyse zur Kosteneffizienz des Emissionshandels beschrieben und diskutiert. Dazu gehört neben dem methodischen Ansatz auch die Definition des ordnungsrechtlichen Referenzszenarios. Zunächst werden dabei in Kapitel 4.1 die grundsätzlich möglichen Ebenen der Effizienzbestimmung vorgestellt sowie die mit der Wahl der Untersuchungsebene verbundenen Implikationen. Die Definition des Referenzszenarios wird in Kapitel 4.2 diskutiert und es werden Möglichkeiten zur anzuwendenden Ausgestaltung vorgestellt. In Kapitel 4.3 werden schließlich die unterschiedlichen Methoden für eine Kosteneffizienzanalyse vorgestellt und diskutiert.

4.1 Ebenen der Effizienzbestimmung

Ein wichtiger Punkt, den es bei der Analyse zur Kosteneffizienz zu berücksichtigen gilt, ist die Frage auf welcher Ebene die Effizienzbestimmung erfolgen soll und kann. In Frage kommen dabei die Ebenen der regionalen, sektoralen und zeitlichen Differenzierung. Die Ebene der Effizienzbestimmung ergibt sich dabei aus den zur Verfügung stehenden Informationen bezüglich Minderungsmaßnahmen, Potenzialen und Kosten. Gleichzeitig stellt die Ebene der Effizienzbestimmung Anforderung an die Definition des Referenzszenarios. So macht z.B. die Festlegung von anlagenspezifischen Emissionsobergrenzen u.U. nur dann Sinn, wenn die entsprechenden Informationen über mögliche Emissionsminderungsmaßnahmen, deren Minderungspotenziale und Kosten auch anlagenscharf verfügbar sind und die Effizienzbestimmung somit auf dieser Ebene erfolgen kann. Liegen diese Potenzial- und Kosteninformationen dagegen nur auf der Sektorebene vor, so müssen die evtl. mühsam bestimmten anlagenspezifischen Emissionsobergrenzen für die Analyse ohnehin aggregiert werden. Andererseits bringen detaillierte Informationen über Kosten und Minderungspotenziale von Minderungsmaßnahmen nur dann einen Vorteil, wenn auch eine dementsprechend detaillierte Definition für die Emissionsobergrenzen vorliegt. Ähnliches gilt auch mit Blick auf die temporale Disaggregation von Emissionsobergrenzen. Jahresspezifische Emissionsobergrenzen können nur dann zur Bestimmung von Effizienzgewinnen durch Emissionshandel beitragen, wenn auch für Minderungsmaßnahmen dementsprechend detaillierte Informationen vorliegen. Es ist also notwendig, bei der Definition des Referenzszenarios und dabei insbesondere bei der Festlegung der Untersuchungseinheit darauf zu achten, dass die Informationen über Vermeidungsoptionen, -potenziale und -kosten in gleichem Detaillierungsgrad zur Verfügung stehen.

Es gilt zu beachten, dass die Ebene der Effizienzbestimmung gleichzeitig bestimmt, in welchem Maße sich Effizienzgewinne aus Emissionshandel gegenüber einer ordnungsrechtlichen Referenzpolitik bestimmen lassen. Dies folgt aus der Tatsache, dass bei höheren Aggregierungsgraden in der Regel implizit angenommen wird, dass die Aufteilung der Minderungsmaßnahmen und Kosten innerhalb der betrachteten Gruppen kosteneffizient erfolgt. Leitet man beispielsweise Effizienzgewinne auf der Sektorebene (z.B. nach CITL) ab, so werden Effizienzgewinne, die auf den Handel zwischen einzelnen Anlagen zurückzuführen sind, vernachlässigt, da die Kostenkurve davon ausgeht, dass innerhalb des Sektors die Emissionsminderungen kosteneffizient umgesetzt werden. Eine derartige Betrachtung ließe also nur die Quantifizierung von Effizienzgewinnen aus inter-sektorialem Handel zu, nicht aber aus Inter-Anlagenhandel. Während natürlich ein möglichst hoher Disaggregierungsgrad bei der Effizienzbetrachtung wünschenswert ist, muss berücksichtigt werden, dass höhere Disaggregierungsgrade in der Regel mit einem deutlich höheren Informationsbedarf in Bezug auf Vermeidungspotenzial und -kosten verbunden sind. Dies gilt insbesondere bei einer anlagenscharfen Betrachtung.

In ansteigendem Detaillierungsgrad lassen sich dabei die folgenden Ebenen der Effizienzbestimmung unterscheiden:

- ▶ **Länderspezifische Vermeidungskostenkurven:** Im Rahmen der ersten und zweiten Handelsperiode unter dem EU ETS gab es länderspezifische Emissionsobergrenzen, die in den jeweiligen Nationalen Allokationsplänen festgelegt wurden. Inwieweit die Erlaubnis der Unternehmen der einzelnen Länder untereinander zu handeln zu Effizienzgewinnen geführt hat, lässt sich auf Basis von länderspezifischen Emissionsminderungskurven untersuchen. Bei dieser sehr hohen Aggregierungsebene wird angenommen, dass die Emissionsminderungsmaßnahmen innerhalb eines Landes auch im Falle der ordnungsrechtlichen Referenzpolitik kosteneffizient erfolgen. Zu beachten ist, dass bei einer auf länderspezifischen Kurven basierenden Untersuchung die nicht vom Emissionshandelssystem betroffenen Sektoren und Minderungsmaßnahmen aus der nationalen Minderungskurve heraus gerechnet werden müssen. Länderspezifische Emissionsminderungskurven wurden z.B. von McKinsey erstellt (McKinsey&Company 2010).

Abbildung 10: Effizienzbestimmung auf Basis von länderspezifischen Vermeidungskostenkurven

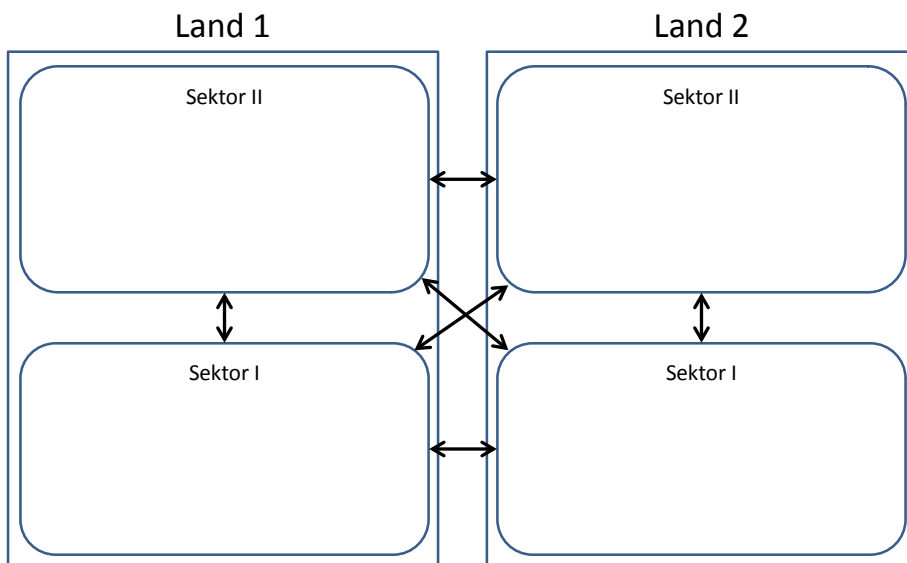
Ebenen von Effizienz

Land 1 \longleftrightarrow Land 2

- ▶ **Sektorale Vermeidungskostenkurven:** Um eine bessere Effizienzbetrachtung zu ermöglichen, können die länderspezifischen Vermeidungskostenkurven in einzelne Sektoren zerlegt werden. Damit lässt sich neben der Effizienz aus dem Handel zwischen Ländern auch die Effizienz aus inter-sektorialem Handel mit Emissionszertifikaten bestimmen. Effizienzgewinne die sich auf kleineren Ebenen als der Sektorebene ergeben, können auf dieser Ebene jedoch weiterhin nicht abgeschätzt werden. Vermeidungskostenkurven auf der Sektorebene können von einer Reihe von technologiebasierten partial-ökonomischen Modellen erzeugt werden wie z.B. Poles (Enerdata 2009).

Abbildung 11: Effizienzbestimmung auf Basis von sektoralen Vermeidungskostenkurven

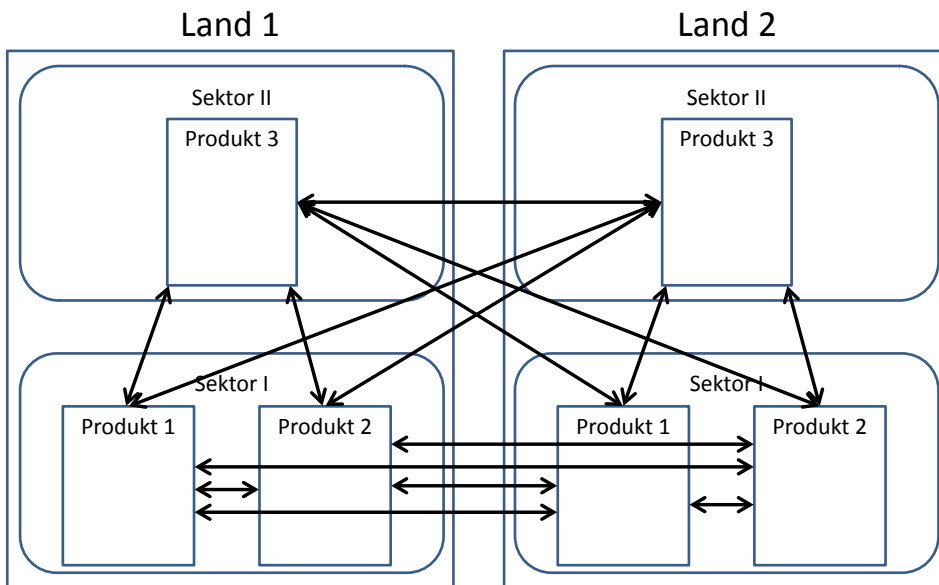
Ebenen von Effizienz



- **Produktspezifische Vermeidungskostenkurven:** In einigen unter dem EU ETS zusammengefassten Sektoren gibt es sehr heterogene Produkte. Produkt-spezifische Vermeidungskostenkurven bieten daher eine Möglichkeit, einen höheren Detaillierungsgrad in die Analyse einfließen zu lassen. Die Produktgruppen können sich dabei z.B. an den im Rahmen der Benchmarking-Bestimmung und der Carbon-Leakage-Liste verwendeten NACE-Codes orientieren. Bei dieser Betrachtungsebene steigt erneut das Potenzial zur Bestimmung der Kosteneffizienz, weil die Vermeidungskostenkurven lediglich von einer kosteneffizienten Vermeidung innerhalb der Produkte ausgehen, nicht mehr jedoch zwischen den Produkten. Der Schritt von Sektor-Vermeidungskostenkurven hin zu Vermeidungskostenkurven auf Produktebene kann je nach NACE-Code-Ebene einen großen Mehraufwand für die Datenverfügbarkeit bzw. -erhebung bedeuten.

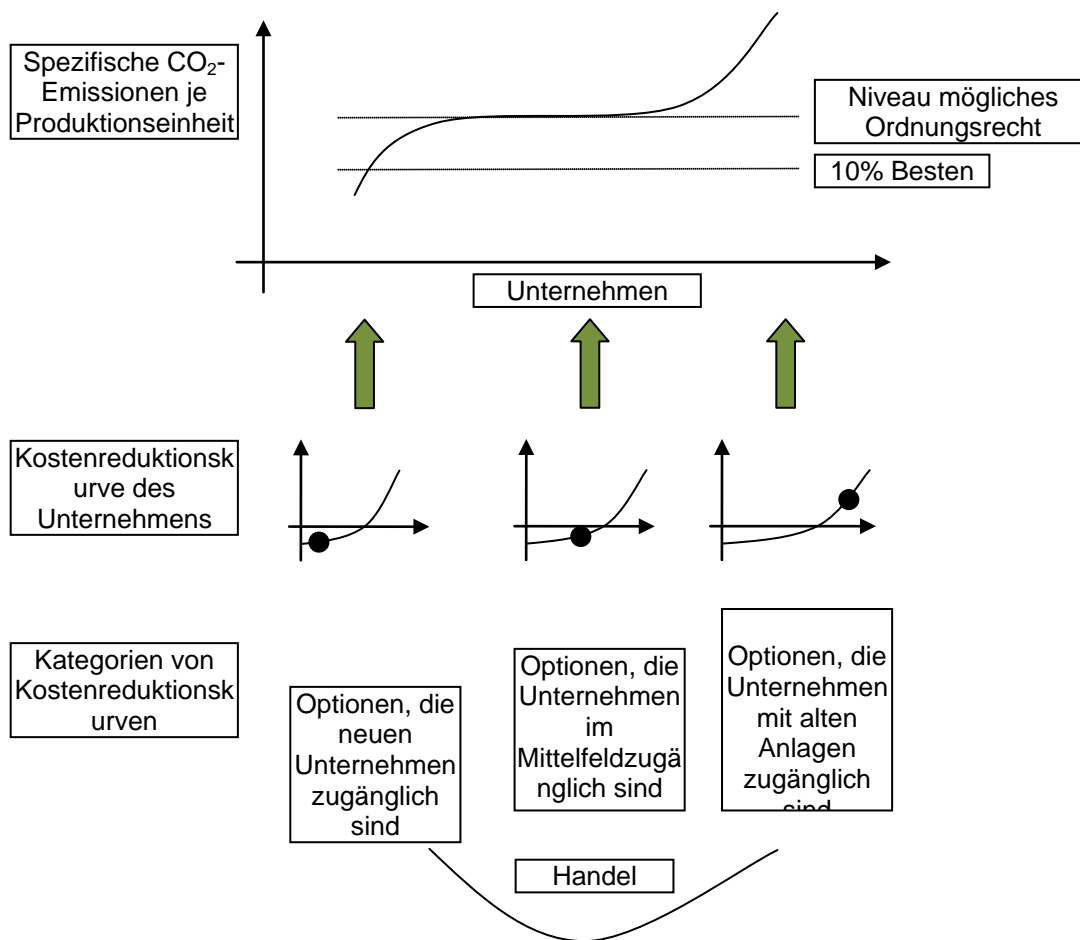
Abbildung 12: Effizienzbestimmung auf Basis produktspezifischer Vermeidungskostenkurven

Ebenen von Effizienz



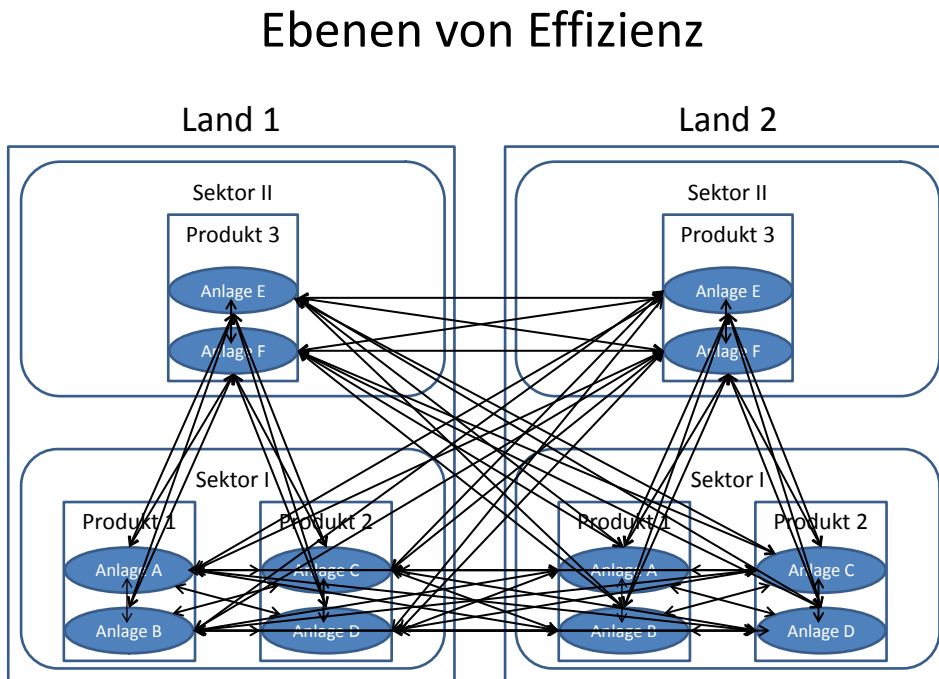
- **Anlagentypen-spezifische Vermeidungskostenkurven:** Möchte man die Analyse weiter verfeinern, so können die produktspezifischen Vermeidungskostenkurven weiter auseinandergenommen werden, um einzelne Anlagentypen abzubilden und untersuchen zu können. Diese Verfeinerung der Analyse beruht auf der Annahme, dass unterschiedliche Anlagentypen unterschiedliche Vermeidungsoptionen und damit unterschiedliche Vermeidungskosten haben. Weiterhin kann bei einer solchen Verfeinerung berücksichtigt werden, dass effizientere Anlagentypen u.U. deutlich andere Vermeidungskostenkurven haben als weniger effiziente Anlagentypen, dies aber nicht zwangsläufig in einer ordnungsrechtlichen Referenzpolitik berücksichtigt ist. Ein Beispiel für unterschiedliche Vermeidungsoptionen ist in Abbildung 13 gegeben. Hier wird davon ausgegangen, dass effizientere Anlagen (Anlagen, die weiter links in der Benchmarkingkurve liegen) höhere Vermeidungskosten haben als weniger effiziente Anlagen, denen u.U. ein breiteres Spektrum an kostengünstigeren Vermeidungsoptionen zur Verfügung steht. Während diese weitere Detaillierung eine weitere Erhöhung des Informationsbedarfs bedeutet, kann ein Teil der Informationen u.U. aus den Datenerhebungen, die im Rahmen der Benchmarking-Festlegung durchgeführt wurden, verwendet werden.

Abbildung 13: Effizienzbestimmung auf Basis von Anlagentyp-spezifischen Vermeidungskostenkurven unter Verwendung von Benchmarkingkurven



- **Anlagenspezifische Vermeidungskostenkurven:** Den höchsten Detaillierungsgrad erhält man, wenn es gelingt, die Vermeidungskostenkurven einzelner Anlagen zu bestimmen. In diesem Fall können die Kosteneffizienzgewinne auf allen Ebenen in die Analyse mit einbezogen werden. Allerdings ist damit ein sehr hoher Informationsbedarf über jede einzelne Anlage im Emissionshandelssystem verbunden, der u.U. in dem Detaillierungsgrad nicht erfasst oder nur mit sehr, sehr großem Datenerhebungsaufwand zu erzielen ist.

Abbildung 14: Effizienzbestimmung auf Basis von Anlagen-spezifischen Vermeidungskostenkurven



Neben den unterschiedlichen Aggregationen auf Ebene der Länder und Sektoren stellt die zeitliche Dimension eine weitere Ebene im Rahmen der Effizienzbestimmung dar, die in die Betrachtung mit aufgenommen werden kann. Hier lassen sich drei Betrachtungsmöglichkeiten unterscheiden:

- ▶ **Statische Betrachtung:** Im Falle einer statischen Betrachtung werden Effizienzgewinne, die sich aus intertemporalem Handel ergeben, komplett vernachlässigt. Sich ggf. durch Banking ergebende Verzerrungen bei Minderungen und Preisen können in diesem Fall die Ergebnisse verzerren.
- ▶ **Dynamische Betrachtung bezogen auf Emissionshandelsperioden:** Um die Effizienzgewinne aus Banking (und Borrowing) zwischen den einzelnen Perioden in die Untersuchung einzubeziehen, reicht eine Analyse auf Ebene der einzelnen Perioden aus. In diesem Fall wird implizit davon ausgegangen, dass Emissionsreduktionen innerlich einer Periode kosteneffizient erfolgen, d.h. zum optimalen Zeitpunkt. Das Verschieben von Zertifikaten zwischen den Perioden wird dagegen auf Basis von periodenscharfen Emissionsobergrenzen analysiert. Für die Untersuchung der ersten zwei Handelsperioden bis 2012 kommt eine dynamische Betrachtung bezogen auf Emissionshandelsperioden nicht in Frage, weil Banking zwischen diesen Perioden nicht erlaubt war.
- ▶ **Dynamische Betrachtung auf Jahresbasis:** Alternativ kann auch die zeitliche Flexibilität, die sich innerhalb einer Handelsperiode ergibt, in die Analyse einbezogen werden. In diesem Fall müssten Emissionsobergrenzen und Minderungsmaßnahmen jahresscharf definiert werden.

Wie bereits beschrieben ist die Ebene der Effizienzbestimmung eng verbunden mit der Verfügbarkeit von Informationen bezüglich Emissionsminderungspotenzial und –kosten. So erfordert eine Betrachtung auf Ebene der Produkte produktspezifische Kenntnisse über Vermeidungsoptionen und Vermeidungskosten, während bei einer Betrachtung auf Länderebene Vermeidungsoptionen und –kosten lediglich auf Länderebene zur Verfügung stehen müssen. Dementsprechend ist es wahrscheinlich,

dass sich bei einer Kosteneffizienzanalyse die Ebene der Effizienzbestimmung aus der Datenverfügbarkeit ergibt und nicht andersherum. Weniger eng ist dieser Zusammenhang in Bezug auf die Zeit, da hier ggf. auch davon ausgegangen werden kann, dass sich zumindest über kürzere Zeiträume die Vermeidungskosten nicht signifikant ändern. Eine detailliertere Diskussion über die Vermeidungskosteninformationen findet sich in Kapitel 4.2.2.

4.2 Definition Szenario alternatives Politikinstrument (Ordnungsrecht)

Jede Art der Schätzung der Kosteneffizienz des Emissionshandels ist in starkem Maße davon abhängig, wie das Referenzszenario mit alternativem Politikinstrument definiert ist. Grundsätzlich ist es dabei notwendig sicher zu stellen, dass das alternative Politikinstrument zu vergleichbaren Ergebnissen führt, um einen Vergleich der Kosten zu ermöglichen. Das Hauptziel des Emissionshandels ist es, eine Emissionsminderung herbeizuführen. Für die Vergleichbarkeit des Emissionshandels mit einem alternativen Politikinstrument ist daher wichtig, dass beide Instrumente zu einer annähernd gleichen Emissionsminderung führen. In Abhängigkeit von der verwendeten Untersuchungsmethode kann sich zudem die Notwendigkeit weiterer Spezifikationen ergeben. So werden bei einer gesamtwirtschaftlichen Betrachtung von Emissionsminderungspolitikern auch Auswirkungen auf Preise, Nachfrage und Produktionsmengen berücksichtigt, welche bei einer partialökonomischen Betrachtung erst einmal vernachlässigt werden. Daher muss hier zusätzlich überlegt werden, ob neben den Emissionsmengen auch die Produktionsmengen der beiden Szenarien vergleichbar sein sollen.

Die Ausgestaltung der ordnungsrechtlichen Referenzpolitik ist unter anderem davon abhängig, auf welcher Ebene die Ziele definiert werden, in welchem zeitlichen Rahmen die Analyse erfolgen soll und ob die Ausgestaltung der Referenzpolitik möglichst eng an in der Realität beobachtbare Politikmaßnahmen angelehnt sein sollte. Im Folgenden werden die Ausgestaltungsmöglichkeiten und ihre jeweiligen Optionen kurz vorgestellt und ihre Vor- und Nachteile diskutiert. Da die Ebene der Effizienzbestimmung und damit die verfügbaren Informationen über Vermeidungspotenziale und –kosten eine entscheidende Rolle auch für die Definition der Referenzpolitik spielen, wird sie ebenfalls in die Betrachtung mit einbezogen. Auf Basis der Diskussion werden dann drei Vorschläge zur Ausgestaltung der ordnungsrechtlichen Referenzpolitik gemacht.

4.2.1 Ausgestaltungsmöglichkeiten und ihre Optionen

Die Festlegung der Emissionsobergrenze (Ebene der Zielsetzung) kann auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen. Diese orientieren sich stark an den vorher beschriebenen Ebenen der Effizienzbestimmung:

- ▶ Analog zur Verwendung von Sektor-Vermeidungskostenkurven kann auch die **Definition der Emissionsobergrenzen auf Sektorebene** erfolgen. Damit müssten für die Analyse der ersten und zweiten Handelsperiode Obergrenzen für den Stromsektor und 9 Industriesektoren bestimmt werden. Dieses Vorgehen entspricht einer sehr hoch-aggregierten Betrachtungsebene.
- ▶ Eine Möglichkeit mit höherem Detaillierungsgrad ist die Festsetzung der Emissionsobergrenzen **auf Produktebene**. Dabei könnte wiederum auf die Aufteilung in Produktgruppen, wie sie zur Bestimmung von Carbon Leakage und der Benchmarks verwendet werden, zurückgegriffen werden. Analog könnten für den Stromsektor Emissionsobergrenzen basierend auf unterschiedlichen Energieträgern oder Kraftwerkstypen definiert werden. Benötigt werden bei einer Festlegung der Emissionsobergrenze auf Produktebene lediglich die Produktgruppe, zu der ein Unternehmen gehört bzw. die Produktgruppen, die ein Unternehmen produziert.
- ▶ Für eine noch detailliertere Analyse müsste die Emissionsobergrenze nicht mehr auf der Produktebene, sondern auf Basis von **Anlagentypen innerhalb einer Produktgruppe** definiert werden. Eine solche Definition macht nur dann Sinn, wenn auch Vermeidungskostenkurven mit dem entsprechenden Detaillierungsgrad verfügbar sind.
- ▶ Wenn entsprechende Daten vorliegen, ist eine Kosteneffizienzuntersuchung auf der Ebene einzelner Anlagen denkbar. In diesem Fall müsste die ordnungsrechtliche Referenzpolitik ei-

ne Bestimmung **anlagenscharfer Emissionsobergrenzen** erlauben. In der Literatur findet sich dabei häufig der Ansatz, die im Rahmen der ersten und zweiten Handelsperiode zugeteilten Zertifikatmengen vor Handel als anlagenscharfe Emissionsobergrenze in der Referenzpolitik zu verwenden. Selbst wenn keine anlagenspezifischen Vermeidungskostenkurven zur Verfügung stehen, kann eine Festlegung der Emissionsobergrenze u.U. sinnvoll sein, wenn diese wie z.B. bei der Verwendung der Zuteilungsmengen besonders einfach durchzuführen ist. In diesem Fall müssten die anlagenscharfen Emissionsobergrenzen nach der Festlegung so weit aggregiert werden, dass der Detaillierungsgrad wieder der Ebene der Effizienzbestimmung entspricht.

Bezüglich der zeitlichen Disaggregation der Emissionsziele bieten sich zwei Möglichkeiten an. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ähnlich zu der Festlegung der Untersuchungseinheit auch hier ein enger Zusammenhang zur Verfügbarkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen, -potenzialen und -kosten besteht. So müssen z.B. jahresscharfe Ziele zunächst aggregiert werden, wenn Kostenkurven nur für einen Zeitraum von mehreren Jahren zur Verfügung stehen und somit die jahresscharfen Emissionsobergrenzen gar nicht in der Analyse berücksichtigt werden können.

- ▶ Emissionsobergrenzen können **jahresscharf** festgesetzt werden. Dies ermöglicht eine Erfassung der Effizienzvorteile aus inter-temporalem Handel auf Jahresbasis. Allerdings ist für eine jahresscharfe Bestimmung von Emissionsobergrenzen ein großes Maß an Informationen auch in Bezug auf die Vermeidungskosten notwendig.
- ▶ Alternativ können **periodenscharfe Emissionsobergrenzen** festgesetzt und analysiert werden. Auch wenn in diesem Fall die Effizienzgewinne aus inter-temporalem Handel nur über Perioden hinweg untersucht werden können, hat der Ansatz den Vorteil, dass deutlich weniger Informationen für die Bestimmung der Emissionsobergrenzen und insbesondere über die Vermeidungskosten notwendig sind.

Für die Festlegung der ordnungsrechtlichen Referenzpolitik stehen unterschiedliche Arten von Emissionszielen zur Verfügung:

- ▶ Die einfachste Art der Zielfestlegung ist die Festlegung einer **absoluten Emissionsobergrenze**. Dies hat den Vorteil, dass das Gesamtziel (entspricht dem Cap im Emissionshandel) so verteilt werden kann, dass es auf jeden Fall erreicht wird.
- ▶ Alternativ kann die Festlegung der Emissionsobergrenze **spezifisch pro Output** erfolgen. Bei einer partialökonomischen Betrachtung, die keine Veränderung der Produktionsmengen zulässt, wäre auch unter diesen Umständen die Erreichung des Gesamtziels gesichert. Anders wäre der Fall hier bei einer gesamtökonomischen Betrachtung, die u.U. zu einer Veränderung des Outputs und damit einem Abweichen der Gesamtemissionen vom Gesamtziel führen könnte. In diesem Fall besteht Unsicherheit über das Erfüllen des Gesamtziels. Diese Art der Zielfestlegung erfordert zudem eine hohe Ebene der Effizienzbestimmung, um sicherzustellen, dass das spezifische Ziel auch wirklich von allen Anlagen/ Anlagentypen erreicht wird. Bereits bei einer Betrachtung auf der Produktebene kann dagegen nur noch festgestellt werden, ob das Produkt im Durchschnitt das spezifische Emissionsziel erreicht. Damit entspräche in diesem Fall ein spezifisches Ziel pro Output schon fast wieder einer absoluten Emissionsobergrenze für alle Anlagen einer Produktgruppe. Trotzdem kann eine Zielfestlegung spezifisch pro Output sowohl für den Stromsektor als auch für Teile des Industriesektors interessant sein, weil die Benchmarks z.T. auf einer ähnlichen Struktur basieren und daher als Basis für die Festlegung der Emissionsobergrenze verwendet werden können.
- ▶ Analog zu einer Festlegung der output-spezifischen Emissionsobergrenze kann diese auch auf **Basis der verwendeten Brennstoffe/ Kraftwerkstypen** erfolgen. In diesem Fall ist u.U. eine weniger detaillierte Ebene der Effizienzbestimmung möglich. Analog zu einer Festlegung

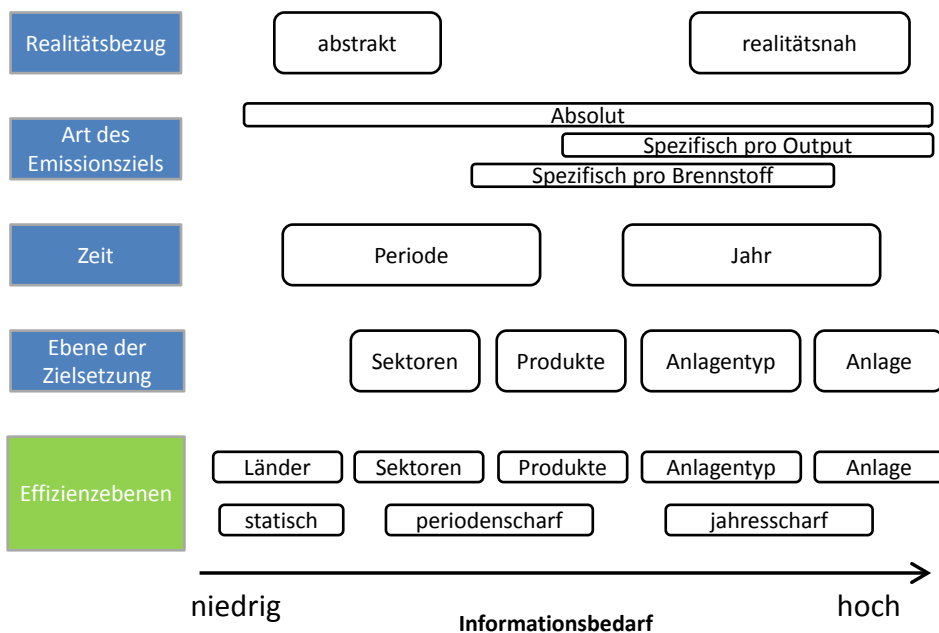
spezifisch pro Output gilt auch hier, dass das Gesamtziel sicher erreicht wird so lange sich die Untersuchung auf eine partialökonomische Betrachtung beschränkt. Bei einer gesamtwirtschaftlichen Untersuchung dagegen kann diese Art der Zielerfüllung u.U. zu einer Nichteinhaltung oder Übererfüllung des Gesamtziels führen. Auch hier gilt, dass dieser Ansatz ähnlich dem beim Benchmarking verfolgten Ansatz ist, was eine Bestimmung der Ziele erleichtert.

Eine weitere Frage, die sich bei der Definition der ordnungsrechtlichen Referenzpolitik stellt, ist wie viel Realitätsnähe der gewählte Ansatz aufweisen soll:

- ▶ Denkbar ist dabei auf der einen Seite ein fiktiver Ansatz mit **wenig bis keinem Bezug zu einer realitätsnahen ordnungsrechtlichen Politik**. Dies wäre z.B. eine Festlegung der Emissionsobergrenzen basierend auf den kostenfreien Zuteilungen, die sich im EU ETS ergeben. Während ein solcher Ansatz auf Grund der verfügbaren Daten relativ einfach zu verwirklichen ist, kann die Abschätzung nicht als Vergleich zweier in der Realität konkurrierender Politiken betrachtet werden, sondern muss eher als eine Art akademische Kosteneffizienzabschätzung betrachtet werden.
- ▶ Alternativ dazu kann versucht werden, die Ausgestaltung der ordnungsrechtlichen Referenzpolitik an **in der Realität beobachtbaren Politikmaßnahmen** anzulehnen. Beispiele wären u.a. die Definition von ordnungsrechtlichen Auflagen für bestehende Anlagen oder Neuanlagen wie z.B. spezifische Emissionsgrenzwerte für Kraftwerke. Während dieser Ansatz insbesondere für eine politische Bewertung der Kosteneffizienz eines Emissionshandelssystems Vorteile hat, weil er versucht möglichst realitätsnah unterschiedliche Politikinstrumente zu vergleichen, erhöht ein solcher Ansatz auf der anderen Seite den Aufwand der Kosteneffizienzanalyse, weil er den Aufbau eines kompletten Alternativszenarios bzw. einen relativ hohen Detailgrad der Analyse verlangt.

Abbildung 15 fasst noch einmal die dargestellten Ausgestaltungsmöglichkeiten sowie den damit verbundenen Informationsbedarf zusammen. Die Abbildung zeigt auf, dass nicht alle Ausgestaltungsmöglichkeiten auf Grund des Informationsbedarfs beliebig miteinander kombiniert werden können, sondern dass die Möglichkeiten aufeinander und auf die Ebene der Effizienzbestimmung, die sich wiederum aus der Verfügbarkeit von Vermeidungspotenzialen und -kosten ergibt, abgestimmt werden müssen.

Abbildung 15: Die Ebene der Effizienzbestimmung, die Ausgestaltungsoptionen für ein Referenzszenario und der damit verbundene Informationsbedarf



4.2.2 Vorschläge zur Ausgestaltung des ordnungsrechtlichen Referenzszenarios (alternatives PolitikszENARIO)

Um den Aufwand der Analyse zu begrenzen und einen gewissen Spielraum für den Detaillierungsgrad der Untersuchung zu bewahren, wird vorgeschlagen die Analyse zunächst auf eine partialökonomische Betrachtung zu beschränken. Für die Untersuchung können dabei sowohl partialökonomische Modelle als auch Vermeidungskostenkurven zum Einsatz kommen.

Basierend auf den oben dargestellten Ausgestaltungsoptionen schlagen wir drei Möglichkeiten für die Ausgestaltung des ordnungsrechtlichen Referenzszenarios vor:

- **ETS-Zertifikatzuteilung als absolutes, anlagenspezifisches, jahresscharfes Reduktionsziel:** Eine Möglichkeit ein fiktives Ordnungsrecht zu definieren ergibt sich über die Zertifikatzuteilung im Rahmen des EU ETS. Dabei können die jährlichen Zuteilungsmengen für Anlagenbetreiber als anlagenspezifische Emissionsobergrenzen angenommen werden. Die Zuteilung erfolgte in den ersten zwei Handelsperioden (mit Ausnahme der Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen) auf Basis historischer oder angemeldeter Emissionswerte. Durch die Multiplikation der historischen Emissionen mit einem Erfüllungsfaktor und einen Faktor zur anteiligen Kürzung sollte sich der Bedarf für Emissionsminderungen ergeben. Im Vergleich zum Emissionshandelsszenario sind im ordnungsrechtlichen Referenzszenario die Ziele anlagenscharf einzuhalten. Damit können die Kostenvorteile, die sich durch inter-Anlagen- und intertemporalen Handel ergeben, quantifiziert werden. Dieser Ansatz zur Definition einer Referenzpolitik ist häufig in der Literatur zu finden (z.B. Ellermann et al. 2000, Matthes et al. 2003).

Vorteile: Da die Zuteilung von Emissionszertifikaten in den ersten zwei Handelsperioden anlagenscharf erfolgte und diese Daten öffentlich verfügbar sind, lassen sich bei diesem Ansatz leicht Emissionsobergrenzen mit einem hohen Maß an Disaggregation bestimmen. Dazu

sind keine zusätzlichen – sektor- oder anlagenspezifischen – Informationen nötig. Des Weiteren ist diese Art des Referenzszenarios relativ unabhängig von der Verfügbarkeit von Vermeidungskostenkurven, da es auf der detailliertesten Stufe ansetzt und Ziele ggf. aggregiert werden können (allerdings verbunden mit Informationsverlusten), wenn die Ebene der Effizienzbestimmung weniger detailliert ist. Bei zukünftigen Untersuchungen für die dritte Handelsperiode ist durch den Benchmarking-Ansatz im Industriesektor zudem eine bessere Abbildung von tatsächlich denkbaren alternativen ordnungsrechtlichen Politiken gegeben.

Nachteile: Dieser Ansatz entspricht keiner realen Referenzpolitik. In der Regel würde ein Grenzwert ordnungsrechtlich einheitlich für alle Unternehmen festgelegt werden, was eher dem Prinzip des Benchmarking im Emissionshandel entspricht. Daher können die Abschätzungen zur Kosteneffizienz nur in begrenztem Maße als Argumente in der politischen Diskussion herangezogen werden. Die Analyse entspricht damit eher einer fiktiven Effizienzbestimmung durch Handel als einem Vergleich mit einer realitätsnahen Referenzpolitik. Des Weiteren ist bei diesem Ansatz eine kostenfreie Zuteilung von Emissionszertifikaten für alle Anlagen erforderlich. Damit eignet sich dieser Ansatz zwar zur Bestimmung der Kosteneffizienz in den ersten zwei Handelsperioden des EU ETS. In der dritten Handelsperiode, in der die kostenfreie Zuteilung von Emissionszertifikaten für den Stromsektor (mit wenigen Ausnahmen) wegfällt sowie bei einer stärkeren Orientierung hin zur Auktionierung als Allokationsform für alle Sektoren, wie sie in der Zukunft geplant ist, ist der Ansatz in dieser Form allerdings nicht mehr anwendbar, da bei einer Auktionierung keine anlagenscharfen Emissionszuteilungen mehr bestimmt werden. Allerdings könnte auf höherer Aggregationsebene, z.B. für Länder, das gesamte Cap (Zuteilung plus Auktion) zur Definition des Ordnungsrechts genutzt werden. Weiterhin muss, um den vollen Detaillierungsgrad dieses Referenzszenarios nutzen zu können, eine sehr detaillierte Effizienzebene gewählt werden, was wiederum einen hohen Anspruch an die Verfügbarkeit von Informationen bezüglich Vermeidungsoptionen, -potenzialen und -kosten stellt, deren Verfügbarkeit insbesondere für Industrieanlagen eher unrealistisch ist. Zuletzt ist bei dieser Art des Ansatzes nicht gewährleistet, dass in dem alternativen ReferenzpolitikszENARIO wirklich die gleiche Emissionsmenge realisiert wird. Hierbei kann es insbesondere zu einem Unterschreiten der Emissionsobergrenze kommen, wenn Anlagen Emissionsobergrenzen (bzw. Zertifikatzuteilungen) bekommen, die über ihren tatsächlichen Emissionen liegen wie es in der Vergangenheit zu beobachten war. Anders als in einem Emissionshandelsszenario, in dem die Überschüsse durch Handel zwischen den zertifikatpflichtigen Anlagen abgebaut werden können, ist im Falle einer Überallokation bei einzelnen Anlagen bei einer Referenzpolitik kein Ausgleichsmechanismus zwischen den Anlagen vorgesehen. Deshalb kann das absolute Reduktionsziel im Ordnungsrecht höher sein als im Emissionshandelsszenario. Dieses Problem tritt insbesondere auf, wenn die Analyse auf einer sehr hohen Disaggregationsebene durchgeführt wird. Dieses Problem muss dann ggf. mit Hilfe eines Korrekturfaktors behoben werden. Dabei wird das Ziel des Ordnungsrechts z.B. nicht mehr als Differenz zwischen Counterfactual-Emissionen und Zuteilung definiert, die ggf. negativ ist, sondern stattdessen die im Emissionshandelsszenario zu reduzierende Menge nach Allokationsmengen anteilig auf die Anlagen (bzw. Sektoren oder Länder) verteilt. Alternativ können nur diejenigen Anlagen in die Analyse einbezogen werden, bei denen die Zuteilung niedriger als die angenommenen Counterfactual-Emissionen sind und somit eine Minderung durch das Ordnungsrecht verlangt wird (vgl. Ellermann et al. 2000).

- ▶ **Absolute oder spezifische, sektorspezifische, periodenscharfe Emissionsobergrenzen:** Alternativ können sektorspezifisch Emissionsobergrenzen für die einzelnen Sektoren, die dem Emissionshandel unterliegen, definiert werden. Als Ausgangspunkt zur Bestimmung solcher Emissionsobergrenzen können entweder historische Emissionen oder verfügbare

BAT-Benchmarks sowie verfügbare Produktionsdaten einzelner Branchen verwendet werden. Ggf. müssen die Werte oder Emissionsobergrenzen mit Hilfe eines Anpassungsfaktors korrigiert werden um zu gewährleisten, dass das ordnungsrechtliche Referenzszenario zu Emissionsminderungen in gleicher Höhe wie das Emissionshandelssystem führt.

Vorteile: Im Gegensatz zu einer Festlegung der anlagenspezifischen Emissionsobergrenzen auf Basis der kostenfreien Zuteilung stellt die Festlegung von sektorspezifischen Emissionsobergrenzen basierend auf historischen Werten oder Benchmarks ein realitätsnäheres Vorgehen dar und könnte daher als Referenzpolitik in der politischen Debatte deutlich besser vertreten werden. Die Zuordnung der einzelnen Anlagen sowie historische Emissionswerte ergeben sich dabei aus den Registerdaten. Für viele Sektoren/ Branchen sind zudem ausführliche Sektorüberblicke inkl. Produktionsmengen verfügbar, die zur Abschätzung der Emissionsobergrenzen verwendet werden können. Von daher ist das Vorgehen ähnlich wie die Festsetzung auf Basis der ETS-Zuteilungen relativ pragmatisch zu realisieren. Obwohl der Detaillierungsgrad gegenüber dem ersten Vorschlag deutlich reduziert wäre, erlaubt diese Definitionsebene nachwievor eine Effizienzbetrachtung auf Sektorebene und damit einen erheblichen Detaillierungsgrad. Dies entspricht insbesondere im Bereich der Industrie deutlich eher einem Detaillierungsgrad, für den Vermeidungskosteninformationen zur Verfügung stehen können. Die periodenscharfen Ziele können ggf. auf jahresscharfe Ziele heruntergebrochen werden, um inter-temporale Effizienz besser in die Betrachtung aufnehmen zu können. Das einfachste Vorgehen wäre dabei eine gleichmäßige Verteilung über die Jahre vorzunehmen.

Nachteile: Bei der Bestimmung von sektorspezifischen Emissionsobergrenzen wird in starkem Maße von der Heterogenität der Erzeugungstechnologien und Produkte in einzelnen Sektoren abstrahiert. Da in der Regel Ausnahmeregelungen oder detailliertere Ansatzpunkte für reale Politiken gewählt werden, beinhaltet das Vorgehen daher nach wie vor ein großes Maß an Fiktion.

- ▶ **Spezifische, produkt-/ anlagenscharfe, periodenscharfe Emissionsobergrenzen basierend auf der Zuteilung für einzelne Anlagenteile:** Eine weitere Annäherung an ein reales Ordnungsrecht ergibt sich bei einer Definition der Emissionsobergrenzen auf Basis von Produkten und Anlagenteilen. Dieser Ansatz greift für die Industrie auf das Vorgehen im Benchmarking zurück, Benchmarks auf Basis von Teilanlagen und Produkten zu definieren. Ein analoges Vorgehen ist auch für den Stromsektor, der deutlich weniger heterogen als die meisten Industriesektoren ist, möglich. Basierend auf den verschiedenen Anlagenteilen, aus denen sich eine Anlage zusammensetzt, ergibt sich eine produktspezifische, z.T. anlagenscharfe Emissionsobergrenze. Analog zur Definition auf Sektorebene müssen die Benchmarking-Werte bzw. Emissionsobergrenzen ggf. mit einem Faktor angepasst werden, um zu gewährleisten, dass das ordnungsrechtliche Referenzszenario zu Emissionsminderungen in gleicher Höhe wie das Emissionshandelssystem führt.

Vorteile: Eine Festlegung auf Basis von Anlagenteilen erlaubt ein hohes Maß an Flexibilität bei der Gestaltung der Emissionsobergrenzen. Somit ist es sehr genau möglich, Grenzwerte für einzelne Produkte und Anlagen unter Berücksichtigung spezifischer Gegebenheiten (z.B. verschiedene Produktionsprozesse oder Erzeugung unterschiedlicher Produkte an einem Standort) festzulegen. Damit ermöglicht ein solches Vorgehen ein hohes Maß an Realitätsnähe für das Referenzszenario. Zudem könnte bei einer anlagenscharfen Festlegung von Emissionsminderungszielen insbesondere bei der Verwendung von absoluten Obergrenzen mit großer Sicherheit das Erreichen des Gesamtziels gewährleistet werden. Analog zu dem vorheri-

gen Szenariovorschlag könnten auch hier periodenscharfe Emissionsobergrenzen ggf. auf jahresscharfe runtergebrochen werden.

Nachteile: Die Festlegung von Emissionsobergrenzen auf Anlagenebene, die nicht auf den verfügbaren Zertifikatzuteilungen aufbaut, erfordert auf der anderen Seite ein hohes Maß an technischen Informationen über die einzelnen vom Emissionshandel betroffenen Anlagen. Während diese Informationen z.B. für den Stromsektor in Deutschland relativ leicht zu beschaffen sind, ist es bei einer Betrachtung auf europäischer Ebene bzw. bei einer Betrachtung der Industriesektoren schon deutlich schwieriger die benötigten Informationen in diesem Detaillierungsgrad zu beschaffen. Dies gilt insbesondere für den Fall von spezifischen Emissionsobergrenzen, bei denen auch detaillierte Informationen über die Produktion einzelner Anlagen vorliegen müssen. Da dieses Vorgehen auf dem Vorgehen im Benchmarking beruht kann aber geprüft werden, auf welche Daten aus dem Prozess ggf. zurückgegriffen werden kann (NIMs).

Abbildung 16 stellt die drei Vorschläge für die Definition des Referenzszenarios gegenüber und zeigt ihre Vorteile und Nachteile auf.

Abbildung 16: Vorschläge für die Definition eines ordnungsrechtlichen Referenzszenarios sowie ihre Vor- und Nachteile

	Vorschlag 1: ETS-Zertifikatzuteilung als Reduktionsziel	Vorschlag 2: Sektorspezifische Emissionsobergrenzen	Vorschlag 3: Produkt-/ Anlagenscharfe Emissionsobergrenzen
Realitätsbezug	Abstrakt	Realitätsnähe möglich	Realitätsnähe möglich
Art des Emissionsziels	Absolut	Absolut oder spezifisch	Absolut oder spezifisch
Zeit	Jährlich	Periode (ggf. Aufteilung)	Periode (ggf. Aufteilung)
Ebene der Zielsetzung	Anlage (kann ggf. aggregiert werden)	Produkt	Anlage (kann ggf. aggregiert werden)
Effizienzebenen	Anlage oder höher	Produkt	Anlage oder höher

4.3 Methodisches Vorgehen zur Bestimmung der Kosteneffizienz des Emissionshandels in der 2. Handelsperiode

Im Folgenden werden verschieden detaillierte methodische Vorgehensweisen zur Bestimmung der Kosteneffizienz eines Emissionshandelssystems im Vergleich zu einer Referenzpolitik beschrieben. Es wird das methodische Vorgehen zur Bestimmung der Vermeidungskosten der Unternehmen (Tier 1 – 3) dargestellt. Zur Abschätzung von Transaktionskosten, die in eine umfassende Kosteneffizienzbeurteilung einbezogen werden können und sollten, kann auf vorhandene Literatur zurückgegriffen

werden. Für eine Zusammenfassung vorhandener Studien siehe Abschnitt 3.2. Bei der Kostenbetrachtung wird eine volkswirtschaftliche Perspektive eingenommen.

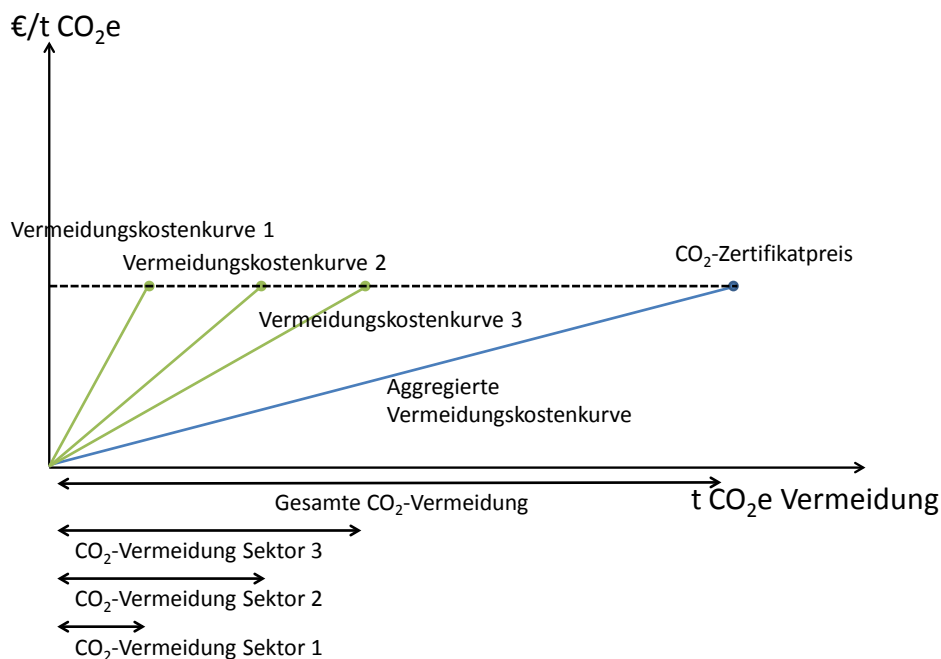
4.3.1 Tier 1: Analyse auf Basis historischer Informationen über Mengen und Preise

Tier 1 stellt eine Abschätzung der Kosteneffizienz mit Hilfe historischer Informationen über Mengen und Preise dar. Ansatzpunkt für die Analyse ist die Annahme, dass die Preise, die sich in einem funktionierenden Emissionshandelssystem einstellen, den (kosteneffizienten) Grenzvermeidungskosten aller Unternehmen bzw. Sektoren entsprechen. Um mit den vorhandenen Daten arbeiten zu können, wird in der Regel ein linearer Verlauf³ der Grenz-Vermeidungskostenkurven unterstellt.

Method:

Die Herleitung der Grenz-Vermeidungskostenkurven geschieht in diesem Fall auf Basis der historisch beobachteten CO₂-Preise. Dazu wird aus den beobachteten Preisen ein (gewichteter) Durchschnittspreis gebildet. Parallel müssen die in dem Emissionshandelssystem erzielten CO₂-Einsparungen abgeschätzt werden. Dazu muss eine Referenzentwicklung angenommen werden, z.B. durch Fortschreibung der Emissionen der Vorperiode, bzw. des Vorjahres und ggf. der Berücksichtigung anderer Faktoren. Für die ersten zwei Perioden kann auch auf die Zuteilung zurückgegriffen werden, die in den ersten zwei Handelsperioden auf Basis historischer Emissionen (Grandfathering) erfolgte. Von dieser Referenzentwicklung werden dann die tatsächlich im Emissionshandel beobachteten Emissionen abgezogen.

Abbildung 17: Bestimmung von Grenz-Vermeidungskostenkurven auf Basis historischer Werte



Mit diesen Informationen und unter der Annahme, dass die Grenz-Vermeidungskostenkurven linear sind und durch den Ursprung verlaufen, lassen sich die Grenz-Vermeidungskostenkurven konstruieren. Die Kurven verlaufen durch den Ursprung und durch den Schnittpunkt von beobachteter Vermeidung und CO₂-Preis. Die Fläche unter der jeweiligen Kurve gibt die im Emissionshandelsszenario

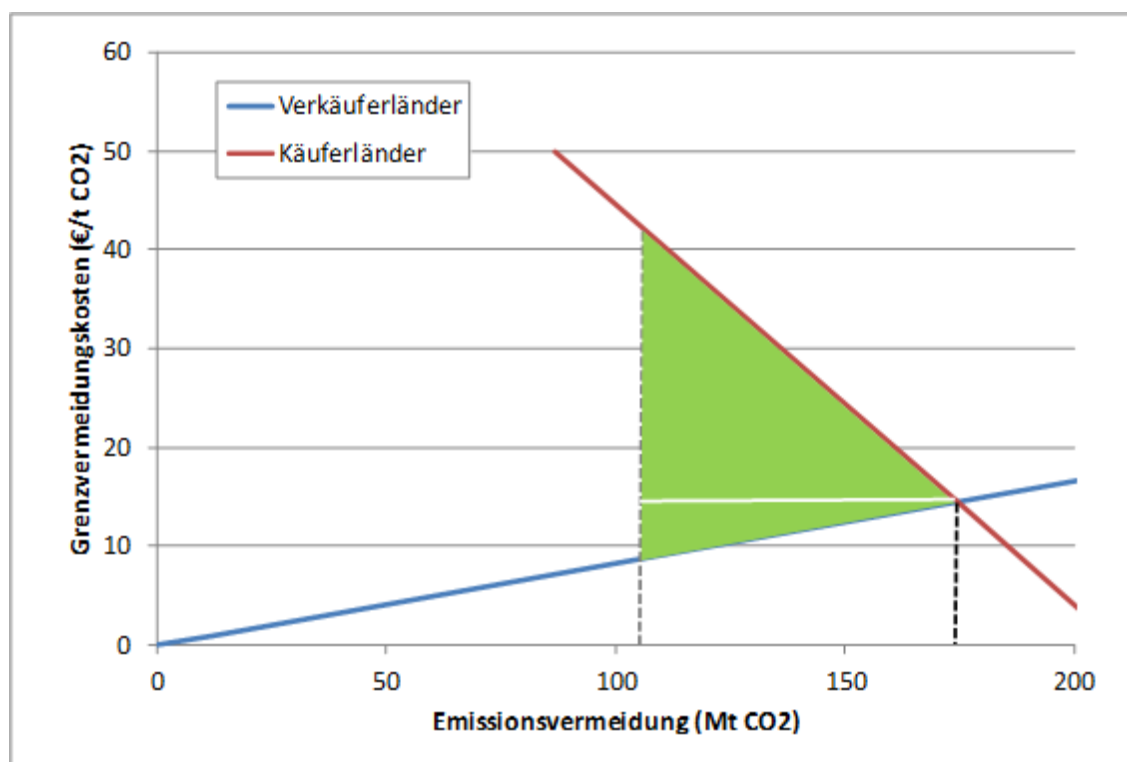
³ Der Ansatz ist theoretisch aber auch auf nicht-lineare Verläufe anwendbar, es wird lediglich eine Annahme über den Verlauf vorausgesetzt, die mit einem einzelnen Punkt zur Festlegung der Kurve auskommt.

für die jeweiligen Gruppen anfallenden Vermeidungskosten an. Die Bestimmung der Grenzvermeidungskostenkurven kann auf unterschiedlichen Aggregationsniveaus erfolgen (vergleiche Abbildung 17).

Zur Bestimmung der Vermeidungskosten unter dem alternativen Politikinstrument muss die tatsächliche Emissionsminderung entsprechend des definierten Ordnungsrechts verteilt werden. Die Definition des alternativen Politikinstruments muss dabei auf der gleichen, bzw. einer tieferen, Ebene erfolgen. Die Kosten entsprechen dann der Fläche unter der Kurve, nunmehr bis zur von der alternativen Referenzpolitik vorgegebenen Emissionsminderung für den jeweiligen Akteur. Diese Fläche wird anschließend verglichen mit den Kosten, die im Rahmen des Emissionshandels entstanden sind (diese entsprechen der Fläche unter derselben Kurve bis zur durch den Emissionshandel realisierten Minderung durch den jeweiligen Sektor, bzw. das jeweilige Land).

Abbildung 18 illustriert den resultierenden Effizienzvorteil an Hand eines einfachen Beispiels mit zwei Ländergruppen, die zur Zielerreichung im Emissionshandelsfall Zertifikate austauschen dürfen. Die Betrachtung beschränkt sich dabei auf die Länderebene. Die Länge der x-Achse entspricht der gesamten Minderung. Die durch den Emissionshandel erreichte Minderung entspricht dem Schnittpunkt der beiden Kurven, während die durch das Ordnungsrecht vorgegebene Minderung links davon liegt. Durch den Handel zwischen beiden Ländergruppen entsteht ein Effizienzvorteil in Höhe des grünen Dreiecks.

Abbildung 18: Effizienzvorteil durch Emissionshandel im Fall zweier Ländergruppen (vgl. Fallstudie zum Tier 1-Ansatz)



Es können zudem weitere Dimensionen wie z.B. die Zeit oder der Handel zwischen Anlagen innerhalb eines Landes mit in die Betrachtung aufgenommen werden. Dazu müssen entsprechend die Abschätzungen zur Emissionsminderung auf die jeweilige Betrachtungsebene herunter gebrochen werden, was wiederum Zusatzinformationen oder Annahmen für eine sinnvolle Aufteilung erfordert. Alternativ kann bei einem längeren Betrachtungszeitraum auch eine periodenscharfe Betrachtung sinnvoll sein. In beiden Fällen muss die zeitliche Dimension bei der Definition der Referenzpolitik berücksich-

tigt werden. Ein alternativer Ansatz, der ohne diese zusätzlichen Informationen bzw. Annahmen auskommt und trotzdem weitere Dimensionen der Effizienzgewinne in die Kostenschätzung aufnimmt, ist der von Ellerman et al. (2000) verwendete Ansatz der CACC-Kurven (vgl. Kapitel 3.1 und für eine detaillierte Beschreibung den Exkurs in Kapitel 4.3.2.1).

In ETS-Systemen, die ein Banking erlauben, kann die tatsächliche Emissionsminderung die Minderungsvorgaben deutlich übersteigen, wenn die Firmen - in Erwartung höherer Preise in späteren Perioden – mehr vermeiden als es das Cap vorgibt. Dies spiegelt sich auch im beobachteten Zertifikatspreis wider. Auch aus diesem Grund ist die tatsächliche Emissionsminderung im ETS grundsätzlich maßgeblich für die angenommene Minderungsvorgabe im alternativen Ordnungsrecht (und nicht die durch das Gesamtcap bestimmte Minderungsanforderung im ETS).

Neben dem Preis für EUAs müssen auch die Verwendung und der Preis für Offsetting-Zertifikate (ERUs/ CERs) bei der Bestimmung der Kosten berücksichtigt werden. Sie stellen eine weitere Flexibilisierung und damit kostensenkende Maßnahme gegenüber dem Ordnungsrecht dar. Die Berücksichtigung kann auf zwei Arten erfolgen: entweder werden die entsprechenden Mengen und Kosten bei der Kostenbestimmung im Emissionshandelsszenario mit berücksichtigt. In diesem Fall kann auf eine zusätzliche Anpassung der Emissionsminderungsmenge im Ordnungsrechtszenario verzichtet werden. Alternativ können die über CDM/ JI reduzierten Minderungsmengen aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. In diesem Fall müssen sowohl die Minderungsmengen im Emissionshandelsszenario als auch im Referenzpolitikfall entsprechend reduziert werden.

Datenanforderungen:

Der Tier 1-Ansatz basiert auf historischen Zuteilungs-, Emissions- und Preisdaten. Preisdaten für CO₂-Emissionszertifikate sind (wenn auch nicht immer kostenfrei) verfügbar und können entsprechend ausgewertet werden, um einen (gewichteten) Durchschnittspreis zu bestimmen.

Schwieriger ist dagegen die Abschätzung der mit dem Emissionshandelssystem erzielten Emissionsminderungen. Hierzu können historische Emissionsdaten vor und nach der Einführung des Emissionshandelssystems verwendet werden. Emissionsdaten liegen ab 2005 jährlich für alle Anlagen im EU ETS vor und können z.B. für eine Analyse der zweiten Handelsperiode (2008–2012) verwendet werden. Schwieriger ist die Verfügbarkeit von Emissionsdaten für die Zeit vor 2005, die für eine Analyse der ersten Handelsperiode benötigt werden und in dem erforderlichen Detailgrad vermutlich allenfalls der Europäischen Kommission oder den jeweiligen zuständigen Behörden eines Landes vorliegen. Als Anhaltspunkt können in diesem Fall z.B. die Zertifikatzuteilungen in der ersten Handelsperiode verwendet werden, die überwiegend auf Basis von historischen Emissionen (Grandfathering) erfolgt sind. Bei allen Daten aus Jahren 2005 ist zu berücksichtigen, dass sie aus Jahren stammen, in denen das ETS bereits bestand, und daher ein Vergleich mit späteren Daten z.B. aus der 2. Handelsperiode die tatsächliche Emissionswirkung des ETS gegenüber einem Counterfactual ohne ETS voraussichtlich unterschätzt.

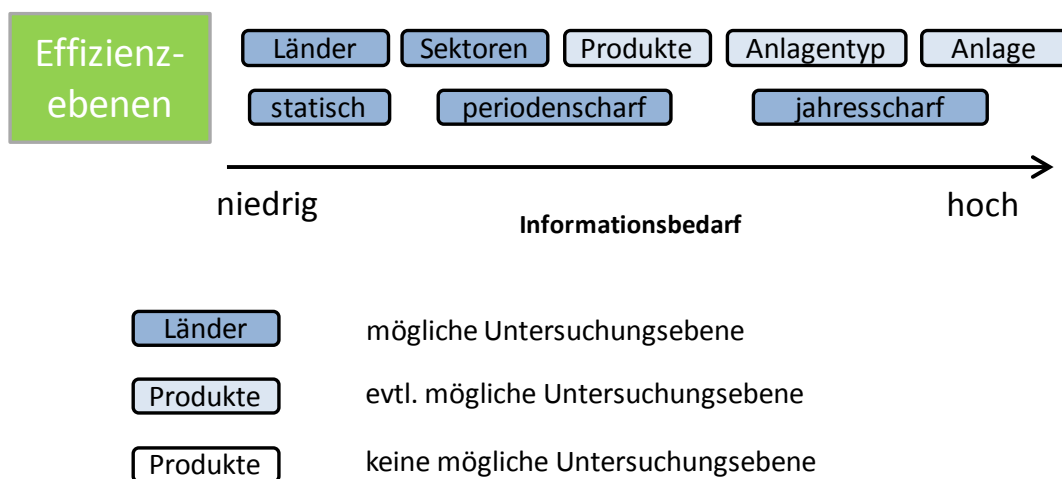
Ein reiner Vergleich mit historischen Daten lässt außer Acht, dass Veränderungen der Emissionen von dem Emissionshandel unterliegenden Anlagen nicht nur durch das Instrument des Emissionshandels getrieben werden. Deswegen ist es wichtig, bei der Bestimmung der Referenzentwicklung weitere zentrale Faktoren, wie gesamtwirtschaftliche Entwicklung, Brennstoffpreise, zusätzliche Politikinstrumente auf nationaler und europäischer Ebene, Witterungsverhältnisse, u.a. in die Bestimmung der Referenzpolitik mit einzubeziehen. Die Fallstudie im Anhang (Kapitel 9) enthält solche Faktoren aus Aufwandsgründen noch nicht, da die exemplarische Anwendung der Methode im Fokus steht.

Effizienzebenen:

Der Tier 1-Ansatz kann auf unterschiedlichen Disaggregationsebenen durchgeführt werden. Die Disaggregationsebene bestimmt wiederum die Effizienzgewinne, die durch die Analyse abgebildet werden können. Bei einer Untersuchung auf Länderebene werden Effizienzen aus dem Handel zwischen Ländern bzw. Ländergruppen abgebildet. Alternativ werden bei einer Untersuchung auf Sektorebene die Effizienzgewinne durch Handel zwischen den Sektoren abgebildet. Die beiden Ansätze können gekoppelt werden. Damit werden sowohl die Effizienzgewinne durch den Handel zwischen Sektoren als auch zwischen Ländern berücksichtigt. Bei entsprechender Datenverfügbarkeit ist auch denkbar, dass Effizienzgewinne auf Produkt-, Anlagentyp- bzw. sogar auf Anlagenebene untersucht werden. Ausschlaggebende Größe für die Wahl der Disaggregationsebene ist die Bestimmung der CO₂-Einsparungen und die Definition des Ordnungsrechts. Wird dabei auf Daten aus dem CITL/EUTL zurückgegriffen, bietet sich eine Analyse auf Länder oder (CITL-)Sektorebene an, da Emissions- und Zuteilungsdaten in dieser Auflösung verfügbar sind. Auch anlagenscharfe Daten sind verfügbar. Andere Ebenen sind dagegen mit zusätzlichem Analyseaufwand verbunden. Man müsste z.B. einzelne Anlagen im Emissionshandel bestimmten Produkten zuteilen. Gleichzeitig stellen manche Anlagen auch mehrere Produkte her, was wiederum schwierig zu trennen ist wenn die Daten auf Anlagenebene vorliegen. Insgesamt ist fraglich, ob eine detailliertere Ebene für diese Art der eher schematischen Analyse geeignet ist, da z.B. Annahmen zur Referenzentwicklung der Emissionen auf Produktebene heruntergebrochen werden müssten.

Neben der räumlichen Dimension kann der Ansatz auch verwendet werden, um die Effizienzgewinne aus inter-temporalem Handel zu untersuchen. Die Untersuchung von räumlicher und zeitlicher Flexibilität kann gekoppelt werden (vgl. Exkurs in Kapitel 4.3.2.1).

Abbildung 19: Effizienzebenen des Tier 1-Ansatzes



Eigenschaften, Herausforderungen und Schwächen des Ansatzes

Anders als die übrigen hier vorgeschlagenen Ansätze beruht der Tier 1-Ansatz rein auf einer Auswertung der historischen Zuteilungs-, Emissions- und Preisdaten. Falls die Referenzentwicklung genauer bestimmt werden soll, müssen zusätzliche Informationen z.B. zur Wirtschaftsentwicklung in die Analyse einfließen.

Der Ansatz basiert auf der grundsätzlichen Annahme, dass in einem funktionierenden Emissionshandelssystem der sich einstellende Preis für Emissionszertifikate Rückschlüsse auf die Grenz-Vermeidungskostenkurven in Unternehmen oder Sektoren zulässt. Er berücksichtigt dagegen nicht,

dass die Preise für CO₂-Emissionen anderen Einflüssen wie z.B. Spekulationen ausgesetzt sind. Zudem kann vermutet werden, dass gerade in dem Zeitraum unmittelbar nach der Einführung eines Emissionshandelssystems, zwei weitere Faktoren verhindern, dass der Preis die realen Grenzvermeidungskosten der Unternehmen widerspiegelt (Ellerman et al. 2010). Einerseits müssen sich die Unternehmen gerade am Anfang erst an das neu eingeführte Instrument gewöhnen und es ist - auch begünstigt durch die in weiten Teilen kostenfrei erfolgte Zuteilung von Emissionszertifikaten - unklar, wie viele der betroffenen Unternehmen bereits von Anfang an die CO₂-Kosten internalisiert haben. Außerdem ist zu erwarten dass insbesondere zu Beginn eines solchen Instrumentes zunächst eher kurzfristige Vermeidungsoptionen umgesetzt werden (wie z.B. ein veränderter Kraftwerkseinsatz im Stromsektor). Langfristige Vermeidungsoptionen wie z.B. veränderte Investitionsschemata werden sich dagegen eher langsam einstellen. Während auf lange Sicht gehofft werden kann, dass bei einer stringenten Umsetzung des Emissionshandels der beobachtbare Preis eine gute Näherung für die Grenzvermeidungskosten der Unternehmen darstellt, ist unklar inwiefern sich die oben dargestellten Probleme auf die Preisbildung in der ersten und zweiten Handelsperiode ausgewirkt haben. Auch dürften die zunächst geringen Handelsvolumina den Einfluss von Faktoren, welche nicht durch längerfristige Grenzvermeidungskosten bestimmt sind, verstärken.

Eine weitere Herausforderung ist die Bestimmung der CO₂-Einsparungen sowohl auf aggregierter Ebene wie auch pro Sektor. Grundsätzlich können historische Emissionsdaten als Anhaltspunkt dienen, um die Einsparungen durch ein Emissionshandelssystem abzuschätzen. Allerdings sind die CO₂-Emissionsentwicklungen auch anderen Einflüssen wie z.B. der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung oder Angebots- und Nachfrageschwankungen in spezifischen Sektoren ausgesetzt, die den Verlauf entscheidend mit beeinflussen. Um keine zu großen Verzerrungen bei der Analyse der Kosteneffizienz zu bekommen, sollten die CO₂-Einsparungen um die Auswirkungen der anderen Faktoren auf den Emissionsverlauf bereinigt werden, was zusätzliche Daten erfordert. Eine besondere Schwierigkeit ergibt sich hierbei dadurch, dass der Emissionshandel neben technischen oder organisatorischen Maßnahmen zur Verringerung der Emissionen auch die Produktionsniveaus beeinflussen kann (durch Verlagerung von Produktion ins Ausland). Solche Effekte können nur durch detaillierte Analysen von Import/Exportströmen analysiert werden (vgl. z.B. Reinaud 2008). Die Problematik bei der Bestimmung der historischen CO₂-Einsparungen stellt sich gleichermaßen für alle hier vorgestellten Tier-Ansätze. Er ist explizit Inhalt der Analysen in Arbeitspaket 2 und wird daher hier nicht weiter diskutiert.

Eine weitere Herausforderung stellt wie oben beschrieben der Umgang mit den realen Daten dar, da sich durch Banking, niedrige CO₂-Preise, alternative Politikinstrumente oder wirtschaftlich unerwartete Entwicklungen die Emissionen anders entwickeln können als in der Theorie vorhergesagt. Dazu gehört z.B. das Problem, dass Emissionsmengen nicht immer von Jahr zu Jahr fallen müssen oder dass es zu hohen Überzuteilungen kommt.

Auch ist der Scope des EU ETS in der Vergangenheit nicht konstant gewesen, sondern es sind Sektoren und Länder hinzugekommen bzw. weggefallen. Dies erfordert entsprechend eine Bereinigung der verwendeten Daten („Scope-Korrektur“). Wie oben beschrieben, ist die Definition der Referenzpolitik im Falle einer Überzuteilung an einzelne Anlagen um einen Korrekturfaktor zu bereinigen, so dass die Emissionsminderung im Emissionshandelsfall der im Ordnungsrechtszenario entspricht.

4.3.1.1 Exkurs 1: Analytische Ermittlung des absoluten und relativen Flexibilitätsvorteils im Tier 1-Ansatz

Zur näheren Erläuterung der Annahmen und Datenanforderungen wird der beschriebene Tier1-Ansatz im Folgenden analytisch dargestellt. Ziel ist die allgemeine Ermittlung des absoluten und relativen Flexibilitätsvorteils des Emissionshandels im Vergleich zu alternativen Maßnahmen des Ordnungsrechts (vgl. Abbildung in Kapitel 0). Der Flexibilitätsvorteil gibt an, um welchen Betrag die (sozialen) Vermeidungskosten beim Emissionshandel insgesamt geringer sind als bei einem fiktiven

Ordnungsrecht, das zu einer gleichhohen Vermeidung von Emissionen führt. Für einen vollständigen Kostenvergleich wären auch unterschiedliche Transaktionskosten zu berücksichtigen, die hier allerdings nicht betrachtet werden.

Der Analyse liegen gedanklich drei Szenarien zugrunde:

- ▶ ein Basisszenario ohne Emissionshandel und Ordnungsrecht
- ▶ ein ETS-Szenario mit Emissionshandel und
- ▶ ein Referenzszenario mit alternativem Ordnungsrecht

Im Rahmen einer Ex-Post-Analyse können für das ETS-Szenario historische Daten verwendet werden, während das Basisszenario und das Referenzszenario hypothetischen Charakter haben. Die Emissionen im Basisszenario ergeben sich aus den Emissionen im ETS-Szenario und den Emissionen, die durch den Emissionshandel vermieden werden. Die Struktur der Emissionen und die Kosten im Referenzszenario hängen davon ab, wie das alternative Ordnungsrecht spezifiziert wird.

In Abhängigkeit von der Analyseebene werden die betrachteten Emissionen des Emissionshandelsbereichs nach Anlagen, Sektoren, Ländern oder Perioden (oder zugleich nach mehreren Ebenen) unterteilt. Im Folgenden wird beispielhaft eine Unterteilung nach Sektoren betrachtet. Die Analyse gilt grundsätzlich aber gleichermaßen auch für andere Analyseebenen.

Die durch den Emissionshandel vermiedenen Emissionen im Sektor i entsprechen der Differenz der Emissionen im Basis- und im ETS-Szenario:

$$x_i = E_i^{Basis} - E_i^{ETS}$$

Entsprechend ergeben sich die durch das alternative Ordnungsrecht vermiedenen Emissionen im Sektor i aus der Differenz der Emissionen im Basis- und im Referenzszenario:

$$y_i = E_i^{Basis} - E_i^{Referenz}$$

Zum Effizienzvergleich von Emissionshandel und Ordnungsrecht wird davon ausgegangen, dass die vermiedenen Emissionen insgesamt gleichhoch sind. Die Maßnahmen des Ordnungsrechts müssen also so dosiert sein, dass die Wirksamkeit hinsichtlich der Emissionsvermeidung so hoch ist wie beim Emissionshandel:

$$\sum_i x_i = \sum_i y_i$$

Für den Tier 1-Ansatz werden keine originären Daten zu den Vermeidungskosten benötigt. Stattdessen wird angenommen, dass die Grenzvermeidungskosten linear von der Höhe der vermiedenen Emissionen abhängen

$$GVK_i = a_i \cdot x_i$$

Dabei sind a_i zunächst unbekannte, positive Parameter.

Des Weiteren wird vorausgesetzt, dass der Emissionshandel in dem Sinn effizient ist, dass die Grenzvermeidungskosten im Gleichgewicht so hoch sind wie der Zertifikatspreis

$$GVK_i = p$$

Dann sind die Grenzvermeidungskosten in allen Sektoren gleichhoch und somit die gesamten Kosten zur Vermeidung einer vorgegebenen Emissionsmenge am geringsten (Kosteneffizienz).

Unter diesen beiden Annahmen ergeben sich die Parameter der Grenz-Vermeidungskostenkurven implizit aus dem Preis und der jeweiligen Vermeidungsmenge:

$$a_i = \frac{p}{x_i}$$

Die Vermeidungskosten eines Sektors ergeben sich jeweils aus dem Integral der Grenzvermeidungskosten

$$VK_i^{ETS} = \frac{a_i \cdot x_i^2}{2} = \frac{p \cdot x_i^2}{2}$$

$$VK_i^{Ref} = \frac{a_i \cdot y_i^2}{2} = \frac{p \cdot y_i^2}{2 \cdot x_i}$$

Der absolute Flexibilitätsvorteil kann dann als Differenz der gesamten Vermeidungskosten mit Emissionshandel und mit alternativem Ordnungsrecht ermittelt werden:

$$F = \sum_i VK_i^{Ref} - VK_i^{ETS} = \frac{p}{2} \cdot \left(\sum_i \frac{y_i^2}{x_i} - \sum_i x_i \right)$$

mit $\sum_i x_i = \sum_i y_i$

Die zur Ermittlung des Flexibilitätsvorteils notwendigen Daten umfassen somit den Zertifikatspreis, die insgesamt durch den Emissionshandel vermiedenen Emissionen, deren Struktur (z.B.) nach Sektoren und die Struktur der vermiedenen Emissionen im Fall des alternativen Ordnungsrechts. Der absolute Flexibilitätsvorteil ist umso höher, je höher der Zertifikatspreis ist, je mehr Emissionen insgesamt durch den Emissionshandel vermieden werden und je größer die Unterschiede in der Struktur der Emissionsvermeidung im ETS- und im Referenzszenario sind. Bei (zufällig) gleicher Struktur der Emissionsvermeidung in diesen beiden Szenarien wäre der Flexibilitätsvorteil Null.

Neben dem absoluten Flexibilitätsvorteil (in Mio. Euro) ist auch der relative Flexibilitätsvorteil ein aussagefähiger Indikator der Kosteneffizienz. Er misst die relative Einsparung von Vermeidungskosten durch den Emissionshandel im Vergleich zum Referenzszenario eines alternativen Ordnungsrechts:

$$f = \frac{\sum_i VK_i^{Ref} - \sum_i VK_i^{ETS}}{\sum_i VK_i^{Ref}} = 1 - \frac{\sum_i VK_i^{ETS}}{\sum_i VK_i^{Ref}}$$

Durch Einsetzen der oben abgeleiteten Formeln erhält man

$$f = 1 - \frac{\sum_i x_i}{\sum_i \frac{y_i^2}{x_i}}$$

bzw. nach Umformung

$$f = 1 - \frac{1}{\sum_i \frac{y_i^2}{x_i^2} \cdot \frac{x_i}{\sum_i x_i}}$$

mit $\sum_i x_i = \sum_i y_i$

Der relative Flexibilitätsvorteil ($f \cdot 100\%$) lässt sich somit ermitteln aus

- ▶ den Relationen der Vermeidungsmengen im Referenz- und im ETS-Szenario und
- ▶ den Anteilen der Sektoren an der gesamten Emissionsvermeidung durch ETS.

Zur Ermittlung des relativen Flexibilitätsvorteils werden die relativen Vermeidungsmengen quadriert und gewichtet mit den Anteilen im ETS-Szenario aufsummiert. Der relative Flexibilitätsvorteil ist umso höher, je größer die Unterschiede in der Struktur der Emissionsvermeidung im ETS- und im Referenzszenario sind. Während die Struktur der Emissionsvermeidung im ETS-Szenario annahmegemäß

kosteneffizient ist, führen größere Abweichungen von dieser Struktur im Referenzszenario zu relativ hohen Kosten, so dass der Emissionshandel dann einen großen relativen Flexibilitätsvorteil aufweist.

Im Hinblick auf den Datenbedarf ist zu beachten, dass der relative Flexibilitätsvorteil nach dem hier betrachteten Tier 1-Ansatz nicht vom Zertifikatspreis abhängt. Er ist auch unabhängig vom Niveau der gesamten Emissionsvermeidung ($\sum_i x_i = \sum_i y_i$) und hängt somit letztlich nur von Mengenrelationen ab, d.h. von den Strukturen der Emissionsvermeidung im Referenz- und im ETS-Szenario.

Der geringere Informationsbedarf zur Ermittlung des relativen Flexibilitätsvorteils kann zu robusteren Aussagen zur Kosteneffizienz des Emissionshandels beitragen. Dies könnte eventuell auch für Ex-ante-Analysen von Interesse sein, da die relativen Ergebnisse dann nicht von unsicheren Preisprognosen abhängen.

Der Ansatz Tier 1 bietet sich für Analysen der Kosteneffizienz an, wenn keine spezifischen Daten zu Grenzvermeidungskosten vorliegen. Insbesondere für höher aggregierte Analysen (z.B. Länder) können mit dem Ansatz grundsätzlich Größenordnungen für den Flexibilitätsvorteil des Emissionshandels ermittelt werden. Eine wesentliche Schwäche des Ansatzes besteht aber grundsätzlich darin, dass keine Kostendaten einfließen, dass lineare Verläufe der Grenzkosten angenommen werden und dass die Kosteneffizienz des Emissionshandels im Hinblick auf den Ausgleich von Grenzkosten und Zertifikatspreis vorausgesetzt wird.

4.3.2 Tier 2: Analyse auf Basis von Grenz-Vermeidungskostenkurven

Alternativ zur Auswertung der beobachteten Preise kann eine Ex-Post-Kosteneffizienzbetrachtung auf Basis von technologiebasierten Grenz-Vermeidungskostenkurven erfolgen. Technologiebasierte Grenz-Vermeidungskostenkurven stellen auf einen Blick Kosten und Vermeidungspotenziale unterschiedlicher Technologien zusammen und bieten daher ein praktisches Analysewerkzeug. Im Folgenden werden drei unterschiedlich detaillierte Vorgehensweisen auf Basis von Grenz-Vermeidungskostenkurven dargestellt (Tier 2a, 2b und 2c). Dabei muss darauf hingewiesen werden, dass Grenz-Vermeidungskostenkurven sehr unterschiedlich erstellt werden können. Es kommt z.B. darauf an, ob man Kosten für einzelne Akteure oder die Gesamtwirtschaft betrachtet. Des Weiteren muss unterschieden werden zwischen Kurven die kurzfristige Potenziale darstellen, und solchen, die langfristige Potenziale abbilden. Außerdem kommt es auch hier auf die Ebenen der Kostenbestimmung an. So können auch Grenz-Vermeidungskostenkurven für einzelne Länder, Sektoren, Produkte oder Anlagentypen bzw. einzelne Anlagen erstellt werden. Im Gegensatz zum Tier 1-Ansatz basieren die Vermeidungskostenkurven somit nicht auf einer Auswertung historischer Mengen- und Preisdaten sowie einer Reihe von Annahmen zur Funktionalität des Emissionshandels und dem Verlauf der Kurven, sondern auf Abschätzungen mit Hilfe technischer Daten und/oder Modellen. Dabei kann grundsätzlich zwischen dreierlei Arten von Vermeidungskostenkurven unterschieden werden.

- ▶ Bottom-up Vermeidungskostenkurven: Hier wird ein Sektor (bzw. Land, Anlagentyp, Produkt) individuell betrachtet. Es werden keine Interdependenzen mit anderen Wirtschaftsbereichen berücksichtigt
- ▶ Vermeidungskostenkurven aus Energiesystemmodellen: Interdependenzen zwischen Energieerzeugung und –verbrauch werden dargestellt, aber keine Verbindungen zur restlichen Volkswirtschaft
- ▶ Vermeidungskostenkurven aus makroökonomischen Modellen (z.B. CGE-Modelle): Interdependenzen in der gesamten Volkswirtschaft werden dargestellt

Es gibt einige kommerzielle Anbieter von Grenz-Vermeidungskostenkurven, so z.B. Enerdata (www.enerdata.net), die Langzeit-Grenz-Vermeidungskostenkurven für 65 Länder und 31 Sektoren bis zum Jahr 2050 anbieten. Die Kurven werden mit Hilfe des Energiesystemmodells POLES erzeugt,

das einen Technologie-basierten Ansatz verfolgt. Ähnliche Kurven können für die Industrie auch aus dem Modell Forecast-Industry des Fraunhofer-ISI gewonnen werden.

Die McKinsey-Grenz-Vermeidungskostenkurve (www.mckinsey.com) ist wohl eine der bekanntesten. Sie wurde sowohl für die ganze Welt als auch für ausgewählte Länder erstellt. Diese Grenz-Vermeidungskostenkurve beschreibt das technische Potenzial für Emissionsminderungen, die weniger als 80€/tCO_{2e} kosten. Besonders interessant ist, dass ein großer Teil der Minderungen mit negativen Kosten belegt ist. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass die Autoren keine Transaktionskosten in die Betrachtung aufgenommen haben.

Die GWS entwickelte zusammen mit Koautoren für die Europäische Kommission Grenz-Vermeidungskostenkurven für Verminderung der Ressourcennutzung und den damit verbundenen Kosten, die sie als Verminderung des BIP darstellen (GWS et al. 2011). Die von der GWS entwickelten Kurven basieren auf Berechnungen mit einem makroökonomischen Modell und können daher z.B. Produktionsverlagerungen abbilden. Anders als die eher technologiebasierten Kurven von Enerdata oder aus Forecast-Industry verfügen sie dafür über eine wenig differenzierte Betrachtung möglicher Vermeidungstechnologien. Für eine Verwendung zur Schätzung von Effizienzgewinnen aus dem EU ETS wären wahrscheinlich Grenz-Vermeidungskostenkurven auf einer disaggregierteren Ebene notwendig, wie sie etwa in Matthes et al. (2003) verwendet wurden.

Es lässt sich festhalten, dass sich Grenz-Vermeidungskostenkurven aus sehr unterschiedlichen Perspektiven und mit variierendem Detaillierungsgrad darstellen lassen und für ihre Erstellung eine Fülle detaillierter Informationen notwendig ist.

4.3.2.1 Tier 2a: Analyse auf Basis von Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurven

Die einfachste und am wenigsten detaillierte Ebene für eine Kosteneffizienzanalyse stellen bereits vorhandene Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurven dar, wie sie z.B. von McKinsey oder Ecofys erstellt werden oder aus Energiesystemmodellen, wie z.B. POLES generiert werden.

Die Fallstudie zum Tier 2 in diesem Bericht verwendet diesen Tier 2a-Ansatz.

Methoden:

Die Grenz-Vermeidungskostenkurven werden häufig bereits auf Sektorebene, ggf. länderscharf, zur Verfügung gestellt. In Tier 2a werden in der Literatur vorhandene Kurven ohne weitergehende Bearbeitung direkt verwendet⁴.

Zur Bestimmung der Kosten wird als weitere Information analog zu Tier 1 eine Abschätzung über die realisierten, aggregierten CO₂-Vermeidungen durch das Emissionshandelssystem benötigt. Es bestehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten zur Bestimmung der durch den Emissionshandel hervorgerufenen Vermeidung:

- ▶ Abschätzung zur Counterfactual-Entwicklung und Abgleich mit beobachteten Emissionen (analog zu Tier 1)
- ▶ Schnittpunkt des beobachteten durchschnittlichen CO₂-Preises mit der Grenz-Vermeidungskostenkurve

Beim zweiten Vorgehen legt man der Abschätzung die in den Vermeidungskostenkurven enthaltene Counterfactual-Entwicklung zu Grunde. Dabei wird, analog zu Tier 1 angenommen, dass der beobachtete CO₂-Preis den Grenzkosten der Sektoren/ Ländern/ Anlagen entspricht. Mit Hilfe der ermit-

⁴ Ggf. müssen die Kurven entsprechend den Anforderungen aggregiert oder auf Emissionshandelssektoren skaliert werden.

telten CO₂-Einsparungen bzw. des ermittelten CO₂-Preises und den Grenz-Vermeidungskostenkurven können dann die Vermeidungskosten bestimmt werden, die durch die CO₂-Einsparungen angefallen sind. Analog zu Tier 1 können mit Hilfe dieser Grenz-Vermeidungskostenkurven und einem auf der entsprechenden Ebene definierten Ordnungsrecht die Kosten für das Referenzszenario bestimmt und somit Aussagen über die Kosteneffizienz des Emissionshandelssystems getroffen werden. Dabei kann z.B. wieder auf Zuteilungsdaten aus dem CITL/EUTL zurückgegriffen werden. Es ist wiederum nötig, dass im Emissionshandel und im Ordnungsrecht die gleiche gesamte Minderung resultiert. Deshalb müssen ggf. die im Ordnungsrecht definierten Minderungsvorgaben auf die im Emissionshandel beobachtete Minderung skaliert werden.

Die Flexibilitätsgewinne können wie im Tier 1-Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen (ggf. auch mehreren, vgl. dazu Exkurs am Ende dieses Abschnitts) bestimmt werden.

Datenanforderungen:

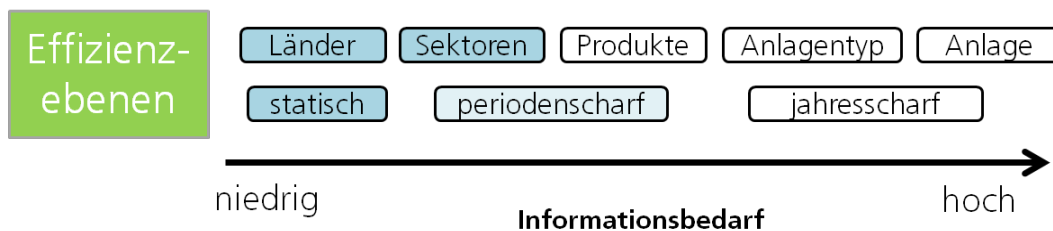
Der Tier 2a-Ansatz verwendet Sektor-Vermeidungskostenkurven aus der Literatur, wie sie oben diskutiert werden. Damit kann der Tier 2a-Ansatz auf Basis von zur Verfügung stehenden Grenz-Vermeidungskostenkurven durchgeführt werden. Ggf. müssen die verfügbaren Kostenkurven jedoch aktualisiert und an den zu bewertenden Zeitraum angepasst, bzw. entsprechend den Anforderungen aggregiert oder auf Emissionshandelssektoren skaliert werden. Insbesondere ist zu berücksichtigen, dass je nach Art der Grenz-Vermeidungskostenkurve die Einsparungen für einen Zeitraum untersucht werden sollen, die in den Kurven enthaltenen Einsparungen sich aber auf ein spezifisches Jahr beziehen. Dies muss bei der Auswertung und insbesondere bei der Berechnung der eingesparten Emissionen für einen Zeitraum von mehreren Jahren berücksichtigt werden, z.B. indem die Analyse auf Basis eines durchschnittlichen Jahres durchgeführt wird oder indem die Vermeidungskostenkurven für mehrere Jahre aggregiert werden um damit das Vermeidungspotential mehrerer Jahre abzubilden. Dabei kann es notwendig werden, Grenz-Vermeidungskostenkurven für einzelne Zwischenjahre zu interpolieren. Weiterhin wären für eine Ex-Post-Kosteneffizienzanalyse Kostenkurven wünschenswert, die nicht auf Projektionen in die Zukunft basieren, sondern die unter Berücksichtigung der tatsächlichen ökonomischen Entwicklung sowie anderer Rahmenbedingungen rückwirkend berechnet werden. Die meisten in der Literatur zu findenden Vermeidungskostenkurven stellen dagegen Projektionen für die Zukunft dar. Durch Anpassung von zentralen Rahmenannahmen z.B. zur Wirtschaftsentwicklung ist es jedoch theoretisch möglich, aus einer älteren Projektion, deren Betrachtungszeitraum sich zumindest zum Teil mit dem Analysezeitraum der Ex-Post-Kostenschätzung deckt, die reale Situation „nachzubilden“, so dass eine Anwendung des Tier 2 möglich wäre. Ebenso wie in Tier 1 muss zudem eine Abschätzung über die CO₂-Vermeidung des Emissionshandelssystems erfolgen, um die Kostenabschätzungen mittels Vermeidungskostenkurve zu ermöglichen. Allerdings wird in diesem Fall nur eine Bestimmung der Gesamteinsparungen benötigt und nicht eine Aufteilung der Einsparungen auf einzelne Sektoren. Die Aufteilung der Einsparungen auf einzelne Sektoren erfolgt durch Angleichen der Grenzvermeidungskosten.

Wie oben beschrieben, sind bei diesem Ansatz zwei verschiedene Vorgehensweisen zur Auswertung der Kostenkurven denkbar. Es kann auf Basis der vorhandenen Kostenkurven sowie der Abschätzungen zur CO₂-Einsparungen ein hypothetischer Preis aus den Kostenkurven abgeleitet und mit dem in der Realität beobachteten Preis verglichen werden. Alternativ (und als Gegencheck) kann der in der Realität beobachtete Preis auf die Kostenkurven angewendet und damit eine theoretische Minderungsmenge berechnet werden. Ein Vergleich der beiden Ansätze kann Aufschlüsse über die Qualität der Kostenkurven geben. Alternativ ist denkbar, dass die Kostenkurven entsprechend der tatsächlich beobachteten Preise skaliert werden. Mit Hilfe der skalierten Kostenkurven ist es dann möglich sowohl den beobachteten Preis als auch die realisierten Emissionsminderungen abzubilden.

Effizienzebenen:

Der Tier 2a-Ansatz beruht auf der Verwendung von in der Literatur vorhandenen Vermeidungskostenkurven. Diese sind in der Regel entweder auf Sektor- oder auf Länderebene verfügbar. Ebenso liegen sie in der Regel nur für längere Zeiträume von 10–20 Jahren vor, so dass sich inter-temporale Effizienzgewinne nur basierend auf gleichen Kostenannahmen durchführen lassen.

Abbildung 20: Effizienzebenen des Tier 2a-Ansatzes

*Eigenschaften, Herausforderungen und Schwächen des Ansatzes:*

Der Ansatz beruht ausschließlich auf technologiebasierten Vermeidungskostenkurven. Eine Einbeziehung der tatsächlich beobachteten CO₂-Preise kann zur Abschätzung der durch den CO₂-Handel verursachten Minderung in Betracht gezogen werden. Alternativ kann bei vorheriger Bestimmung der Vermeidungsmenge ein hypothetischer CO₂-Preis an der Vermeidungskostenkurve abgelesen werden. In allen Fällen jedoch müssen Einschränkungen hingenommen werden, um die historisch beobachteten Daten und die vorhergesagten Daten aus den Vermeidungskostenkurven zusammenzubringen.

Der Tier 2a-Ansatz geht davon aus, dass die technologiebasierten Grenz-Vermeidungskostenkurven eine realistische Einschätzung über das Einsparpotenzial bestimmter Technologien und die damit verbundenen Kosten liefern. Allerdings zeigt die Erfahrung, dass die Beschaffung dieser Informationen sehr schwierig ist und die Kostenkurven daher mit hoher Unsicherheit belegt sind. Außerdem gilt, dass die Technologieorientierung der Kurven es schwierig macht Hemmnisse abzubilden, die nicht-finanzieller Natur sind, aber die Verbreitung von Technologien verhindern. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Emissionshandelssystem, das nur auf finanzielle Anreize zur Emissionsminderung setzt, kaum dazu beiträgt diese Hemmnisse zu verringern. Daher kann eine Abschätzung der Kosten auf Basis von technologiebasierten Vermeidungskostenkurven die tatsächlich aufgetretenen Vermeidungskosten des Instruments leicht unterschätzen.

Die Bestimmung der CO₂-Einsparungen durch den Emissionshandel stellt auch im Tier 2-Ansatz eine der größten Herausforderungen dar. Analog zu Tier 1 gilt auch hier, dass versucht werden sollte, die Einsparungen durch das Emissionshandelssystem möglichst genau abzuschätzen und die Einflüsse übriger Politikmaßnahmen nach Möglichkeit heraus zu rechnen, um die Analyse nicht zu verzerren.

Exkurs: Die Methodik von Ellerman et al. (2000)

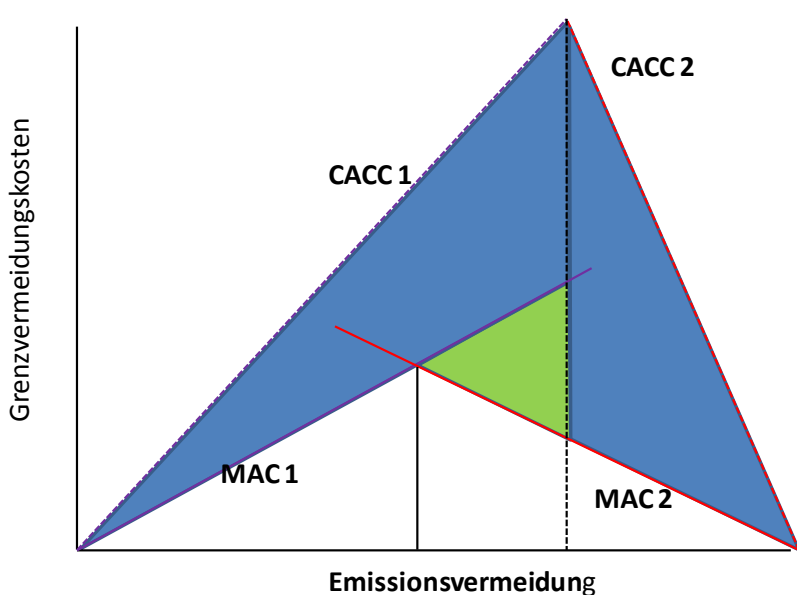
Das Papier von Ellerman et al. (2000) und die darin verwendete Methodik wurde bereits in Kapitel 4.1 dargestellt. In ihrem Artikel berechnen die Autoren den Effizienzvorteil durch Handel im amerikanischen SO₂-Handel. Der Mehrwert dieses Ansatzes liegt darin, dass durch die Konstruktion von vier Vermeidungskostenkurven zweierlei Arten von Effizienzgewinnen in einer Grafik dargestellt werden können und sich zusammen quantifizieren lassen. Um die zweite Art von Vermeidungskur-

ven zu konstruieren, ist es jeweils nötig, Referenzpolitik und Minderung durch Emissionshandel auf einer weiteren Ebene zu definieren, etwa über die Zeit oder für eine tiefere Analyseebene.

In ihrem Papier berechnen die Autoren nicht nur den Vorteil aus intertemporalem Handel, welcher mit Hilfe zweier MAC-Kurven dargestellt werden kann, sondern auch aus Handel zwischen durch den SO₂-Handel betroffenen Anlagen. Dieser zusätzliche Effizienzgewinn wird durch zwei CACC-Kurven repräsentiert (siehe Kapitel 4.1). Diese Kostenkurven sollen darstellen, dass durch die Unmöglichkeit des Handels, Vermeidung für einzelne Akteure teurer wird, sie verlaufen deshalb oberhalb der MAC-Kurven.

Des Weiteren kann die Methodik dazu verwendet werden, nicht nur Effizienzgewinne des Handels zwischen zwei Sektoren, sondern auch zwischen Anlagen innerhalb der Sektoren zu berechnen. In der Fallstudie zu Tier 2 (siehe Annex) wird die Methodik beispielhaft angewandt (allerdings auf Länderebene und nicht auf Anlagenebene). Abbildung 21 zeigt die MACs der beiden Sektoren (Stromwirtschaft, MAC 1, und Industrie, MAC 2) und den Effizienzgewinn des Handels zwischen ihnen (grünes Dreieck). Daneben werden die CACC-Kurven der beiden Sektoren dargestellt, die eine Veranschaulichung der Kosten im Ordnungsrecht darstellen. Sie sind steiler als die MACs, da durch die Reduktionsvorgaben im Ordnungsrecht nicht nur die günstigsten Minderungsmaßnahmen umgesetzt werden (sondern auch teurere Maßnahmen quasi „erzungen“). Die blaue Fläche stellt den Vorteil des Handels zwischen Anlagen innerhalb der Sektoren dar.

Abbildung 21: Ellerman et al.-Ansatz



Quelle: eigene Darstellung nach Ellerman et al. (2000)

Insofern kann die „Ellerman-Methodik“ als Erweiterung des „klassischen“ Tier 1- bzw. Tier 2-Ansatzes angesehen werden. Bei einer Betrachtung des Effizienzvorteils durch intertemporalen Handel, müssen auch hier Informationen über Minderung (durch Emissionshandel und Ordnungsrecht über die Zeit) einfließen. Soll zusätzlich zum Effizienzvorteil des Handels zwischen Sektoren, der Effizienzvorteil durch Handel zwischen Anlagen innerhalb eines Sektors bestimmt werden, so müssen die Minderungsvorgaben des Ordnungsrechts, sowie die Minderung im Emissionshandelsszenario zusätzlich auf Anlagenebene berücksichtigt werden.

Die vorliegende Methodik bietet insofern einen Vorteil, als dass Mehrebenen-Effizienzen (sowohl zwischen Sektoren als auch innerhalb der Sektoren, bzw. räumlich und zeitlich) in einer Grafik veranschaulicht werden können. Abbildungen, die nur zwei Kurven enthalten, können jeweils nur Effi-

zierungsgewinne auf einer Ebene darstellen, während auf tieferen Ebenen Effizienz unterstellt wird. Allerdings ist es auch vorstellbar, Effizienzgewinne auf unterschiedlichen Ebenen getrennt voneinander zu betrachten und, wenn möglich, zu aggregieren.

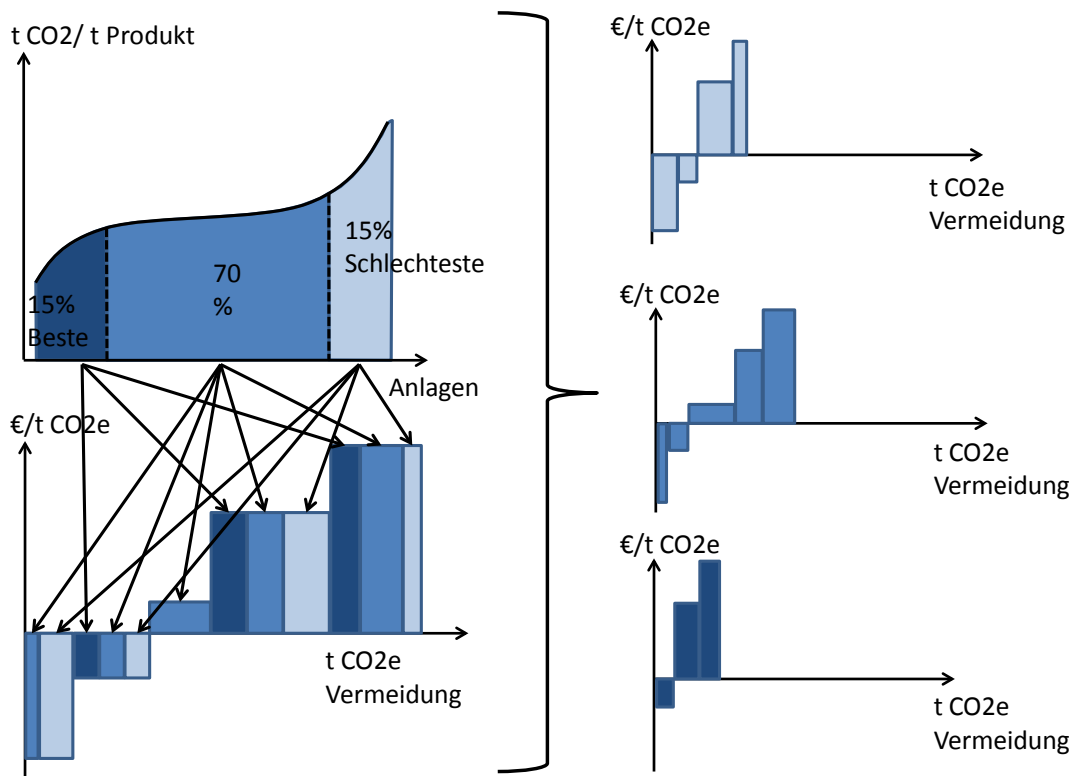
4.3.2.2 Tier 2b: Analyse auf Basis von weiter ausdifferenzierten Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurven

Mit Hilfe von zusätzlichen empirischen Informationen über einzelne Anlagen oder Anlagentypen können die Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurven weiter ausdifferenziert werden. Eine mögliche weitere Informationsquelle sind die im Rahmen des Benchmarkings für die dritte Handelsperiode erhobenen Benchmarkingkurven.

Methode:

Die Benchmarkingkurve ordnet die Anlagen eines Sektors/ Produktes gemäß ihrer spezifischen Emissionen an. Damit lassen sich die effizienteren und die weniger effizienten Anlagen in Europa unterscheiden und Gruppen bilden. Dieses Wissen sowie tiefergehendes technologisches Wissen über die den einzelnen Gruppen zur Verfügung stehenden Vermeidungsoptionen erlauben eine Aufteilung der Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurven auf die einzelnen Gruppen analog zur Aufteilung in den Benchmarkingkurven. Abbildung 22 veranschaulicht dieses Vorgehen. Dabei kann die Aufteilung auf die drei Gruppen je nach Form der Benchmarkingkurve einen unterschiedlich hohen Anteil der Anlagen in einer Gruppe beinhalten. Diese Ausdifferenzierung nach Gruppen stellt einen ersten Schritt in Richtung von anlagenspezifischen Kosten dar.

Abbildung 22: Ableitung von differenzierten Grenz-Vermeidungskostenkurven mit Hilfe von Benchmarkingkurven



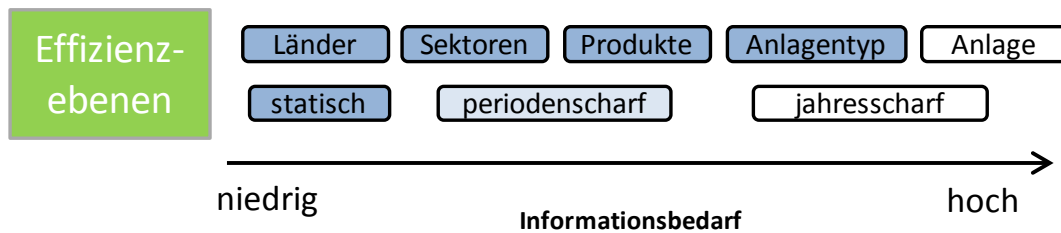
Diese weiter differenzierten Grenz-Vermeidungskostenkurven können dann analog zum Vorgehen in Tier 2a verwendet werden, um die Kosteneffizienz des Emissionshandels gegenüber einer Referenz-

politik zu bestimmen. Auf Grund der größeren Detaillierungsebene bei den Grenz-Vermeidungskostenkurven erfordert das Referenzpolitikszenario eine Zielsetzung mindestens auf Anlagentypen-Ebene.

Effizienzebenen:

Flexibilitätsvorteile beim Emissionshandel ergeben sich in diesem Fall durch Handel zwischen Anlagentypen je Sektor mit unterschiedlichen Kosten. Eine Länderaufteilung ist implizit in den Benchmarkingkurven enthalten, wenn Informationen darüber vorliegen ob ein Land über im Vergleich eher effiziente oder eher weniger effiziente Anlagen verfügt.

Abbildung 23: Effizienzebenen des Tier-2b-Ansatzes



Datenanforderungen:

Genauso wie im Tier 2a-Ansatz können auch im Tier 2b-Ansatz Sektor-Grenzvermeidungskosten, wie sie z.B. von POLES zur Verfügung gestellt werden, verwendet werden. Um die Kostenkurven weiter aufzuteilen, werden zudem zusätzliche Daten über die Anlagen bzw. Anlagentypen benötigt. Diese Informationen sind in den Benchmarkingkurven der EU (auf EU-Ebene) vorhanden. Allerdings muss geklärt werden, inwiefern die Informationen aus den Kurven für diesen Zweck zur Verfügung gestellt werden können. Bisher liegen die endgültigen Kurven nur der Kommission vor.

Analog zu Tier 2a werden auch im Fall von Tier 2b lediglich Angaben über die Gesamtheit der durch das Emissionshandelssystem vermiedenen CO₂-Emissionen benötigt.

Eigenschaften, Herausforderungen und Schwächen des Ansatzes:

Der Tier 2b-Ansatz beruht analog zum Tier 2a-Ansatz auf technologiebasierten Grenz-Vermeidungskostenkurven. Allerdings werden zusätzliche Informationen verwendet, um die Vermeidungsoptionen genauer einzelnen Anlagen oder Anlagentypen zuzuordnen zu können. Grundsätzlich bleibt jedoch das Problem bestehen, dass bei dem Ansatz historische Daten mit den konstruierten Vermeidungskostenkurven zusammengebracht werden müssen.

Die Aufschlüsselung der technologiebasierten Kostenkurven mit Hilfe der Informationen aus den Benchmarkingkurven führt dazu, eine genauere Abschätzung über die Vermeidungskosten zu generieren. Da jedoch eine Betrachtung und Aufschlüsselung nach Gruppen und nicht nach einzelnen Anlagen erfolgt, bleibt das Problem bestehen, dass keine genaueren Kenntnisse über die einzelnen Vermeidungsoptionen in einzelnen Anlagen in die Untersuchung einfließen. Ferner ist es ohne eine vertiefte Untersuchung über die realisierten Vermeidungsmaßnahmen nicht möglich festzustellen, inwiefern das technologische oder ökonomische Potenzial mit den tatsächlich realisierten Vermeidungsoptionen übereinstimmt. Ohne eine solche zusätzliche Untersuchung kann davon ausgegangen werden, dass trotz des größeren Detaillierungsgrads der Kostenkurven das technologische Vermeidungspotenzial die Minderungen über- und somit die damit verbundenen Kosten unterschätzt.

Die Bestimmung der CO₂-Einsparungen durch den Emissionshandel stellt auch im Tier 2-Ansatz eine der größten Herausforderungen dar. Analog zu Tier 1 gilt auch hier, dass versucht werden sollte, die Einsparungen durch das Emissionshandelssystem möglichst genau abzuschätzen und die Einflüsse übriger Politikmaßnahmen nach Möglichkeit heraus zu rechnen, um die Analyse nicht zu verzerren.

4.3.2.3 Tier 2c: Analyse auf Basis von Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurven unter Zuhilfenahme von Unternehmensinterviews und Auswertung anderer verfügbarer Daten

Die Umsetzung des technologischen Minderungspotenzials in Grenz-Vermeidungskostenkurven wird häufig nicht nur von finanziellen Faktoren, sondern auch von anderen Faktoren beeinflusst, die durch die Einführung eines Emissionshandelssystems nicht beeinflusst werden. Dies trifft zum Beispiel für sogenannte no-regret Potenziale zu, d.h. Minderungspotenziale die an sich wirtschaftlich sind, jedoch trotzdem nicht flächendeckend zum Einsatz kommen. Ein Emissionshandelssystem, dessen Wirkung rein auf einer Preissteigerung beruht, hilft nicht oder nur begrenzt dabei, diese z.T. nicht-finanziellen Hemmnisse abzubauen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass auch in einem Emissionshandelssystem nicht unbedingt die günstigsten Optionen realisiert werden. Bei der Standardverwendung von Grenz-Vermeidungskostenkurven kann es daher wie oben beschrieben leicht zu einer Unterschätzung der Vermeidungskosten, die im Rahmen eines Emissionshandelssystems auftreten, kommen. Um dies zu vermeiden können zusätzliche Daten erhoben bzw. ausgewertet werden, um eine bessere Abschätzung über die unter dem Emissionshandelssystem realisierten Vermeidungsmaßnahmen machen zu können.

Methode:

Die technologiebasierten Grenz-Vermeidungskostenkurven geben einen Überblick über das komplette vorhandene technische Vermeidungspotenzial in einem Sektor. Selbst bei einer umfassenden Befragung aller unter dem Emissionshandel regulierten Unternehmen dürfte es dabei eine große Herausforderung sein, bei jeder einzelnen Maßnahme festzustellen ob sie durchgeführt wurde und insbesondere ob diese Umsetzung auf das Emissionshandelssystem zurückzuführen ist. Unternehmensbefragungen und die Auswertung von alternativen Daten können aber helfen, die realisierten Maßnahmen genauer einzugrenzen.

Bei einer Unternehmensbefragung müssten Unternehmen aus allen Sektoren befragt werden, um Aussagen für die jeweiligen Sektor-Vermeidungskostenkurven ableiten zu können. Die Auswahl der zu befragenden Unternehmen sollte so vorgenommen werden, dass sich von der Stichprobe Aussagen für die Grundgesamtheit der Unternehmen machen lassen.

Weitere Informationen können aus vorhandenen Befragungen wie z.B. dem CO₂-Barometer von KfW und ZEW oder aus der Auswertung von Unternehmenspublikationen gewonnen werden. Auch diese können dazu beitragen, einen besseren Überblick über die durchgeführten Maßnahmen zu erhalten. Um Aussagen über die Umsetzung eines möglichen Fuel-Switches machen zu können, können zudem Daten des statistischen Bundesamtes und der AG Energiebilanzen ausgewertet werden.

Zur Erstellung der Sektorgrenz-Vermeidungskostenkurven benötigt man idealerweise Angaben zu vermiedenen Mengen CO₂ und zu den Kosten der realisierten Vermeidungsoption. Da die Kosten voraussichtlich noch deutlich schwieriger zu erheben sein werden als die Maßnahmen selbst, kann darüber nachgedacht werden, die vermiedenen Mengen mit dem historischen Preis für CO₂ zu koppeln und daraus eine lineare Grenz-Vermeidungskostenkurve abzuleiten. Damit ermöglicht der Ansatz neben der Berücksichtigung der realisierten Einsparoptionen auch die Einbeziehung der historisch beobachteten CO₂-Preise.

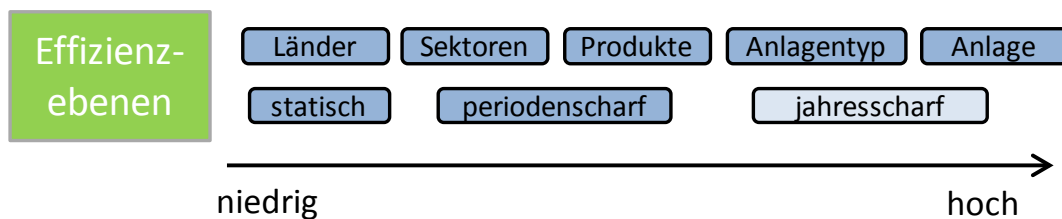
Die Informationen aus der Sektor-Grenz-Vermeidungskostenkurve in Verbindung mit den sektor- bzw. unternehmensspezifischen Informationen lassen dann eine realistischere Abschätzung der

Vermeidungskosten des Emissionshandelssystems zu. Das übrige Vorgehen ist analog zu Tier 2a und Tier 2b.

Effizienzebenen:

Flexibilitätsvorteile beim Emissionshandel ergeben sich in diesem Fall durch Handel zwischen den Anlagen mit unterschiedlichen Kosten. Eine Länderaufteilung ist implizit in den Benchmarkingkurven enthalten. Bei guter Datenlage können außerdem nicht nur periodenscharfe sondern ggf. sogar jahresscharfe Auswertungen gemacht werden und somit neben einem hohen Maß an räumlicher auch ein hohes Maß an zeitlicher Flexibilität in die Untersuchung einbezogen werden.

Abbildung 24: Effizienzebenen des Tier-2c-Ansatzes



Datenanforderungen:

Der Tier 2c-Ansatz basiert auf einer detaillierten Erhebung und Auswertung von sektor- und unternehmensspezifischen Daten. Diese geht in ihrem Detailgrad noch deutlich über den Tier 2b-Ansatz hinaus, insbesondere dann, wenn durch Unternehmensinterviews zusätzliche Daten und Informationen erhoben werden sollen. Damit ist der Datenerhebungs- und Datenauswertungsaufwand erheblich höher als im Tier 2a und 2b-Ansatz, obwohl auf Sektor-Vermeidungskostenkurven zurückgegriffen werden kann.

Analog ergibt sich auch ein erhöhter Anspruch an die Abschätzungen der CO₂-Einsparungen, die nicht nur auf aggregierter Ebene, sondern nach Möglichkeit auch auf Anlagen- bzw. Sektorebene erfolgen sollte. Damit stellt der Tier 2c-Ansatz auch im Rahmen der Abschätzungen zur CO₂-Einsparung erhöhte Anforderungen.

Eigenschaften, Herausforderungen und Schwächen des Ansatzes:

Ansatzpunkt des Tier 2c-Ansatzes ist es, die Informationen aus der Grenz-Vermeidungskostenkurve mit Informationen über die tatsächlich realisierten Vermeidungsmaßnahmen zu koppeln, um darüber eine bessere Aussage über die tatsächlich aufgetretenen Vermeidungskosten machen zu können. Anders als im Tier 1-Ansatz ist die Fundierung des Ansatzes dabei weiterhin technologischer Natur und beruht nicht alleine auf der Unterstellung ökonomisch perfekt funktionierender Märkte. Dementsprechend erlaubt der Tier 2c-Ansatz im Gegensatz zu Tier 2a und 2b eine noch bessere Einbeziehung von historischen Informationen sowohl zu Kosten als auch zu realisierten Vermeidungsoptionen, die allerdings erst erhoben werden müssen.

Die Idee des Tier 2c-Ansatzes besteht darin, dass durch die gezielte Erhebung und Auswertung zusätzlicher Informationen das Problem, dass bei der Verwendung von technologischen Vermeidungskostenkurven die Vermeidungskosten tendenziell unterschätzt werden, verringert werden kann. Allerdings bleiben Unsicherheiten über die durchgeführten Maßnahmen bestehen, die sich aus der Verwendung einer Stichprobe der Unternehmen sowie aus der Problematik, dass abgeschätzt werden

muss inwiefern eine durchgeführte Maßnahme durch den Emissionshandel bedingt ist, ergeben. Analog ergibt sich ein ähnliches Problem bei der detaillierten Abschätzung der CO₂-Einsparungen.

4.3.3 Tier 3: Modellgestützte Analyse

Alternativ zur Verwendung von Grenz-Vermeidungskostenkurven kann eine Kosteneffizienzanalyse auch modellgestützt erfolgen. Dazu können Partial-Modelle wie z.B. PowerFlex oder Forecast-Industry (ehemals ISIndustry) eingesetzt werden. Diese Modelle erlauben eine deutlich genauere Bestimmung der Vermeidungskosten, da sie (häufig) die Investitionsentscheidungen von Anlagenbetreibern sowie den Kraftwerkseinsatz im Stromsektor genauer abbilden als dies mit Hilfe von Grenz-Vermeidungskostenkurven möglich ist.

Methode:

Im Falle einer modellgestützten Analyse der Kosteneffizienz des EU ETS muss in einem ersten Schritt das Modell so kalibriert werden, dass es die Entwicklung der Vergangenheit nachstellt. Dabei ist zu beachten, dass neben dem Emissionshandelssystem in der Regel auch weitere Politiken in den Szenarien abgebildet werden können. Ziel der Kalibrierung sollte sein, eine möglichst genaue Abbildung des Emissionsverlaufs mit dem Modell zu erzeugen. Um den Emissionshandel nachzubilden, wird in das Modell der beobachtete CO₂-Preis im Untersuchungszeitraum eingegeben und die resultierenden Emissionen ermittelt. Als nächstes wird ein Modelllauf ohne CO₂-Preis (=0) durchgeführt. Der Unterschied zwischen beiden Modellläufen entspricht der Emissionsminderung, die durch den Emissionshandel hervorgerufen wurde.

Im zweiten Schritt kann dann das Politikinstrument Emissionshandel durch die vorher definierte Referenzpolitik ersetzt werden. Dabei ist es wichtig, dass das Politikinstrument so definiert wird, dass es in beiden Szenarien zu vergleichbaren Emissionsminderungen (in Summe) kommt. Dies ist vermutlich nur mit mehreren Modellläufen und nicht mit hundertprozentiger Genauigkeit zu erreichen. Falls das Ordnungsrecht als Emissionsobergrenze (g CO₂/Output) ausgestaltet werden soll, wird diese Obergrenze durch mehrmalige Modellläufe so ermittelt, dass das hypothetische Ordnungsrecht zu der gleichen Emissionsminderung (gegenüber der Counterfactual-Entwicklung) führt wie der Emissionshandel. Anschließend werden die Gesamtkosten der beiden Szenarien (im Vergleich zur Counterfactual-Entwicklung) verglichen. So kann der Effizienzunterschied ermittelt werden.

Effizienzebenen:

Die Effizienzebenen sind bei der Verwendung von Modellen sehr stark vom Aufbau der selbigen abhängig. Im Falle von Strommarktmodellen werden häufig alle einzelnen Kraftwerke eines Kraftwerksparks abgebildet, während im Falle von Modellen für den Industriesektor deutlich höhere Aggregierungsniveaus notwendig sind. Analog sind auch die zeitlichen Detaillierungsgrade einzelner Modelle sehr unterschiedlich.

Datenanforderungen:

Der Vorteil des Tier 3-Ansatzes ist, dass er, wenn die entsprechenden Partial-Modelle vorhanden sind, keine großen Ansprüche an zusätzliche Daten stellt. Der historische Verlauf der CO₂-Emissionen unter dem Emissionshandelssystem wird durch das Monitoring und Reporting jährlich für alle betroffenen Anlagen und Sektoren erfasst. Kosteninformationen sind in der Regel in den entsprechenden Modellen bereits hinterlegt und müssen nicht mehr zusätzlich erhoben werden.

Eigenschaften, Herausforderungen und Schwächen des Ansatzes:

Der Tier 3-Ansatz verbindet die Verwendung historischer Daten über die Entwicklung der CO₂-Emissionen mit im Modell vorhandenen Kosteninformationen und Investitionsentscheidungsannahmen. Auch hier besteht jedoch keine direkte Einbindung der beobachteten CO₂-Preise.

Die Verwendung von Partial-Modellen erlaubt eine Abbildung von langfristigen Investitionsentscheidungen und kurzfristigen CO₂-Einsparmaßnahmen, sofern diese vorhanden sind. Während Strommarktmodelle in der Regel ein sehr hohes Maß an Informationen über die einzelnen Kraftwerke und somit auch über die Vermeidungsmaßnahmen in diesen Kraftwerken haben, bleibt im Industriebereich jedoch das Problem bestehen, dass Partial-Modelle in der Regel technologisches Vermeidungspotenzial unter Berücksichtigung von Diffusionsraten abbilden. Um nicht-finanzielle Hemmnisse abzubilden, werden in der Regel bei der Investitionsentscheidung höhere interne Verzinsungen vorausgesetzt. Inwiefern sich hieraus eine Über- bzw. Unterschätzung der Vermeidungskosten ergibt, ist schwierig vorherzusagen. Ein Abgleich mit den tatsächlich realisierten Vermeidungsmaßnahmen wie er in Tier 2c vorgeschlagen wird, ist allerdings nicht möglich.

Anders als bei Tier 1 und 2 ist zudem keine Abschätzung über die CO₂-Einsparungen notwendig, wenn das Modell auf den tatsächlich realisierten Emissionsverlauf kalibriert wird. Insgesamt ist die Kalibrierung und Verwendung von Modellen allerdings mit einem erheblichen Aufwand verbunden, selbst dann wenn keine zusätzlichen Daten erhoben werden müssen.

5 Anwendung der Methodik aus Ex-post-Analyse zur Ex-ante-Schätzung zukünftiger Kostenersparnisse

Ex-Ante-Analysen basieren auf einer ähnlichen methodischen Grundlage wie Ex-Post-Analysen. Auch hier können die dargestellten Tiers definiert werden und verschiedene Betrachtungstiefen analysiert werden. Allerdings haben Ex-Ante-Schätzungen einige relevante Spezifika, auf Basis derer sie von Ex-Post-Analysen zu unterscheiden sind.

Ein Hauptunterschied besteht darin, dass die bisher durchgeführten Ex-Post-Analysen sich – auch aufgrund der bisher relativ kurzen Historie des EU ETS – auf die kurzfristigen Wirkungen (z.B. innerhalb einer Handelsperiode) konzentrieren, während Ex-Ante-Analysen in der Regel langfristige Wirkungen zum Untersuchungsgegenstand haben. Damit spielt neben der statischen Kosteneffizienz auch die dynamische Anreizwirkung (Innovationswirkung) eine große Rolle, die schwer zu schätzen ist. Innovationswirkungen des Emissionshandels wurden bereits in einigen Studien mit unterschiedlichen methodischen Vorgehensweisen untersucht (Cames 2010; Rogge et al. 2010, 2011; Rogge & Hoffmann 2010), unter anderem wurden strukturierte oder semi-strukturierte Interviews sowie Surveys, aber auch statistische Analysen der Investitionsausgaben und ihrer Bestimmungsgrößen über die Zeit durchgeführt. Ein einheitliches Bild über den Innovationseffekt des Emissionshandels hat dies bisher noch nicht ergeben. Die hier dargestellten Tier-Ansätze sind in ihrer bisherigen Form jedoch wenig geeignet, um die Innovationswirkung zu untersuchen.

Im Vergleich zu einer Alternativpolitik ist ebenfalls relevant, dass das CO₂-Preissignal in einer Periode auch in die weiteren Handelsperioden nachwirkt und zu Investitionen führen kann, die wiederum Reduktionen induzieren und Lerneffekte auslösen können. Dies impliziert, dass ein alternatives Ordnungsrecht kontinuierlich angepasst werden müsste, um diesen Nachwirkungen Rechnung zu tragen.

Darüber hinaus bestehen Unterschiede in der Datengrundlage: Ex-Post-Analysen der Effektivität und Effizienz des Emissionshandelssystem erlauben Methoden anhand empirischer Werte (z.B. für die EUA-Preise) zu analysieren, die in Statistiken oder auf der Basis von Erhebungen zur Verfügung stehen. Diese empirischen Werte müssen in Ex-Ante Analysen durch unsichere Schätzwerte ersetzt werden. Bei langfristigen Analysen spielen auch die (unsicheren) Veränderungen in den Rahmenbedingungen eine größere Rolle, z.B. die Veränderung der Energiepreise, die den Einfluss des CO₂-Preises auf die Merit-Order im Stromsektor unter Umständen nivellieren können (beispielsweise bei steigenden Gaspreisen).

Die Annahmen (über die Höhe des CO₂-Preises und der Energiepreise) beeinflussen die Ergebnisse maßgeblich und die Bandbreite der Auswirkungen der Unsicherheiten über diese Annahmen kann nur durch Sensitivitätsanalysen erfasst werden. Dementsprechend muss auch eine alternative Referenzpolitik so definiert werden, dass sie diese Bandbreite widerspiegeln kann und somit einen adäquaten Vergleich erlaubt.

Im Sinne dieser Unsicherheiten scheint es bedeutend, eine qualitative Bewertung der Aussagen, die mit den jeweiligen Tier-Levels erzielt werden können, im Verhältnis zum Aufwand, der mit einem jeweiligen Tier-Level verbunden ist, voran zu stellen. Die praktische Erfahrung mit den Tiers aus der Ex-Post-Analyse bietet hier eine gute Grundlage und Lernerfahrung um den Aufwand im Vergleich zum Nutzen abzuschätzen. Im Rahmen der Ex-Post-Betrachtungen wurde beispielweise dargelegt, dass bei großer Unsicherheit ein Verfahren im Sinne von Tier 1 auf Basis der relativen Größen einen Flexibilitätsvorteil ermitteln kann, ohne dass die absoluten Niveaus der Werte bekannt sein müssen.

6 Methodische Vorschläge für Ex-post-Analysen der dritten Handelsperiode

Ex-Post-Analysen der 3. Handelsperiode beruhen grundsätzlich auf den gleichen methodischen Ansätzen, die in Kapitel 4 vorgestellt und deren exemplarische Anwendung in drei Diskussionspapieren dargestellt wurden. Dabei kann auf die gesammelten Grundlagen und Lernerfahrungen aus Analysen zur 2. Handelsperiode zurückgegriffen werden.

Darüber hinaus ergeben sich jedoch Besonderheiten, die auf die Ausgestaltung des EU ETS in der 3. Handelsperiode und die jeweiligen Rahmenbedingungen in der 2. bzw. 3. Handelsperiode zurückzuführen sind. Dazu gehören:

- ▶ **Datenlage:** Aus der Erhebung der NIMS⁵-Daten liegt eine breite Datenbasis zu Produktion und Brennstoffeinsatz auf Anlagenebene, teilweise sogar für Anlagenteile, für Deutschland vor, auf die zurückgegriffen werden kann. Diese Daten auf Anlagenebene erlauben eine deutlich detailliertere Analyse der Emissionsminderungen und sind daher für alle drei Tier-Ansätze relevant.
- ▶ Insbesondere im Tier 1-Ansatz wurde bisher auf die kostenlose Zertifikatzuteilung zurückgegriffen, um Annahmen zu den Emissionsminderungen und zur Referenzpolitik zu treffen. Dies ist in der 3. Handelsperiode für den Stromsektor nicht mehr möglich, da es für die Stromerzeugung keine kostenlose Zuteilung mehr gibt. Hier muss daher auf andere Ansätze zurückgegriffen werden.
- ▶ **Externe Einflüsse:** Die Entwicklungen in der 2. Handelsperiode haben gezeigt, dass Konjunkturlinienflüsse eine große Rolle für die Analysen spielen. Die Finanz- und Wirtschaftskrise zwischen 2008 und 2011 hat teilweise zu großen Produktionsrückgängen und damit verbundenen Emissionseinsparungen geführt, die nicht ursächlich auf das EU ETS zurückzuführen sind. Diese und weitere, im Folgenden genannte externe Einflüsse bilden eine zusätzliche große Herausforderung für die Analyse der Kosteneffizienz bzw. der Counterfactual-Emissionen.
- ▶ Ein weiterer, relevanter externer Faktor, der Einfluss auf die Investitionen und Emissionen von Unternehmen hat, sind die Energiepreise. Insbesondere bei längerfristigen Analysen ist es wichtig, die externen Einflussfaktoren auf die Emissionen von den emissionshandelsinduzierten Emissionsveränderungen soweit möglich zu trennen. Dies wird zudem bei höheren Energiepreisen zunehmend wichtiger. Im Stromsektor ist zu berücksichtigen, dass Veränderungen in den relativen Energiepreisen den Effekten des CO₂-Preises auf die Merit-Order entgegenwirken und sie sogar aufheben können.
- ▶ Analog haben neben den Energiepreisen auch andere Politikinstrumente wie z.B. das EEG oder Mindeststandards einen großen Einfluss auf die Emissionen. Bei einer zunehmenden Anzahl an interagierenden Instrumenten und gesetzlichen Regelungen und strenger werdenden Regulierungen ist bei einer Bewertung der einzelnen Instrumente zu unterscheiden, welche Emissionsminderungen auf das EU ETS zurückzuführen sind und welche auf Grund anderer Instrumente realisiert wurden.
- ▶ **Wirksamkeit:** Grundsätzlich gilt, dass eine Analyse der Kosteneffizienz nur bei ausreichend hohem Preissignal wirklich zielführend ist. Aufgrund der oben dargestellten externen Einflüsse und der niedrigen beobachteten CO₂-Preise muss davon ausgegangen werden, dass die Wirksamkeit des EU ETS in der 2. Handelsperiode begrenzt war. Bei höheren Minderungs-

⁵ National Implementation Measures: Hiermit sind die nationalen Maßnahmen zur Umsetzung der EU-weiten Vorgaben für die kostenlose Zuteilung in der 3. Handelsperiode gemeint. Während des sog. NIMs-Prozesses wurden die für die Ermittlung des kostenlosen Zuteilungsanspruchs individueller Anlagen erforderlichen Daten erhoben.

mengen und höheren Preisen, die für die 3. Handelsperiode zu erhoffen sind, ist die Frage der Kosteneffizienz deutlich signifikanter als unter den Gegebenheiten in der 2. Handelsperiode.

- ▶ In der Betrachtung der 3. Handelsperiode nimmt die Einbeziehung langfristiger Wirkungen eine deutlich wichtigere Rolle ein als bei der Betrachtung der 2. Handelsperiode. Diese mit adäquaten Mitteln in der Analyse abzubilden, stellt eine weitere Herausforderung dar.

Wie bereits im vorhergehenden Kapitel angemerkt, sollte der Aufwand für die Analysen im Verhältnis zu den möglichen Aussagen stehen, sofern nicht der akademische Zweck im Vordergrund steht. Daher sollte vorab eine qualitative Einschätzung der möglichen Aussagen erfolgen. Die praktische Erfahrung mit der Anwendung der Tiers aus der Ex-Post-Analyse bietet hier eine gute Grundlage und Lernerfahrung um den Aufwand im Vergleich zum Nutzen abzuschätzen.

7 Zusammenfassung und Fazit

Theoretisch ist ein Emissionshandelssystem ein besonders treffsicheres und zugleich kosteneffizientes Instrument zum Klimaschutz. Die Wirksamkeit beruht auf der Festlegung von Emissions-Obergrenzen (Caps) und die Effizienz auf einem freien Handel von Emissionsrechten. In der praktischen Anwendung ist die Wirksamkeit des EU-ETS im Sinne einer zielorientierten Verminderung von Treibhausgasen allerdings nur schwierig zu belegen, insbesondere wenn man die Nutzung flexibler Mechanismen und andere Interaktionen berücksichtigt. Letztlich kann die emissionsenkende Wirkung des Emissionshandels nur durch einen Vergleich mit einer hypothetischen Referenzentwicklung ermittelt werden.

Die ökonomische Theorie zeigt Effizienzvorteile von marktbasierter Instrumenten gegenüber alternativen Politikinstrumenten, wie z.B. dem Ordnungsrecht. Die Kosteneffizienz des EU-ETS hängt maßgeblich von der Heterogenität der einbezogenen Anlagen und der Flexibilität durch den Handel und damit dem Ausgleich der Grenzvermeidungskosten ab. In der Praxis spielen weitere Faktoren eine Rolle: Beispielsweise kann das Reduktionsziel zu wenig anspruchsvoll und dadurch der Emissionshandelspreis zu gering sein bzw. kein glaubwürdiges, langfristiges Signal setzen und damit insbesondere in Märkten mit kurzfristigem oder begrenzt rationalem Entscheidungsverhalten die Effizienz beeinflussen. Darüber hinaus können nicht-fundamentale Faktoren die Preisbildung verzerren. Ebenso können Transaktionskosten die Effizienz beeinträchtigen.

In der Literatur lassen sich verschiedene methodische Ansätze zur Bewertung der Kosteneffizienz eines Emissionshandelssystems finden. Im Wesentlichen unterscheiden sich diese Studien in ihrem sektoralen, zeitlichen und räumlichen Fokus, in ihren betrachteten Kostengrößen bzw. Kostenkomponenten und den zugrundeliegenden Annahmen und in ihrem Datenbedarf.

Ein zentraler Punkt bei der empirischen, quantitativen Untersuchung ist die **Art und Verfügbarkeit der Daten**, die in die Effizienzbetrachtung einbezogen werden. Während bei Ex-ante-Analysen naturbedingt nur Prognose- und Modelldaten zur Verfügung stehen, fließen bei Ex-Post-Analysen maßgeblich historische Daten mit ein, die einer hypothetischen Entwicklung ohne Emissionshandel oder mit einer Alternativpolitik gegenübergestellt werden müssen. Für die Bewertung der Kosteneffizienz bilden Annahmen bzw. Schätzungen über die Vermeidungskostenkurven eine essentielle Grundlage. Eine besondere Herausforderung besteht darin, eine Passfähigkeit zwischen den historischen Daten und den Annahmen bzw. eingesetzten Schätz- und Modelldaten herzustellen.

Eng verknüpft mit der Art und Verfügbarkeit der Daten ist die Frage nach der **Effizienzebene**. Grundsätzlich können die Effizienzvorteile auf unterschiedlichen Aggregationsebenen, z.B. auf Länderebene, Sektorebene oder Anlagenebene oder aber jährliche Daten oder Periodendurchschnittswerte betrachtet werden. Ein disaggregierter Ansatz erlaubt dabei genauer auf entsprechende Entwicklungen einzugehen, bedeutet aber dass auf der anderen Seite sowohl eine höhere Disaggregation auf der Datenebene notwendig ist als auch dass der Auswertungsaufwand entsprechend der Anzahl der Datensätze ansteigt. Hier sollte grundsätzlich die Frage gestellt werden, auf welcher Aggregationsebene sich Aufwand und Ertrag am besten ausgleichen. So ist eine möglichst detaillierte Auswertung, wenn überhaupt keine Daten zur Verfügung stehen oder auf ausgleichende Effekte zwischen Sektoren oder Ländern gebaut werden kann, nicht sinnvoll.

Ein weiterer Knackpunkt bei der Effizienzbetrachtung ist die Festlegung einer **Counterfactual-Entwicklung ohne Emissionshandel**. Die Annahmen, die dieser Counterfactual-Entwicklung zu Grunde liegen, bestimmen, welche Minderungen dem Emissionshandel zugeschrieben werden und wirken sich damit unmittelbar auf die damit verbundenen Kosten aus. Zur Bestimmung der Counterfactual-Entwicklung stehen unterschiedliche Ansätze zur Verfügung wie z.B. die Fortschreibung historischer Werte und Trends aus dem Zeitraum vor der Einführung des Emissionshandels oder aber der Einsatz von Modellen zur Modellierung einer Welt ohne Emissionshandel.

Im vorliegenden Bericht wurden drei verschiedene **Methoden** zur Bestimmung des Effizienzvorteils des Emissionshandels gegenüber einem alternativen Politikscenario vorgestellt:

- ▶ Tier 1: Analyse auf Basis historischer Mengen- und Preisdaten
- ▶ Tier 2: Analyse auf Basis von Grenz-Vermeidungskostenkurven, gekoppelt mit historischen Preisdaten
- ▶ Tier 3: Modellgestützte Analyse (mit historischen Preisdaten)

Dabei stehen die Vermeidungskosten im Vordergrund und es wird eine volkswirtschaftliche Sichtweise auf die Kosten eingenommen. Zur Bestimmung der Transaktionskosten wird auf Ergebnisse aus der Literatur (siehe Kapitel 3.2) verwiesen.

Die Wahl der Analysemethode hängt vom Erkenntnisinteresse im jeweiligen Fall, der zu betrachtenden Effizienzebene und der Datenverfügbarkeit (und ggf. Modellverfügbarkeit) ab. In Kapitel 4 wurden die Herausforderungen der einzelnen Methoden diskutiert, die in Tabelle 7 nochmals zusammenfassend dargestellt sind. Die Erkenntnisse bezüglich der Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Ansätze beruhen auf ihrer exemplarischen Anwendung im Rahmen dreier Fallstudien. Dabei haben sich folgende Punkte als für die Analyse besonders kritisch herauskristallisiert:

- ▶ Bestimmung der Counterfactual-Emissionsentwicklung und damit verbunden der geminder-ten Mengen im EHS- und Ordnungsrechtszenario
- ▶ Verfügbarkeit passender Vermeidungskostenkurven
- ▶ Wahl der Betrachtungsebene und Trade-off zwischen Datenbedarf und Genauigkeit

Die Ergebnisse der Fallstudien sind anhand dieser Punkte einzuordnen und weisen aufgrund der unterschiedlichen Betrachtungsperspektiven, Annahmen und Datenverfügbarkeiten in den einzelnen Tier-Ansätzen eine recht weite Spanne bzgl. der vermiedenen Emissionen gegenüber dem Counterfactual-Szenario und der ermittelten Kosteneinsparung gegenüber einem alternativen Politikinstrument auf. So sind in der Fallstudie zu Tier 3 die Vermeidungskostenkurven und das Counterfactual-Szenario für den Stromsektor modellendogen bestimmt und damit in sich und mit dem ETS-Szenario vollständig konsistent. Das alternative Politikinstrument kann aufgrund der guten Datenverfügbarkeit so gewählt werden, dass die gleiche Emissionsminderung erzielt werden kann, während alle anderen Annahmen konstant bleiben (bspw. sind wirtschaftliche Entwicklungen und die Abbildung weiterer Politikmaßnahmen in allen drei Szenarien identisch, die Variation ist einzig im Emissionshandel bzw. der alternativen Politikmaßnahme zu finden). Aufgrund der passgenauen Ex-Post-Kalibrierung des Modells bietet die Analyse eine realitätsnahe Betrachtung der Emissions- und Kosteneffekte. Allerdings ist die Betrachtung auf den Stromsektor in Deutschland beschränkt und erfordert ein geeignetes Modell und einen entsprechenden Analyseaufwand. Für das Jahr 2010 werden in der Fallstudie für den Stromsektor in Deutschland Emissionsminderungen durch den ETS gegenüber dem Counterfactual-Szenario in Höhe von 2,5 Mt CO₂ ermittelt. Die Kosteneinsparungen gegenüber dem alternativen Ordnungsrecht, das in der Fallstudie als Emissionsobergrenze implementiert wurde, belaufen sich auf 1,4 Prozentpunkte bzw. 91%⁶.

Eine deutlich andere Sichtweise wird im Tier 1- und Tier 2-Ansatz eingenommen. In den durchgeführten Fallstudien zu Tier 1 und Tier 2 wird das Counterfactual-Szenario anhand von historischen Werten des Vorjahres oder der Vorperiode (Tier 1⁷) bzw. einer prognostizierten Business-as-Usual-

⁶ Die Vermeidungskosten, gemessen als Differenz der kurzfristigen variablen Gesamtkosten gegenüber dem Counterfactual, liegen im ETS-Szenario bei 0.1% der kurzfristigen variablen Gesamtkosten des Counterfactual, im alternativen Ordnungsrechtsszenario bei 1,5%.

⁷ Ebenso wäre hier alternativ z.B. eine angenommene Steigerung auf Basis der Vorperiodendaten, bspw. wegen wirtschaftlichen Wachstums, möglich gewesen.

Entwicklung ausgehend vom Jahr 2005 (Tier 2) abgeschätzt. Wird auf dieser Basis die Vermeidung durch den Emissionshandel bestimmt, werden Effekte, die sich durch Veränderungen in anderen Parametern, wie der wirtschaftlichen Entwicklung, aufgrund von weiteren neu eingeführten Politiken oder technologischen Entwicklungen ergeben, komplett dem Emissionshandel zugerechnet und die Wirkung des Emissionshandels im vorliegenden Fall damit tendenziell überschätzt (in anderen Fällen kann sie ebenso unterschätzt werden).

Die Wahl eines geeigneten oder weniger geeigneten Counterfactual-Szenarios in Tier 1 und Tier 2 kann dementsprechend zu deutlichen Verzerrungen der Kosteneffizienzsätzungen durch den Emissionshandel führen. Diese Verzerrungen können zusätzlich dadurch verstärkt werden, dass Unsicherheiten bezüglich der Vermeidungskostenkurven vorliegen, da sie in der Regel nicht genau denselben Anlagenumfang abdecken wie der Emissionshandel, bzw. keine Ex-Post-Perspektive der tatsächlichen Kosten verschiedener Vermeidungsmaßnahmen liefern. Beispielsweise wird in der Fallstudie zu Tier 1 vereinfachend eine lineare Form der Vermeidungskostenkurven angenommen, während in der Fallstudie zu Tier 2 existierende sektorale Kurven verwendet werden, die nicht die gleiche sektorale Abgrenzung haben wie die ETS-Sektoren und daher skaliert werden müssen.

Unter der weiteren Berücksichtigung der unterschiedlichen Erfassung des Betrachtungszeitraums (Durchschnitt 2008–2012 oder Einzeljahr) sowie von Emissionszertifikaten im Rahmen der flexiblen Mechanismen, ergibt sich bei den Ergebnissen der Fallstudien zu Tier 1 und Tier 2 eine Spanne der Emissionsminderung durch den ETS im Verhältnis zum Counterfactual von 140 bis 400 Mt CO₂ und eine Spanne der Kosteneinsparung gegenüber einem alternativen Ordnungsrecht von 10% bis 60%.

Tabelle 7: Zusammenfassung der Erkenntnisse unter Berücksichtigung der Fallstudien

	Tier 1	Tier 2	Tier 3
Bestimmung der Counterfactual-Emissionsentwicklung	Ad-hoc auf historischen Emissionsdaten vor Betrachtungszeitraum; kann zwar Trends und geänderte Einflüsse berücksichtigen, lässt aber je nach Aufwand viele wichtige Einflussfaktoren unberücksichtigt. Ggf. Scope-Korrektur notwendig Berücksichtigung anspruchsvollerer Schätzungen möglich, falls vorhanden	Schätzung zu Counterfactual-Emissionen (analog Tier1) Alternativ: Counterfactual-Emissionen aus Vermeidungskostenkurven: Je nachdem wie gut die den Kurven zu Grunde liegenden Annahmen mit der Realität übereinstimmen; besonders kritisch falls die Kurven aus Projektionen stammen	Modelllauf ohne CO ₂ -Preis und ohne Ordnungsrecht
Minderung im Emissionshandels-Politikscenario	Vergleich historischer Daten aus dem Betrachtungszeitraum mit Counterfactual-Szenario (Problem bei Schätzung aus historischen Daten: Negative Minderungsanforderung in einigen	Zwei Möglichkeiten i) Schnittpunkt CO ₂ -Preis und MAC-Kurven ii) Vergleich historischer Daten aus dem Betrachtungszeitraum mit Counterfactual-Szenario der Kostenkurve (analog	Trial-and-error Modellläufe bis gleiche Vermeidungsmenge bei gegebenem Ordnungsrecht erreicht ist.

	Tier 1	Tier 2	Tier 3
	Ländern/Sektoren; könnte durch richtige Wahl des Counterfactual-Szenarios ausgeglichen werden).	zu Tier 1) Im besten Fall ist Ergebnis konsistent; ansonsten evtl. Anpassung	
Minderung im alternativen PolitikszENARIO	z.B. Zuteilung ohne Handel (Grandfathering wie in EU-ETS 1./2. Handelsperiode oder Benchmarks wie in EU-ETS 3. Handelsperiode) Korrektur für Überzuteilung notwendig, da sonst Minderung im alternat. PolitikszENARIO ungleich EHS-Szenario	z.B. Zuteilung ohne Handel (analog Tier 1) Korrektur für Überzuteilung notwendig, da sonst Minderung im alternat. PolitikszENARIO ungleich EHS-Szenario	z.B. Grenzwerte oder Zuteilungsmengen
Vermeidungskostenkurven	Zentrale Annahmen: Beobachteter CO ₂ -Preis = Grenzkosten im EHS-Gleichgewicht; linearer Verlauf durch den Nullpunkt. Keine Information über Kostendaten notwendig Welcher CO ₂ -Preis ist anzusetzen: Durchschnittswerte über Periode oder Jahreswerte? Spot oder Forward?	Kostendaten in Form von passenden Vermeidungskostenkurven, Vermeidungskostenkurven aus (historischen) Projektionen, statt dessen wäre besser: Modellierung der Vergangenheit (backcasting) Kurven aus Modell kombiniert mit historischen Daten → passt nicht immer (zeitlich, sektoral, etc.), evtl. muss angepasst werden	Vermeidungskosten auf Basis von Investitions-, Betriebs-, Energiekosten ex post mit Modell ermittelbar
Ebene und Datenverfügbarkeit	Eher für höher aggregierte Ebenen geeignet (z.B. Länder, Sektoren) Datenverfügbarkeit, z.B. aus CITL/EUTL auf Anlagenebene	Auf welcher Ebene sind Vermeidungskostenkurven verfügbar? Muss kompatibel sein mit der Ebene auf der die Minderung bestimmt wird.	Welches Modell ist verfügbar? Welche Ebene ist im Modell implementiert? Wie genau können Kosten dargestellt werden?
„Ellerman et al.“ –Ansatz (CACC-Kurven)	Möglich, erlaubt die Einbeziehung von tieferen Analyseebenen ohne die Einbeziehung detaillierterer Daten.	Möglich, erlaubt die Einbeziehung von tieferen Analyseebenen ohne die Einbeziehung detaillierterer Daten. Frage der Kompatibilität mit technologischen VK-	Nicht notwendig

Tier 1	Tier 2	Tier 3
	Kurven.	

Insgesamt lässt sich aus den methodischen Überlegungen und den exemplarischen Anwendungen für die Ex-Post-Effizienzanalyse des EU ETS zusammenfassend schlussfolgern, dass

- ▶ der Tier 1-Ansatz mit relativ wenig Aufwand und Datenbedarf (nur Mengen- und Preisdaten werden benötigt) verbunden ist. Er ist intuitiv und einfach umsetzbar. Allerdings ermöglicht er nur grobe Schätzungen, zumal er nicht auf Kostendaten beruht. Der Tier 1-Ansatz ist eher für höher aggregierte Analyseebenen wie Länder oder hoch aggregierte Sektoren geeignet, kann damit aber sinnvollerweise alle ETS-Sektoren und –Länder umfassen. Er bietet einen guten ersten Ansatzpunkt wenn keine weiteren technologischen Informationen zu Vermeidungsoptionen und damit verbundenen Kosten verfügbar sind.
- ▶ Der Tier 2-Ansatz ist grundsätzlich gut für Kosteneffizienzanalysen geeignet, da die Vermeidungskosten prinzipiell aus „realen“ Datenquellen stammen und somit die Kosten verschiedener Maßnahmen direkt miteinander verglichen werden können. Voraussetzung ist aber, dass ausreichend belastbare Daten zu Vermeidungskosten vorliegen, die zeitlich, sektoral, regional und volkswirtschaftlich zu der jeweiligen Analyse passen. Des Weiteren muss bei einer Einbeziehung historischer Daten die Vergleichbarkeit zwischen Vermeidungskostenkurven und historischen Mengen- und Preisdaten gegeben sein, bzw. erreicht werden. Eine Gesamtaussage zur Kosteneffizienz des EU ETS für teilnehmende Sektoren und Länder kann nur getroffen werden, wenn vergleichbare, harmonisierte Kostenkurven für diese Sektoren und Länder vorliegen. Zudem wären ex-post erzeugte Vermeidungskostenkurven den – deutlich eher verfügbaren – ex-ante erzeugten Vermeidungskostenkurven vorzuziehen, insbesondere dann wenn die Counterfactual/BAU-Emissionsentwicklung der Kurven für die weiteren Berechnungen Anwendung findet.
- ▶ Der Tier 3-Ansatz kann den anderen Ansätzen überlegen sein, wenn geeignete (Partial-)Modelle vorliegen, die Investitions- und Produktionsentscheidungen nach wirtschaftlichem Kostenkalkül abbilden. So können beispielsweise die kurzfristigen Effizienzvorteile im Strombereich gut mit einem Kraftwerkseinsatzmodell ermittelt werden. Aus einem solchen Modell können auch Vermeidungskostenkurven abgeleitet werden. Schwieriger ist die Bestimmung von Effizienzvorteilen im Industriesektor, der deutlich heterogener ist als der Stromsektor. Zudem müssten die eingesetzten Modelle sehr gezielt sowohl langfristige als auch kurzfristige Effizienz- und Vermeidungsoptionen (z.B. Fuel switch-Optionen in der Industrie) darstellen, um die Effekte des Emissionshandels für diesen Zweck entsprechend abzubilden. Die Effizienzvorteile können mit diesen Modellen direkt durch Vergleich unterschiedlicher Szenarien ermittelt werden. Eine Aussage über mehrere Sektoren (oder alle EU ETS-Sektoren) hinweg lässt sich nur dann treffen, wenn entsprechende Partialmodelle miteinander verknüpft werden, so dass sie auch Interaktionen zwischen Sektoren und zwischen Angebot und Nachfrage berücksichtigen. Eine einfache Addition der Kosten(unterschiede) auf Basis von verschiedenen Sektormodellen ist nicht möglich.

Unter Berücksichtigung der Datenverfügbarkeit und des Analyseaufwands ist beim gegenwärtigen Stand keiner der Ansätze den anderen eindeutig überlegen. Insofern ergänzen sich die unter Tier 1 bis Tier 3 dargestellten methodischen Ansätze gegenseitig. Bei der Weiterentwicklung der Analysen zur Kosteneffizienz sollte – neben Modellanalysen - insbesondere angestrebt werden, besser geeignete Vermeidungskostenkurven einzubeziehen, die auch die Interaktionen zwischen Sektoren, Angebot und Nachfrage und Ländern berücksichtigen. Darüber hinaus sollte dem Counterfactual-Szenario, also der Entwicklung ohne ETS und ohne Ordnungsrecht, besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden, da die Annahmen, die in diese Entwicklung einfließen, maßgeblich für die Bestimmung der

durch den Emissionshandel und durch das alternative Politikscenario erzielten Minderungsmengen sind - und damit die Grundlage für die ermittelten Effizienzgewinne bieten.

8 Quellenverzeichnis

- Behringer, J.-M., Bleuel, M. & Hillebrand, B. (2006): Der Handel mit CO₂ - Emissionsberechtigungen - erste Erfahrungen und Konsequenzen. Energie und Umwelt Analysen, 2006(April).
- Bergmann, H. et al. (2005): Emissionshandel im Verkehr - Ansätze für einen möglichen upstream Handel im Verkeht. UBA Texte, 2005(22).
- Betz, R., Sanderson, T. & Ancev, T. (2010): In or out: Efficient inclusion of installations in an Emissions Trading System? Journal of Regulatory Economics, 37(2), S.162–179.
- Cames, M, 2010: Emissions Trading and Innovation in the German Electricity Industry. PhD Thesis, TU Berlin.
- Capros, P. & Mantzos, L. (2000): The Economic Effects of EU-Wide Industry-Level Emission Trading to Reduce Greenhouse Gases - Results from PRIMES Energy Systems Model, E3M Lab, Institute of Communication and Computer Systems of the National Technical University of Athens.
- Cronshaw, M.B. & Kruse, J.B. (1996): Regulated Firms in Pollution Permit Markets With Banking. Journal of Regulatory Economics, 9, S.179–189.
- DeHSt (2010): Emissionshandel und Aufgaben der DeHSt. Verfügbar unter: www.dehst.de.
- DeHSt (2008): Fakten zur Finanzierung der Deutschen Emissionshandelsstelle. Verfügbar unter: www.dehst.de.
- DEHSt (2012): Veröffentlichungen der zur Deckung von Systemkosten versteigerten Menge an Emissionsberechtigungen. Online verfügbar: http://www.dehst.de/DE/Emissionshandel/Versteigerung/Refinanzierungsmenge/Refinanzierungsmenge_node.html, abgerufen am 24.10.2014.
- E3M-LAB (2014): The PRIMES Model, Energy-Economy-Environment Modelling LABoratory am ICCS Athen. Verfügbar unter: http://www.e3mlab.ntua.gr/e3mlab/index.php?option=com_content&view=category&id=35:primes&Itemid=80, abgerufen am 24.10.2014.
- Ecofys (2007): Small Installations within the EU Emissions Trading System – Report under the project “Review of the EU Emissions Trading System”, European Commission DG Environment.
- Ellerman, A.D. et al. (2000): Cost Savings from Emissions Trading. In Markets for Clean Air - the US acid rain program. Cambridge: Cambridge University Press, S. 253–297.
- Ellerman, A.D., Convery, F.J. & de Perthuis, C. (2010): Costs. In Pricing Carbon - The European Union Emissions Trading System. New York: Cambridge University Press.
- Enerdata (2009): Energy Scenarios, Technology Development and Climate Policy Analysis with the POLES Modelling System. Verfügbar unter: <http://lepil.upmf-grenoble.fr/IMG/pdf/LEPIL-Enerdata.pdf>.
- European Commission (2008): COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT Document accompanying the Package of Implementation measures for the EU's objectives on climate change and renewable energy for 2020. Impact Assessment.
- EEA (2013): Trends and projections in Europe 2013.
- Feenstra, T. & Padrón-Fumero, N. (1996): Dynamic Efficiency of Environmental Policy: the case of intertemporal emissions trading. Universidad Carlos III de Madrid Working Paper, 97-05(Economics Series 02).
- Gupta, S. et al. (2007): Policies, Instruments and Co-operative Arrangements. In B. Metz et al., eds. Climate Change 2007. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- GWS et al. (2011): Macroeconomic modelling of sustainable development and the links between the economy and the environment - Final Report, Report commissioned by the European Commission.
- Hahn, R.W. (1984): Market Power and Transferable Property Rights. The Quarterly Journal of Economics, 99(4), S.753–765.

- Halsnæs, K. et al. (2007): Framing Issues. In B. Metz et al., eds. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Verfügbar unter: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg3/en/ch2s2-4.html.
- Heindl, P. (2012): Transaction costs and tradable permits: Empirical evidence from the EU emissions trading scheme. ZEW Working Papers, 2012(21). Verfügbar unter: <http://ftp.zew.de/pub/zew-docs/dp/dp12021.pdf>.
- Hintermann, B. (2010): Market Power, Permit Allocation and Efficiency in Emission Permit Markets. *Environmental and Resource Economics*, 49(3), S.327–349.
- Jaraite, J., Convery, F. & Di Maria, C. (2009): Transaction costs of firms in the EU ETS. Irish Economic Association, (04). Verfügbar unter: <http://www.iea.ie/conferences/2009/JaraiteConveryDiMariaPaper.pdf>.
- Matthes, F. C. (2008): Die Gewinnmitnahmen deutscher Stromerzeuger in der zweiten Phase des EU-Emissionshandelssystems (2008-2012), Öko-Institut, Berlin. Verfügbar unter http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Die_Gewinnmitnahmen_deutscher_Stromerzeuger_in_der_zweiten_Phase_des_EU-Emissionshandelssystems__2008-2012_.pdf, zuletzt abgerufen am 24.10.2014.
- Matthes, F. et al. (2003): Auswirkungen des europäischen Emissionshandelssystems auf die deutsche Industrie, Endbericht von Öko-Institut e.V., DIW Berlin, Ecofys für WWF Deutschland und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt. Verfügbar unter: <http://www.oeko.de>.
- Matthes, F.C. et al. (2009): Politikszenerien für den Klimaschutz V – auf dem Weg zum Strukturwandel. Treibhausgas-Emissionsszenarien bis zum Jahr 2030. UBA Climate Change, 16(09). Verfügbar unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3764.pdf>.
- McKinsey&Company (2010): Impact of the financial crisis on carbon economics - Version 2.1 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve, Report by McKinsey&Company. Verfügbar unter: www.mckinsey.com.
- Montgomery, W.D. (1972): Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*, 5(3), S.395–418.
- Pizer, W.A. & Kopp, R. (2003): Calculating the Cost of Environmental Regulation. RFF Discussion Papers, 03(06).
- Reinaud, J. (2008): Climate Policy and Carbon Leakage: Impacts of the European Emissions Trading Scheme on Aluminium. IEA Information Papers, 2008(October).
- Rogge, K & Hoffmann, V.H., 2010: The impact of the EU emission trading scheme on the sectoral innovation system for power generation technologies. Findings for Germany. *Energy Policy* 38 (12), 7639-7652.
- Rogge, K., Schleich, J., Haussmann, P, Roser, A. and Reitze, F., 2011: The role of the regulatory framework for innovation activities: the EU ETS and the German paper industry. *International Journal of Technology, Policy and Management* 11 (3/4), 250–273.
- Rogge, K., Schneider, M. and Hoffmann, V.H., 2011: The innovation impact of the EU Emission Trading System – Findings of company case studies in the German Power sector. *Ecological Economics* 70 (3), 513–523.
- Rubin, J.D. (1996): A Model of Intertemporal Emission Trading, Banking, and Borrowing. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(3), S.269–286.
- Schleich, J. & Betz, R. (2004): EU Emissions Trading and Transaction Costs for Small and Medium Sized Companies. *Interconomics*, (June), S.121–123.
- Stavins, R.N. (1995): Transaction Costs and Tradeable Permits. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29, S.133–148.
- Tietenberg, T. (2005): *Environmental and Natural Resource Economics* 7th ed., Addison Wesley.
- Umweltbundesamt (2013): Politikszenerien für den Klimaschutz VI. Verfügbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/politikszenerien-fuer-den-klimaschutz-vi>, abgerufen am 28.10.2014.

9 Annex I: Fallstudie Tier 1-Ansatz

9.1 Hintergrund

Diese Fallstudie stellt eine exemplarische Anwendung für den Tier 1-Ansatz im Rahmen des Arbeitspaketes 3 Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten in der 2. HP des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)“ dar. Das Ziel des Arbeitspakets 3 ist es, die Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten im Vergleich zu alternativen Politikinstrumenten zu bewerten. Die Ausführungen in diesem Bericht bieten exemplarische Rechnungen für den Tier 1-Ansatz und ergänzen damit den Methodenbericht zu Arbeitspaket 3. Weitere Fallstudienanalysen zur Kosteneffizienz für die Tier 2- und die Tier 3-Methodik wurden parallel von den Auftragnehmern durchgeführt.

Die Anwendung des Tier 1-Ansatzes ist exemplarisch durchgeführt worden. Dabei wurden historische Emissions-, Zuteilungs- und Preisdaten herangezogen und ausgewertet. Dem Ansatz zugrunde liegt die vereinfachende Annahme, dass die Grenz-Vermeidungskostenkurven einen linearen Verlauf haben und dass das im Emissionshandel beobachtete Gleichgewicht aus Angebot und Nachfrage und der sich ergebende Preis kosteneffizient sind. Als alternatives ordnungsrechtliches Szenario wird eine Zielsetzung entsprechend der kostenfreien Zuteilung unter dem EU ETS angenommen. Damit erlaubt der Ansatz die Bestimmung der Effizienzgewinne, die sich aus der Möglichkeit ergeben, die Emissionszertifikate regional zu handeln. In der Auswertung werden verschiedene Vorgehensweisen in der Interpretation und Verwendung der historischen Daten vorgestellt und unterschiedliche Effizienzebenen in die Betrachtung einbezogen. Ziel ist es, die Auswirkungen der einzelnen Annahmen auf die Analyseergebnisse herauszuarbeiten. Die Ergebnisse sind beispielhaft zu verstehen und stellen nach Ansicht des Auftragnehmers keine gesicherten Abschätzungen über die Kosteneffizienz des EU ETS dar. Vielmehr illustrieren sie die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber der Wahl der Parameter und Anfangsannahmen.

9.2 Methodik und verwendete Daten

Der Tier 1-Ansatz beruht auf einer Auswertung historisch verfügbarer Daten (insbesondere Preisdaten, Zuteilungs- und Emissionsmengen). Weiterhin wird ein linearer Verlauf der Vermeidungskostenkurven unterstellt und der im Emissionshandel beobachtete Preis als effizient angenommen. Unter Abschätzung der gehandelten Mengen können mit Hilfe der beobachteten Preise der Verlauf der Vermeidungskostenkurven konstruiert, die Vermeidungskosten mit und ohne Emissionshandel bestimmt und die Effizienzgewinne durch Emissionshandel abgeschätzt werden. Eine detaillierte Darstellung der Methodik ist im Methodenbericht zu AP 3 zu finden.

Der Datenauswertung nach dem Tier 1-Ansatz liegt eine Reihe von Annahmen zugrunde. Die Hauptannahme ist die, dass die Vermeidungskostenkurven einen linearen Verlauf haben und durch den Ursprung gehen. Dies ermöglicht die Konstruktion der Vermeidungskostenkurven auf Basis eines einzigen Punktes (d.h. einer Preis-Mengen-Kombination). Dabei verwenden wir im Folgenden den Jahreskontrakt-Preis für EUAs (Quelle: PointCarbon). Um diese Preise für die Konstruktion der Vermeidungskostenkurven zu verwenden, muss angenommen werden, dass es sich hierbei um den effizienten Preis im Emissionshandel (also Preis entspricht Grenzvermeidungskosten) handelt. Die eingesparten Mengen werden auf Basis von Abschätzungen zu einer Counterfactual-Emissionsentwicklung und zu den tatsächlichen Emissionen (Quelle: EUTL) bestimmt. Diese Kombination aus Zertifikatpreis und geschätzter Vermeidung wird zur Konstruktion der Vermeidungskostenkurven verwendet. Weiterhin fließen zur Bestimmung der gehandelten Mengen auch die Zuteilungen im EU ETS (Quelle: ebenfalls EUTL) mit in die Betrachtung ein.

Abbildung 25: Effizienzgewinne bei Emissionshandel und untersuchte Einflussgrößen

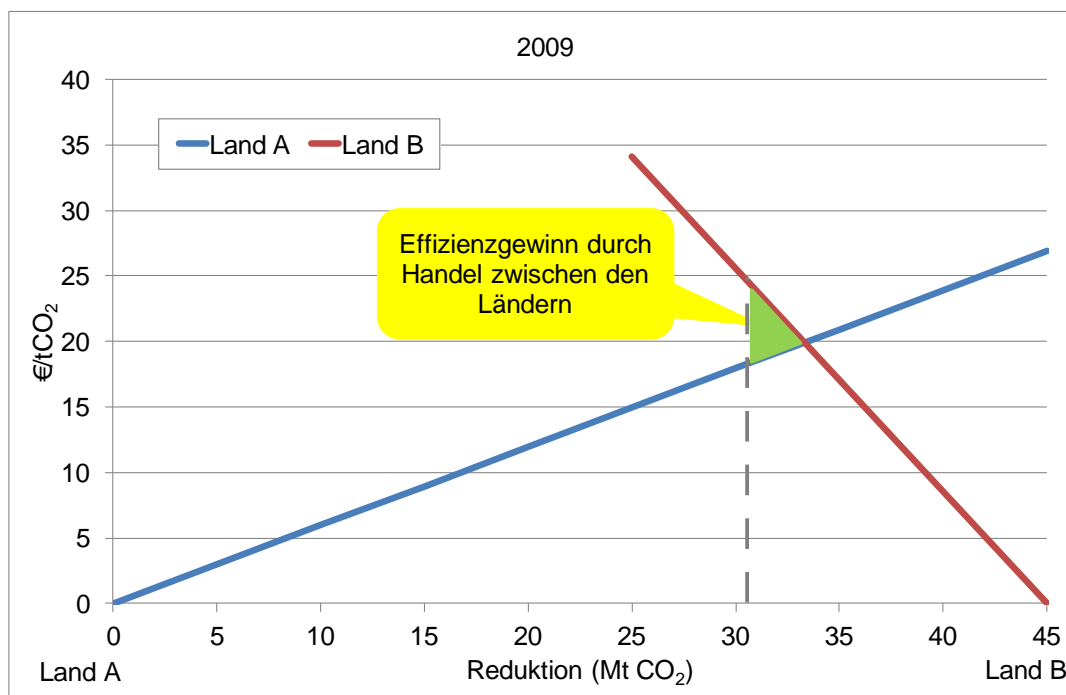
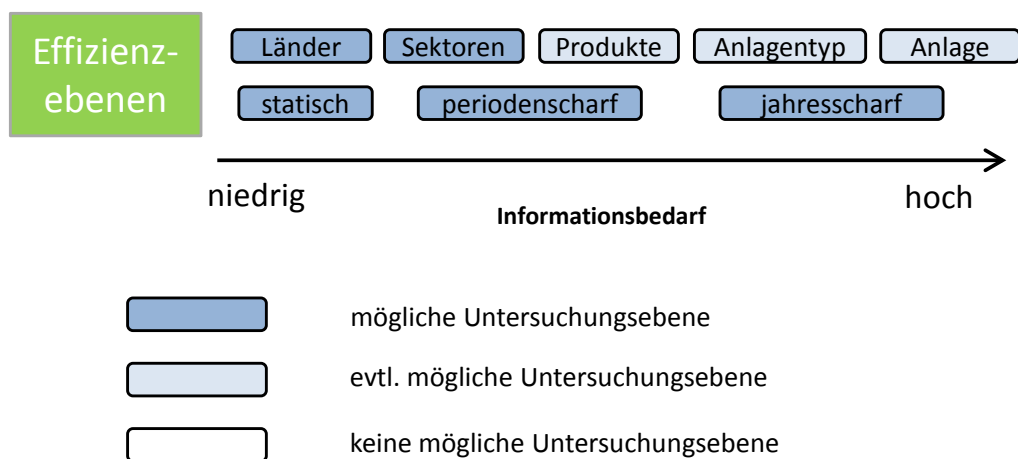


Abbildung 25 veranschaulicht grafisch den Verlauf der auf Basis historischer Daten bestimmten linearen Vermeidungskostenkurven. Zur Abschätzung der Effizienzgewinne werden Vermeidungskosten im Emissionshandelsszenario (EHS-Szenario) sowie die Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario bestimmt. Zur Abschätzung der Kosteneinsparung gegenüber dem Ordnungsrecht-Szenario muss die Menge an gehandelten Emissionszertifikaten bestimmt werden. In Abbildung 25 wird beispielhaft davon ausgegangen, dass im Ordnungsrecht-Szenario eine Minderung von 31 Mt CO₂ in Land A und von 14 Mt CO₂ in Land B (gekennzeichnet durch die vertikale grau-gestrichelte Linie) realisiert werden (im Vergleich zu 34 Mt und 11 Mt CO₂-Minderung im EHS-Szenario). Die Minderungskosten im Ordnungsrecht-Szenario ergeben sich entsprechend als die Summe der Fläche unter der blauen Kurve (links von der gestrichelten grauen Linie) und der Fläche unter der roten Kurve (rechts von der gestrichelten grauen Linie). Das grüne Dreieck stellt die Kosteneinsparungen durch den Emissionshandel, in diesem Fall durch den Handel zwischen Land A und Land B, dar. Weitere mögliche Effizienzgewinne wie z.B. durch den Handel von Unternehmen innerhalb eines Landes sind in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt.

Neben den verwendeten Datenquellen und der Annahme linearer Vermeidungskostenkurven ist ein weiterer wichtiger Punkt die Festlegung der betrachteten Effizienzebene. Dazu gehört die Auswahl der betrachteten Länder und Regionen, der Sektoren und des Betrachtungszeitraums (vergleiche Abbildung 26). Insgesamt gilt bei der Analyse: je weiter disaggregiert die Analyse vorgenommen wird, desto genauer werden Effekte innerhalb eines Sektors/ Landes/ Periode und ggf. unter Einbeziehung der zeitlichen Perspektive (d.h. Banking und Borrowing von Zertifikaten zwischen Jahren bzw. Perioden) dargestellt. Auf höheren Aggregationsebenen werden dagegen Effizienzeffekte durch die Möglichkeit des Handels auf den unteren Ebenen nicht erfasst. Allerdings können sich aufgrund der Datenbeschaffenheit Probleme ergeben, die sich bei höheren Aggregationsebenen ausgleichen (z.B. negative Minderungen, wie in Kapitel 9.3.4 näher diskutiert wird).

Abbildung 26: Effizienzebenen beim Tier 1-Ansatz



Quelle: eigene Darstellung

Im Folgenden werden drei Möglichkeiten der Berechnung von Effizienzgewinnen vorgestellt und ihre Auswirkungen auf die Ergebnisse aufgezeigt. Zwei von ihnen beziehen sich auf die Wahl der Aggregationsebene und eine auf die Bestimmung der Emissionsentwicklung im Szenario ohne Politik (Counterfactual-Szenario)

1. Statische Analyse unter Verwendung von periodenscharfen Daten vs. statische Analyse unter Verwendung von jahresscharfen Daten
2. Auswertung auf Basis von Ländergruppen vs. Auswertung auf Basis von Einzelstaaten (regionale Differenzierung)
3. Sensitivitätsanalyse über die Counterfactual-Emissionen

Alle Annahmen wirken sich unweigerlich auf die in Emissionshandel und Ordnungsrecht zu mindernden Mengen, den Verlauf der Vermeidungskostenkurven und damit die Analyseergebnisse aus.

Als Datenbasis wird in allen Fällen auf Zuteilung- und Emissionswerte aus EUTL für die 1. (2005–2007) und 2. (2008–2012) Handelsperiode für die EU27 und Norwegen, Island und Lichtenstein zurückgegriffen. Die verwendeten CO₂-Preise sind Preise für EUA-Jahreskontrakte. Es wurden ungewichtete Durchschnittspreise aus den tagesscharfen CO₂-Preisen gebildet. Die Daten stammen von PointCarbon.

9.3 Ergebnisse

9.3.1 Basisanalyse

Zunächst werden die Ergebnisse der Basisanalyse vorgestellt. Dies dient auch dem Vorstellen der Auswertungsmethode. Der Basisanalyse liegen die folgenden Annahmen zugrunde:

- ▶ Es werden Daten für alle am EU ETS beteiligten Länder (EU27 + Norwegen, Island, Liechtenstein) aus den Handelsperioden 1 (2005–2007) und 2 (2008–2012) als periodenspezifische Jahres-Mittelwerte für eine durchschnittliche Effizienzbetrachtung der 2. Handelsperiode genutzt.
- ▶ Die Betrachtung wird auf Basis von zwei Ländergruppen durchgeführt, dabei werden Käufer- und Verkäuferländer unterschieden. Käuferländer sind die Länder mit Minderzuteilung, d.h. Länder, bei denen die Emissionen höher als die zugeteilten Zertifikatmengen sind. Im Fall der Basisanalyse sind dies Deutschland (DE), Estland (EE), Großbritannien (GB) und Norwegen (NO). Die übrigen Länder werden der Gruppe der Verkäuferländer zugeordnet.
- ▶ Im vorliegenden Fall fließen nur die kostenfrei zugeteilten Zertifikate in die Betrachtung ein. Versteigerte EUAs sowie Zertifikate aus CDM- und JI-Projekten (CERs/ ERUs) sind bisher nicht berücksichtigt.
- ▶ Im Rahmen der Analyse werden nur die Kosteneinsparungen durch den Handel zwischen den beiden Ländergruppen berechnet. D.h., es wird implizit angenommen, dass innerhalb der Länder, und jeweils zwischen den Ländern innerhalb der Verkäuferländer- bzw. Käuferländergruppe, alle Potenziale des Handels (zwischen Anlagen) bereits ausgeschöpft seien. Die Kostenkurven auch des Ordnungsrechts beinhalten hier demgemäß bereits einige Handelsgewinne.
- ▶ Als Counterfactual-Emissionen werden die durchschnittlichen Emissionen der 1.HP angesetzt. Es erfolgt eine Bereinigung (scope correction) für hinzugekommene Länder (Bulgarien, Rumänien, Norwegen, Liechtenstein, Island), aber nicht auf Sektorebene (d.h. bei den Counterfactual-Emissionen keine Addition/Subtraktion der Emissionen von Sektoren, die in der 2.HP dazugekommen oder weggefallen sind).
- ▶ Zur Berechnung der gehandelten Mengen werden nur die Käuferländer berücksichtigt, d.h. die Länder, für die die Zuteilung in der 2.HP unterhalb der geschätzten Counterfactual-Emissionen für die 2.HP liegt.

Tabelle 8 zeigt die für die Konstruktion der Vermeidungskostenkurven notwendigen Daten. Die Spalten Counterfactual-Emissionen, Zuteilung und Emissionen enthalten Daten aus dem Register (EUTL). Dabei werden wie oben angegeben für die Counterfactual-Emissionen die durchschnittlichen Emissionen aus der 1.HP angesetzt. Die Zahlen in der Spalte Minderungsvorgabe berechnen sich als Differenz zwischen Counterfactual-Emissionen und Zuteilungsmenge. Zur Konstruktion der Vermeidungskostenkurve wird die Vermeidung (=Menge vermiedener THG-Emissionen) im EHS-Szenario benötigt. Sie ergibt sich als Differenz zwischen den Counterfactual-Emissionen und den durchschnittlichen Emissionen der 2. HP. Für die Käuferländer beläuft sie sich auf 36 Mt CO₂, für die Verkäuferländer auf 175 Mt CO₂. Der durchschnittliche Preis für EUAs in der 2.HP (ungewichtet und nominal) belief sich auf 14,46€/t CO₂. Mit Hilfe der Vermeidung im EHS-Szenario und des durchschnittlichen Preises für EUAs lassen sich die Vermeidungskostenkurven der beiden Ländergruppen konstruieren. Sie ergeben sich jeweils aus dem Punktepaar (realisierte Vermeidung, beobachteter CO₂-Preis), das mit dem Ursprung verbunden wird (siehe Abb. 3, in der die Gesamtvermeidung beider Gruppen von 211 Mt den Ursprung für die Vermeidungskurve der Käuferländer - nach links abgetragen - bildet).

Tabelle 8: Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im EHS- und Ordnungsrecht-Szenario für die 2.HP basierend auf durchschnittlichen jährlichen Daten

Ländergruppe	Counterfactual-Emissionen (Mt CO ₂)	Zuteilung (Mt CO ₂)	Emissionen (Mt CO ₂)	Minderungsvorgabe EHS-Szenario (Mt CO ₂)	Vermeidung (Mt CO ₂)	Fehlende/ freie Vermeidungsmengen (Mt CO ₂)	Minderungsvorgabe Ordnungsrecht (Mt CO ₂)
Verkäuferländer*	1 389	1 371	1 214	18	175	-157	113
Käuferländer**	759	661	723	97	36	62	97
Gesamt	2 148	2 032	1 937	115	211	-95	211

* AT, BE, BG, CY, CZ, DK, ES, FI, FR, GR, HU, IE, IS, IT, LI, LT, LU, LV, MT, NL, PL, PT, RO, SE, SI, SK

** DE, EE⁸, GB, NO

Zur Bestimmung der Kosteneinsparungen wird zusätzlich die Minderungsvorgabe im Ordnungsrecht-Szenario benötigt. Diese leitet sich aus der abgeschätzten Vermeidung (211 Mt) und dem Zukaufsbedarf der Käuferländer ab. Die Differenz aus der EHS-Minderungsvorgabe und der (geschätzten) Vermeidung in Tabelle 8 zeigt an, in welchem Umfang die jeweilige Ländergruppe Emissionszertifikate verkaufen konnte oder zukaufen musste. In diesem Fall beläuft sich die im EHS-Szenario zugekaufte Menge bei den Käuferländern auf 62 Mio. Zertifikate; die Vermeidung beider Gruppen zusammen übersteigt die Minderungsvorgaben um 95 Mt CO₂.⁹ Für das Ordnungsrecht-Szenario wird davon ausgegangen, dass dieselbe Gesamtvermeidung wie im EHS-Szenario (211 Mt) erreicht werden muss und außerdem die Höhe der Zuteilung (auf Länderebene) nicht überschritten werden darf. Daher müssten die Käuferländer die im Vergleich zum EHS-Szenario fehlenden 62 Mt CO₂-Vermeidung im eigenen Land realisieren und in Summe 97 Mt (36 Mt + 62 Mt) vermeiden. Um dieselbe Gesamtvermeidung beider Gruppen zusammen wie im EHS zu erzielen (211 Mt), wird angenommen, dass die Verkäuferländer entsprechend 62 Mt weniger als im EHS-Szenario mindern, also 113 Mt statt 175 Mt.

In Abbildung 27 sind die Vermeidungskostenkurven für die Käufer- (rote Gerade) und Verkäuferländer (blaue Gerade) dargestellt. Der im Emissionshandel realisierte Punkt entspricht dem Schnittpunkt der beiden Kurven und ist durch die schwarze gestrichelte Linie gekennzeichnet. Der im Ordnungsrecht-Szenario realisierte Punkt wird über die Menge an im EHS-Szenario gehandelten Zertifikaten bestimmt. In diesem Fall werden die von den Käuferländern zusätzlich zu den eigenen Minderungen benötigten 62Mt CO₂-Vermeidung zugrunde gelegt. Damit ergibt sich wie oben erwähnt eine Minderungsvorgabe im Ordnungsrecht-Szenario von 97 Mt CO₂ für die Käuferländer und entsprechend von nur noch 113 Mt CO₂ für die Verkäuferländer. Der realisierte Punkt wird durch die gestrichelte graue Linie dargestellt. Das grüne Dreieck gibt die Effizienzgewinne durch Handel zwischen den Ländergruppen an.

⁸ EE = Estland

⁹ Über die weitere Verwendung der Zertifikate werden keine Annahmen getroffen. In einer Betrachtung, die über die 2.HP hinaus geht, müssten diese Mengen aber wieder berücksichtigt werden (Banking in die 3.HP).

Abbildung 27: Vermeidungskostenkurven und Effizienzgewinne in der Basisanalyse

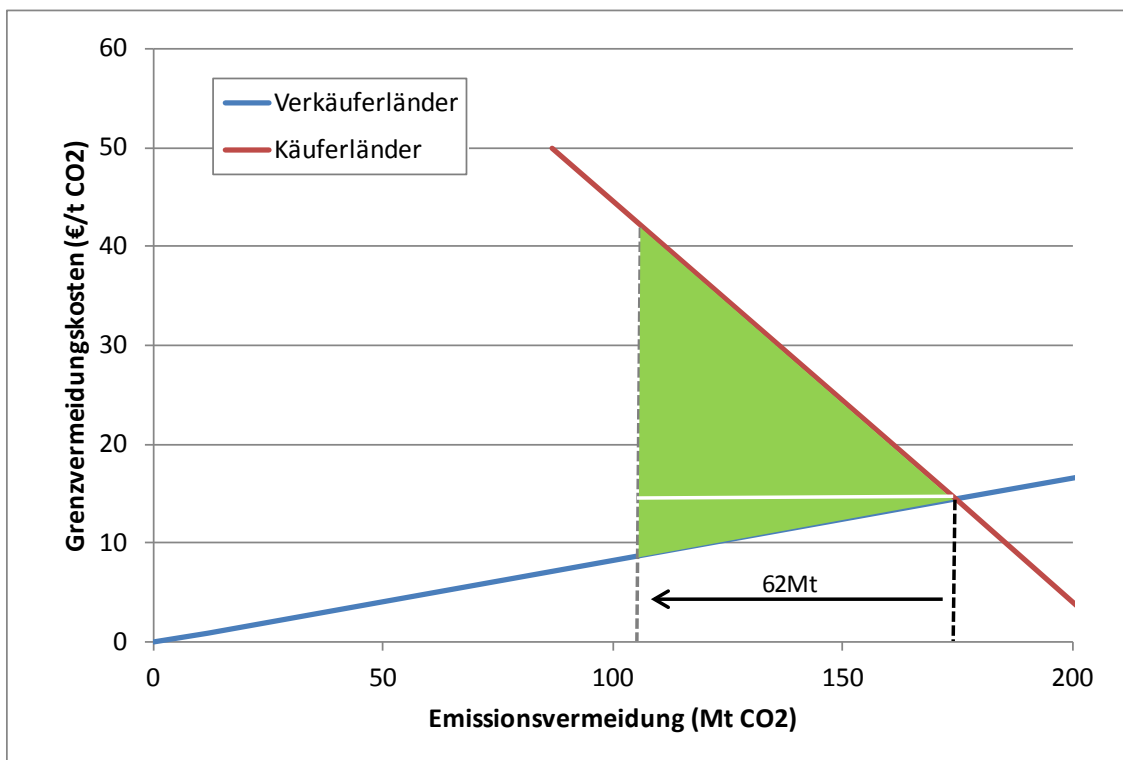


Tabelle 9 enthält die Berechnung der Vermeidungskosten für das EHS- und das Ordnungsrecht-Szenario. Demnach belaufen sich die Vermeidungskosten¹⁰ im EHS-Szenario auf insgesamt 1,5 Mrd. €, von denen 1,3 Mrd. bei den Verkäuferländern anfallen und nur etwa 258 Mio. € bei den Käuferländern. Im Ordnungsrecht-Szenario liegen die Kosten bei 2,5 Mrd. €, von denen nun nur 527 Mio. € bei den vorherigen Verkäuferländern liegen und 1,9 Mrd. € bei den vorherigen Käuferländern. Insgesamt reduzieren sich demnach die Kosten durch den Emissionshandel um rund 930 Mio. € oder 38% gegenüber dem Ordnungsrecht-Szenario. Dieser Unterschied beschreibt den Effizienzvorteil durch den Emissionshandel, der es insbesondere ermöglicht, dass Länder mit relativ gesehen hohen Vermeidungskosten (bei gegebenem Preis) Emissionszertifikate von Ländern mit relativ gesehen niedrigen Vermeidungskosten (Verkäuferländer)¹¹ kaufen können, anstatt selbst mindern zu müssen.

Tabelle 9: Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne in der Basisanalyse

	Vermeidung (Mt CO ₂)	Grenzkosten (€/t CO ₂)	Kosten (Mio. €)
EHS-Szenario			
Verkäuferländer	175	14,46	1 261**
Käuferländer	36	14,46	258**
Gesamt*	211		1 520
Ordnungsrecht-Szenario			

¹⁰ Die Betrachtung ist rein volkswirtschaftlich. Kosten für den Kauf oder Gewinne durch den Verkauf von Zertifikaten sind nicht berücksichtigt.

¹¹ Es ist zu beachten, dass die Aufteilung in Käufer- und Verkäuferländer von der Zuteilung der Emissionszertifikate abhängt.

	<i>Vermeidung (Mt CO₂)</i>	<i>Grenzkosten (€/t CO₂)</i>	<i>Kosten (Mio. €)</i>
Verkäuferländer	113	9,35	528**
Käuferländer	97	39,46	1 922**
Gesamt*	211		2 450

* kleine Abweichungen zwischen den Einzelwerten und der Summe erklären sich hier wie auch in allen weiteren Tabellen durch Rundung

** errechnet sich aus Vermeidung * Grenzkosten * 0,5

9.3.2 Sensitivität über die Definition des Ordnungsrechtszenarios

Zur Vergleichbarkeit der Szenarien des Emissionshandels und des Ordnungsrechts wird vorausgesetzt, dass das Ordnungsrecht zu einer gleichhohen Emissionsvermeidung führt wie der Emissionshandel. Dabei wird jeweils vom selben Szenario ohne Maßnahmen (Counterfactual) ausgegangen. Im Ordnungsrecht-Szenario müssen die Emissionen somit so hoch sein wie im EHS-Szenario. Während sich die Aufteilung der Emissionen auf unterschiedliche Emittentengruppen (wie z.B. Länder) im EHS-Szenario aus dem CO₂-Markt ergibt, folgt sie im Ordnungsrecht-Szenario aus der Festlegung ordnungsrechtlicher Maßnahmen.

Vereinfachend wird ein fiktives Ordnungsrecht angenommen, bei dem die zulässigen Emissionen für jede Emittentengruppe unmittelbar vorgegeben wird, wobei die Gesamt-Emissionen so hoch sind wie im EHS-Szenario. Dabei ist es für die Ermittlung des Flexibilitätsvorteils des Emissionshandels nahe liegend, die zulässigen Emissionen im Ordnungsrecht-Szenario entsprechend der kostenfreien Zuteilungsmengen im Emissionshandel festzulegen.

Wenn im EHS-Szenario die gesamten Emissionen so hoch wären wie die gesamten Zuteilungsmengen, dann könnten im Ordnungsrecht-Szenario für jede Emittentengruppe unmittelbar deren Zuteilungsmenge als zulässige Emissionen vorgegeben werden. Wenn die Emissionen – wie im Betrachtungszeitraum – hingegen geringer sind als die Zuteilungsmengen, dann erfordert die Festlegung der zulässigen Emissionen im Ordnungsrecht-Szenario zusätzliche Vorgaben, wobei unterschiedliche Varianten möglich sind.

Als erste Variante ist im vorigen Abschnitt angenommen worden, dass die zulässigen Emissionen der Gruppe der Käuferländer (Länder mit Emissionen oberhalb ihrer Zuteilungsmengen) im Ordnungsrecht-Szenario so hoch sind wie deren Zuteilungsmenge. Im Unterschied zum EHS-Szenario kann diese Gruppe die Differenz aus Emissionen und Zuteilungsmengen im Ordnungsrecht-Szenario nicht hinzukaufen. Insofern hat diese Variante den Vorteil, dass für die Gruppe der Käuferländer unmittelbar dargestellt werden kann, wie sich bei ihr die Flexibilität durch Handel von Zertifikaten auswirkt. Da die gesamten zulässigen Emissionen geringer sind als die gesamten Zuteilungsmengen, führt diese Variante allerdings dazu, dass der anderen Gruppe (Verkäuferländer) im Ordnungsrecht-Szenario entsprechend weniger zulässige Emissionen zugestanden werden. Die Abschläge von den Zuteilungsmengen sind somit bei dieser Variante ungleich verteilt. Insofern entspricht die Aufteilung der zulässigen Emissionen im Ordnungsrecht-Szenario nur zum Teil der Aufteilung der Zuteilungsmengen.

Als zweite Variante zur Formulierung des Ordnungsrecht-Szenarios werden die zulässigen Emissionen proportional zu den Zuteilungsmengen vorgegeben. Für jede Gruppe gilt dann

Zulässige Emissionen = Zuteilungsmenge • gesamte ETS-Emissionen / gesamte Zuteilungsmenge

Dadurch werden die zulässigen Emissionen im Ordnungsrecht-Szenario auf die gesamten Emissionen im EHS-Szenario skaliert und der Anteil der zulässigen Emissionen an den gesamten Emissionen ist für jede Gruppe so hoch wie der Anteil der Zuteilungsmenge an der gesamten Zuteilungsmenge. Im Vergleich zur ersten Variante sind die zulässigen Emissionen der Käuferländer dann niedriger (geringer als die Zuteilungsmenge) und die der Verkäuferländer höher.

Aus den Zuteilungsanteilen von 1 371 / 2 032 für die Verkäuferländer und 661 / 2 032 für die Käuferländer (entsprechend Tabelle 8) ergeben sich in der zweiten Variante skaliert auf die Gesamtmenge der Emissionen im EHS-Szenario (1 937 Mt) zulässige Emissionen für die Verkäuferländer von 1 307 und für die Käuferländer von 630 Mt. Dadurch ergeben sich Minderungsangaben gegenüber dem Counterfactual von 82 Mt für die Verkäuferländer (31 Mt weniger als in der ersten Variante) bzw. 129 Mt für die Käuferländer, die entsprechend 31 Mt mehr vermeiden müssen. Dieser Ansatz ist in Tabelle 10 dargestellt. Die Effizienzgewinne steigen in diesem Fall aufgrund der deutlich ungleicheren Verteilung der Minderungsanstrengungen im Vergleich zur ersten Variante auf 58 %.

Tabelle 10: Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne in der Basisanalyse bei alternativer Definition des Ordnungsrecht-Szenarios

	<i>Vermeidung (Mt CO₂)</i>	<i>Grenzkosten (€/t CO₂)</i>	<i>Kosten (Mio. €)</i>
EHS-Szenario			
Verkäuferländer	175	14,46	1 261
Käuferländer	36	14,46	258
Gesamt	211		1 520
Ordnungsrecht-Szenario			
Verkäuferländer	82	6,78	278
Käuferländer	129	51,78	3 340
Gesamt	211		3 618

9.3.3 Betrachtung eines einzelnen Jahres anstelle eines Periodendurchschnitts

Alternativ zur Verwendung der durchschnittlichen jährlichen Emissions- und Zuteilungsdaten für die 1. und 2. HP kann die Analyse auch auf Basis von Jahreswerten durchgeführt werden. Eine zeitlich Disaggregation erlaubt eine detailliertere Analyse in zweierlei Hinsicht: einerseits können die in den einzelnen Jahren aufgetretenen Effekte untersucht und bei einer Untersuchung aller Jahre einer Periode über die gesamte Zeit zu durchschnittlichen Effekten zusammengefasst werden. Darüber hinaus kann die Verwendung von Jahreswerten als ein erster Schritt in Richtung einer Analyse mit Einbeziehung von intertemporalem Handel gesehen werden. Dafür müssen zusätzlich die Effizienzgewinne für eine Verschiebung der Vermeidungsaktivitäten über die Jahre durch eine entsprechende Definition der Emissionsobergrenzen im Ordnungsrecht berechnet werden.

Im vorliegenden Fall wird als Beispiel für eine zeitlich detailliertere Untersuchung zunächst nur die Berechnung für das Jahr 2009¹² vorgenommen, da dies erlaubt, ausschließlich Daten aus der 2. HP

¹² Die Wahl des Jahres 2009 birgt Probleme, da aufgrund der wirtschaftlichen Entwicklung deutliche Veränderungen im Emissionsniveau in der EU zu beobachten waren, die nicht originär auf den Emissionshandel zurückzuführen sind. Bei

zu verwenden und somit keine Anpassungen für etwaige Veränderungen in der Länder- und Sektorabdeckung des Emissionshandels vorzunehmen sind. Die übrigen Annahmen sind analog zur Basisanalyse getroffen (Counterfactual-Emissionen entsprechen den Emissionen des Vorjahres – hier 2008 - und Aufteilung in Käufer- und Verkäuferländer). Allerdings wechselt aufgrund der veränderten Emissions- und Zuteilungsdaten (2008 und 2009; vorher Durchschnitt 1. und 2. HP) die Zusammensetzung der beiden Gruppen. Dänemark wird von einem Verkäufer zu einem Käufer von Zertifikaten, während Estland von einem Käufer zu einem Verkäufer wird. Intertemporaler Handel oder weitere Jahre der 2. HP werden nicht in diese Analyse integriert.

Tabelle 11 beinhaltet die zur Konstruktion der Vermeidungskostenkurven notwendigen Daten analog zu Tabelle 8, aber mit Angaben für das Jahr 2009. Insgesamt mussten die Käuferländer im Jahr 2009 zur Erfüllung ihrer Zertifikatpflicht 65 Mio. Zertifikate zukaufen oder aus einem anderen Jahr leihen. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass die Käuferländer die fehlenden Zertifikate von den Verkäuferländern gekauft haben und keine zeitliche Verschiebung stattfand. Genauso wie in der Basisanalyse übersteigt die gesamte Vermeidungsmenge die Minderungsvorgaben, in diesem Fall um 95 Mt. Bei einer intertemporalen Betrachtung (d.h. Einbeziehung von Banking und Borrowing) über mehr als ein Jahr müssten die Mengen berücksichtigt werden. Im vorliegenden Fall wird analog zur Basisanalyse in 3.1 davon ausgegangen, dass im Ordnungsrecht-Szenario die Obergrenze für Treibhausgase der Zuteilung entspricht, d.h. im Vergleich zum EHS-Szenario nur eine Verschiebung der 65 Mt CO₂-Vermeidung von den Verkäufer- zu den Käuferländern vorgenommen würde. Der durchschnittliche Preis für EUA-Jahreskontrakte im Jahr 2009 lag bei 13,16€/t CO₂.

Tabelle 11: Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im Ordnungsrecht- und EHS-Szenario für das Jahr 2009

Ländergruppe	Counterfactual-Emissionen 2008 (Mt CO ₂)	Zuteilung (Mt CO ₂)	Emissionen (Mt CO ₂)	Minde-rungsvorgabe EHS Szenario (Mt CO ₂)	Vermeidung (Mt CO ₂)	Fehlende/ freie Vermeidungsmengen (Mt CO ₂)	Minde-rungsvorgabe Ordnungsrecht (Mt CO ₂)
Verkäuferländer*	1 260	1 265	1 106	-5	155	-160	90
Käuferländer**	859	709	774	150	85	65	150
Gesamt	2 120	1 975	1 880	145	240	-95	240

* AT, BE, BG, CY, CZ, EE, ES, FI, FR, GR, HU, IE, IS, IT, LI, LT, LU, LV, MT, NL, PL, PT, RO, SE, SI, SK

** DE, DK, GB, NO

Tabelle 12 gibt die Vermeidungskosten für das Jahr 2009 an und ist analog zu Tabelle 9 in der Basisanalyse aufgebaut. In dem betrachteten Jahr belaufen sich demnach die Vermeidungskosten im EHS-Szenario auf 1,6 Mrd. €, im Ordnungsrecht-Szenario auf 2,1 Mrd. €. Die Effizienzgewinne durch regi-

der vorliegenden Analyse wird, da keine Anpassung der Daten erfolgt, fälschlicherweise davon ausgegangen, dass der Emissionshandel der Treiber für den Emissionsrückgang war.

onalen Handel belaufen sich demnach auf 504 Mio. € oder 24% der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario.

Tabelle 12: Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne für das Jahr 2009

	<i>Vermeidung (Mt CO₂)</i>	<i>Grenzkosten (€/t CO₂)</i>	<i>Kosten (Mio. €)</i>
EHS-Szenario			
Verkäuferländer	155	13,16	1 019
Käuferländer	85	13,16	561
Gesamt	240		1 580
Ordnungsrecht-Szenario			
Verkäuferländer	90	7,65	344
Käuferländer	150	23,17	1 740
Gesamt	240		2 084

Da die verwendeten Werte für die Jahre 2008 und 2009 deutlich von den Durchschnittswerten für die 1. und 2.HP abweichen, sind direkte Vergleiche der Ergebnisse der beiden Analysen schwierig. Die jahresscharfe Analyse für das Jahr 2009 stellt dabei nur den ersten Schritt für eine zeitlich-detailliertere Analyse der 2.HP. Analog dem dargestellten Vorgehen könnten alle Jahre der 2.HP einzeln analysiert und die Ergebnisse hinterher zu einem Gesamtergebnis zusammengefasst werden. Dieses könnte dann wiederum mit der Durchschnittsbetrachtung der Basisanalyse verglichen werden.

Die Betrachtung jährlicher Werte kann darüber hinaus als ein erster Schritt zur Einbeziehung von intertemporalem Handel gesehen werden. Dazu müssten weitere Jahre einzeln analysiert und mit berücksichtigt werden, in welcher Form Minderungsanstrengungen zwischen den Jahren im Rahmen des EHS-Szenarios gegenüber einem Ordnungsrecht verschoben wurden.

9.3.4 Regionale Differenzierung

Bisher wurde die Betrachtung auf zwei Ländergruppen (Käufer vs. Verkäufer) beschränkt. In Kapitel 9.3.4 wird nun im Unterschied die gleiche Analyse unter Betrachtung einzelner Länder durchgeführt, d.h. es wird eine regional stärkere Differenzierung der Effizienzebenen vorgenommen. Dabei werden die Käuferländer (DE, EE, GB und NO) mit jeweils eigenen Vermeidungskostenkurven in die Betrachtung einbezogen. D.h. die Annahme, dass die Käuferländergruppe als eine Gruppe mit einer Gesamt-Vermeidungskostenkurve agiert, wird aufgelöst. Da es schwierig ist, Annahmen darüber zu treffen, von welchen Verkäuferländern diese Länder ihre Zertifikate jeweils kaufen, verzichten wir bei der Verkäuferseite auf eine regionale Differenzierung. Hier werden also weiterhin die übrigen Länder aggregiert betrachtet, d.h. es wird von einer kosteneffizienten Verteilung der Vermeidung innerhalb der Verkäuferländer ausgegangen. Abgesehen von der stärkeren regionalen Disaggregation der Käuferländer beruht die Analyse auf den gleichen Annahmen wie die Basisanalyse.

Tabelle 13 beinhaltet die Minderungsvorgaben und Emissionsminderung für die einzelnen Käuferländer sowie die Gruppe der Verkäuferländer. In Summe entsprechen die Daten den Werten in Tabelle 8, sie liegen aber in einer höheren Disaggregation vor. Die Berechnung der Vermeidungskosten erfolgt in Tabelle 13¹³.

¹³ Eine grafische Aufbereitung der Daten ist bei mehr als zwei betrachteten Akteuren nicht ohne weiteres möglich und bringt in den Augen der Autoren hier keinen Mehrwert, daher wird darauf verzichtet.

Tabelle 13: Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im Ordnungsrecht- und EHS-Szenario für das Jahr 2009

Ländergruppe	Counterfactual-Emissionen (Mt CO ₂)	Zuteilung (Mt CO ₂)	Emissionen (Mt CO ₂)	Minde-rungsvorgabe EHS-Szenario (Mt CO ₂)	Vermeidung (Mt CO ₂)	Fehlende/ freie Vermeidungen (Mt CO ₂)	Vermeidung/ Minde-rungsvorgabe Ordnungsrecht
Verkäuferländer*	1 389	1 371	1 214	18	175	-157	113
DE	480	409	454	71	26	45	71
EE	13	13	13	0	0	0	0
GB	250	231	240	19	10	9	19
NO	15	8	15	7	0	7	7
Gesamt	2 147	2 032	1 937	115	210	-95	210
* AT, BE, BG, CY, CZ, DK, ES, FI, FR, GR, HU, IE, IS, IT, LI, LT, LU, LV, MT, NL, PL, PT, RO, SE, SI, SK							

Insgesamt belaufen sich demnach die Vermeidungskosten im EHS-Szenario auf 1,5 Mrd. €, im Ordnungsrecht-Szenario auf 2,2 Mrd. €. Die Effizienzgewinne betragen etwa 678 Mio. € oder 31% der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario. Damit sind sowohl die Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario als auch die Effizienzgewinne zwischen Ordnungsrecht-Szenario und EHS-Szenario geringer als in der Basisanalyse.

Um den Effekt der höheren regionalen Differenzierung auf die Analyseergebnisse zu verstehen, muss man sich vergegenwärtigen, welche Effekte mit der höheren regionalen Differenzierung einhergehen. Die regionale Differenzierung erfolgt auf der Seite der Käuferländer. Dabei bleiben die Vermeidungskosten im EHS-Szenario unverändert gegenüber den Vermeidungskosten ohne regionale Differenzierung. Eine Veränderung tritt dagegen bei den Vermeidungskosten der Käuferländer im Ordnungsrecht-Szenario auf. Zum einen erhöhen sich unter Einbeziehung aller Vermeidungsmengen die Vermeidungskosten auf Seiten der Käuferländer, da das Ordnungsrecht keine kostenoptimale Aufteilung der Ziele auf die Käuferländer vorsieht wie sie sich in der aggregierten Betrachtung ergibt. Dementsprechend steigen die Effizienzgewinne durch den Emissionshandel.

Im vorliegenden Fall gibt es einen zweiten Effekt, der die analysierte Vermeidungsmenge auf Seiten der Käuferländer senkt: aufgrund der Datenlage können für Estland und Norwegen keine Vermeidungskostenkurven konstruiert werden und die Länder und ihre notwendigen Vermeidungsmengen nicht in die Betrachtung mit einbezogen werden. Dadurch „fehlen“ 7 Mt Vermeidung und die aggregierten Vermeidungskosten sind niedriger als im Ordnungsrecht-Szenario bei aggregierter Betrachtung der Käuferländer.

Tabelle 14: Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne unter disaggregierter Betrachtung der Käuferländer

	<i>Vermeidung (Mt CO₂)</i>	<i>Grenzkosten (€/t CO₂)</i>	<i>Kosten (Mio. €)</i>
EHS-Szenario			
<i>Verkäuferländer</i>	175	14,46	1 261,4
<i>DE</i>	26	14,46	188,6
<i>EE</i>	0	14,46	0
<i>GB</i>	10	14,46	69,7
<i>NO</i>	0	14,46	0
<i>Gesamt</i>			1 519,7
Ordnungsrecht-Szenario			
<i>Verkäuferländer</i>	113	9,35	527,7
<i>DE</i>	71	39,40	1 400,2
<i>EE*</i>	0	0,00	---
<i>GB</i>	19	26,46	270
<i>NO*</i>	7	0,00	---
<i>Gesamt</i>	211		2 197,9

* Aufgrund der Datenlage können für EE und NO aus den historischen Daten keine Verläufe für die Vermeidungskostenkurven ermittelt werden.

9.3.5 Schätzung der Counterfactual-Emissionen

Eine wichtige Festlegung bei der Bestimmung der Kosteneffizienzvorteile des Emissionshandels ist die Entwicklung der Counterfactual-Emissionen. Diese Entwicklung geht sowohl in die Berechnung der realisierten Vermeidung im Emissionshandel als auch die Minderungsvorgaben für die Käufer und Verkäufer im Ordnungsrecht ein. In der Realität sind weder die realisierte Vermeidung noch die Minderungsvorgaben eindeutig bestimmbar. Bisher wurden die Emissionen der letzten Periode (bzw. des Vorjahres) als Abschätzung für die Counterfactual-Emissionen verwendet. In diesem Kapitel wird ein alternatives Vorgehen gewählt:

- Es werden weiterhin die Emissionen der vorhergehenden Periode als Basis für die Abschätzung der Counterfactual-Emissionen verwendet. Als Sensitivitätsanalyse werden diese jedoch um 10% nach oben bzw. unten korrigiert.

Die übrigen Annahmen sind gegenüber der Basisanalyse unverändert.

Tabelle 15 enthält die zur Konstruktion der Vermeidungskostenkurven notwendigen Abschätzungen über Minderungsvorgaben und Vermeidung unter den veränderten Counterfactual-Emissionen. Unberührt von den Veränderungen bei den Counterfactual-Emissionen sind die gehandelten Zertifikatmengen, die sich aus der Differenz der Minderungsvorgaben und Vermeidung ergeben, wobei sich die Counterfactual-Emissionen mathematisch gesehen durch kürzen entfallen. Beeinflusst

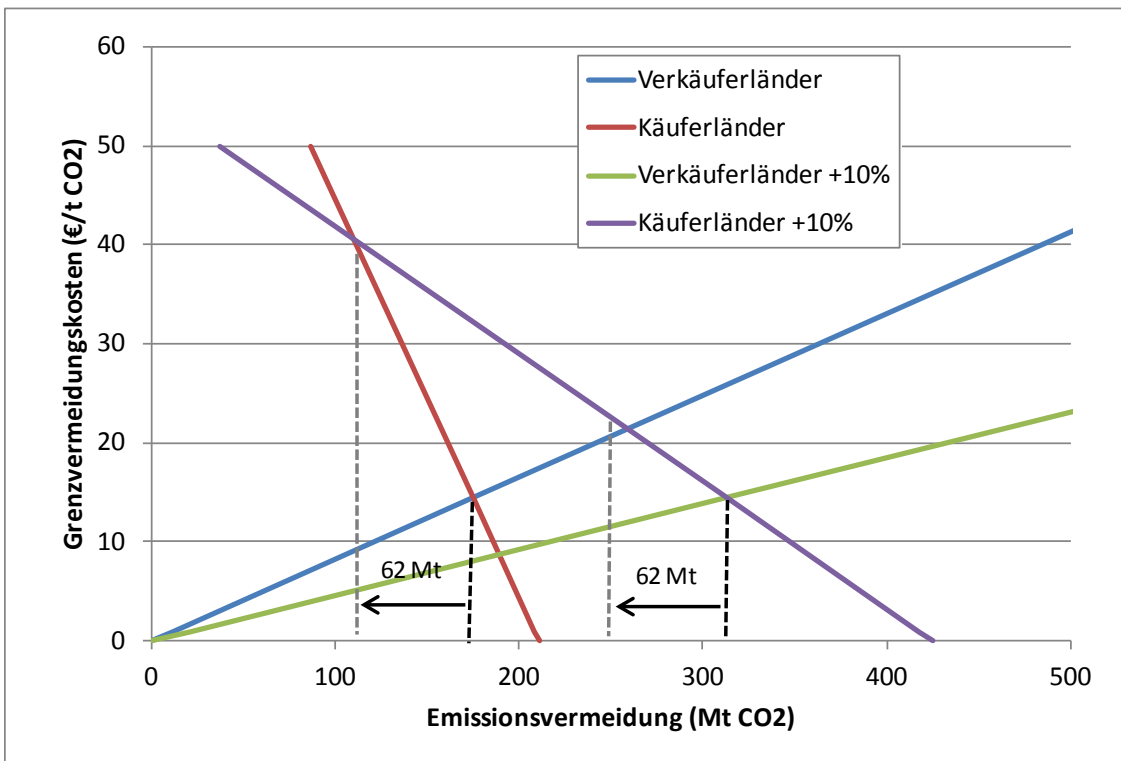
werden dagegen sowohl die Minderungsvorgaben als auch die Vermeidung, die insbesondere zur Konstruktion der Vermeidungskostenkurven relevant ist.

Die Auswirkungen der Counterfactual-Emissionen im Einzelnen sind dabei wie folgt: Die Minderungsvorgabe ergibt sich im vorgestellten Fall als Differenz zwischen Counterfactual-Emissionen und der Zuteilung. Bei unveränderter Zuteilung bedeuten daher höhere Counterfactual-Emissionen eine höhere Minderungsvorgabe, niedrigere Counterfactual-Emissionen eine niedrigere Minderungsvorgabe. Analog gilt bei unveränderten Emissionswerten dass eine höhere Schätzung der Counterfactual-Emissionen zu einer höheren Vermeidung und eine niedrigere Schätzung der Counterfactual-Emissionen entsprechend zu einer niedrigeren Vermeidung führen. Damit kommt es bei höheren Counterfactual-Emissionen zu einem flacheren Verlauf der Vermeidungskostenkurve, bei einer niedrigeren Counterfactual-Emissionsschätzung zu einem steileren Verlauf der Vermeidungskostenkurve.

Damit ergeben sich die folgenden Auswirkungen auf die Vermeidungskosten. Im Falle höherer Counterfactual-Emissionen gilt, dass die Vermeidungskosten im EHS-Szenario trotz der flacheren Kurve aufgrund der höheren Vermeidungsmenge steigen. Gleichzeitig sinken die Kosteneinsparungen, die sich durch die (gleichbleibende) gehandelte Zertifikatmenge ergeben, aufgrund der flacheren Kurvenverläufe. Daher ergibt sich eine Senkung der prozentualen Kosteneinsparung durch den Emissionshandel gemessen an den anfallenden Vermeidungskosten. Analog gilt dass bei niedrigeren Counterfactual-Emissionen die Vermeidungskosten trotz steilerer Kurve sinken während die Kosteneinsparung, die sich bei gleichbleibender gehandelter Menge aber steileren Kurvenverläufen ergibt, steigt. Daher steigt die prozentuale Kosteneinsparung.

Abbildung 28 stellt die Auswirkungen für den Fall eines 10%-Anstiegs der Counterfactual-Emissionen dar. Die Ausgangssituation ist durch die blaue und rote Gerade gekennzeichnet und entspricht der Situation in der Basisanalyse in Abbildung 27. Durch den Anstieg der Counterfactual-Emissionen verlaufen die Vermeidungskostenkurven der Verkäufer- und Käuferländer flacher (grüne und lila Gerade). Gleichzeitig steigt die gesamte Vermeidung. Die Gesamtvermeidungskosten steigen. Die gehandelte Menge bleibt im vorliegenden Fall konstant, durch die flacheren Vermeidungskostenkurven sinkt aber die Kosteneinsparung.

Abbildung 28: Auswirkungen veränderter Counterfactual-Emissionsschätzungen



Die Vermeidungskosten für die erste Variante, d.h. mit höheren Counterfactual-Emissionen (+10%) sind in Tabelle 16 angegeben. Die Gesamtkosten sind aufgrund der höheren geschätzten Emissionsminderungen mit 3,1 Mrd. bzw. 3,4 Mrd. € deutlich höher als in der Basisanalyse. Dagegen betragen die Einsparungen durch Handel nur noch 335 Mio. € bzw. 10% der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario.

Bei der Variante mit verminderten Counterfactual-Emissionen (-10%) fällt auf, dass die Vermeidung bei den Käuferländern negativ ist. Dies ist problematisch, da zur Konstruktion der Vermeidungskostenkurve eine positive Emissionsminderung verwendet werden muss. Daher kann für den zweiten Fall keine Berechnung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne erfolgen.

Tabelle 15: Minderungsvorgaben und Emissionsminderungen im EHS-Szenario für die 2.HP basierend auf durchschnittlichen jährlichen Daten mit veränderten Counterfactual-Emissionsschätzungen

Ländergruppe	Counterfactual-Emissionen (Mt CO ₂)	Zuteilung (Mt CO ₂)	Emissionen (Mt CO ₂)	Minderungsvorgabe EHS-Szenario (Mt CO ₂)	Vermeidung (Mt CO ₂)	Fehlende/ freie Vermeidungsmengen (Mt CO ₂)	Vermeidung/ Minderungsvorgabe Ordnungsrecht (Mt CO ₂)
Counterfactual-Emissionen +10%							
Verkäufeländer*	1 527	1 371	1 214	157	313	-157	251
Käuferländer**	835	661	723	173	112	62	173

Ländergruppe	Counterfactual-Emissionen (Mt CO ₂)	Zuteilung (Mt CO ₂)	Emissionen (Mt CO ₂)	Minde-rungsvorgabe EHS-Szenario (Mt CO ₂)	Vermeidung (Mt CO ₂)	Fehlende/ freie Vermeidungsmengen (Mt CO ₂)	Vermeidung/ Minde-rungsvorgabe Ordnungsrecht (Mt CO ₂)
Gesamt	2 362	2 032	1 937	330	425	-95	425
Counterfactual-Emissionen -10%							
Verkäuferländer*	1 250	1 371	1 214	-121	36	-157	-26
Käuferländer**	683	661	723	22	-40	62	22
Gesamt	1 933	2 032	1 937	-99	-4	95	-4

* AT, BE, BG, CY, CZ, DK, ES, FI, FR, GR, HU, IE, IS, IT, LI, LT, LU, LV, MT, NL, PL, PT, RO, SE, SI, SK

** DE, EE, GB, NO

Tabelle 16: Schätzung der Vermeidungskosten und Effizienzgewinne mit Counterfactual-Emissionen +10%

	Vermeidung (Mt CO ₂)	Grenzkosten (€/t CO ₂)	Kosten (Mio. €)
EHS-Szenario			
Verkäuferländer	313	14,46	2 266,3
Käuferländer	112	14,46	806,8
Gesamt	425		3 073,0
Ordnungsrecht-Szenario			
Verkäuferländer	251	11,61	1 461,6
Käuferländer	173	22,46	1 946,2
Gesamt	425		3 407,8

9.4 Zusammenfassende Diskussion

Die vorliegende Fallstudie zeigt erste Ergebnisse zur Abschätzung der Kosteneffizienz des Emissionshandels unter Verwendung des sogenannten Tier 1-Ansatzes. Die Analysemethode greift ausschließlich auf historische Daten zurück und unterstellt lineare Verläufe der Vermeidungskostenkurven. Die Zuteilung im Emissionshandel wird dabei als Ordnungsrecht betrachtet und es werden Effizienzgewinne bestimmt, die sich durch die Möglichkeit des Handels ergeben.

Tabelle 17: Überblick über wichtige Parameter der Basisanalyse und Varianzanalysen

	Zeitliche Abgrenzung: Counterfactual	Zeitliche Abgrenzung: ETS	Regionale Abgrenzung	Ordnungsrecht
--	--------------------------------------	---------------------------	----------------------	---------------

	Zeitliche Abgrenzung: Counterfactual	Zeitliche Abgrenzung: ETS	Regionale Abgrenzung	Ordnungsrecht
1a	2005–07	2008–12	2 Gruppen	Zuteilung, Rest
1b	2005–07	2008–12	2 Gruppen	Proportional
2	2008	2009	2 Gruppen	Zuteilung, Rest
3	2005–07	2008–12	4 Länder + 1 Gruppe	Zuteilung, Rest
4a	2005–07 + 10 %	2008–12	2 Gruppen	Zuteilung, Rest
4b	2005–07 – 10 %	2008–12	2 Gruppen	Zuteilung, Rest

Im Rahmen der Fallstudie wurden ein allgemeines Vorgehen dargestellt und Sensitivitätsrechnungen über drei Faktoren (zeitliche Dimension, regionale Disaggregation und Festlegung der Counterfactual-Emissionen) durchgeführt. Die verschiedenen Optionen sind in Tabelle 17 zusammengefasst. Im Folgenden sind die Schwachpunkte und Verbesserungsmöglichkeiten, die sich aus den durchgeführten Arbeiten ableiten lassen, dargestellt und Handlungsempfehlungen abgeleitet:

- ▶ Die Basisanalyse stützt sich auf Durchschnittswerte für die 2.HP. Alternativ können auch Effizienzabschätzungen für einzelne Jahre durchgeführt werden (siehe Kapitel 9.3.2). Beide Ansätze haben Vor- und Nachteile. Bei der Verwendung von Durchschnittswerten können Ausreißer (z.B. drastischer Abfall der Emissionen auf Grund der Wirtschaftskrise 2009) besser aufgefangen werden, da sie über die Mittelwertbildung z.T. ausgeglichen werden können. Andererseits lässt eine Betrachtung der Einzeljahre eine bessere Abschätzung über die tatsächlichen jährlichen Entwicklungen zu. Das Vorgehen sollte sich daher am Einsatzzweck und der Datenlage orientieren.
- ▶ Bei der Basisanalyse wie auch den Sensitivitätsrechnungen liegt die Vermeidungsmenge über der Minderungsvorgabe (Abweichung zwischen Zuteilung und Emissionen). Dies macht aus Sicht der temporalen Effizienz Sinn, wenn man davon ausgeht, dass die Grenzkosten für notwendige Vermeidung in Zukunft steigen und es deshalb Anreize gibt, heute zu mindern und Zertifikate zu banken. Es führt allerdings bei einer statischen Betrachtung dazu, dass die Minderungsmenge höher ist als die Minderungsvorgabe und damit die Kosten höher als notwendig. Die Bedeutung dieses Effektes für die Schätzung der Kosteneinsparung durch den Emissionshandel wird dadurch gemildert, dass sowohl EHS- als auch Ordnungsrecht-Szenario betroffen sind, da in beiden Fällen die gleiche Minderungsmenge zugrunde gelegt wird. Ein grundsätzlich anderes Vorgehen zur Berechnung der Minderungsvorgabe stellt die Sensitivitätsrechnung der Basisanalyse dar, in der die Zuteilung auf die tatsächliche Emissionsmenge skaliert wurde, um die Abweichung zwischen Zuteilung und Emissionen zu bereinigen.
- ▶ Die Durchführung der Analyse auf einer höheren regionalen (und sektoralen) Disaggregationsebene sollte zu einem Anstieg der Kosten im Ordnungsrecht-Szenario und damit einem Anstieg der Effizienzgewinne führen, da für das Ordnungsrecht-Szenario weniger optimale Bedingungen zugrunde gelegt werden. Dies spricht zunächst für die Wahl einer möglichst tiefen Disaggregationsebene. Als problematisch neben der deutlichen Zunahme an Arbeitsaufwand könnte sich auch die Datenverfügbarkeit erweisen, wie z.B. für die Schätzung der Counterfactual-Emissionen. Daher sollte auch an dieser Stelle abgewogen werden, ob der zusätzliche Aufwand durch die Zielsetzung gerechtfertigt werden kann. Ein weiteres Problem mit den Daten zeigt sich bei der Differenzierung nach Käuferländern. Im disaggregierten Fall

können nicht für alle Länder Vermeidungskostenkurven abgeschätzt werden. Dadurch kommt es in der vorliegenden Analyse zu einem entgegengesetzten Effekt: die aggregierte Vermeidungsmenge im Ordnungsrecht-Szenario ist niedriger und führt zu niedrigeren Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario und damit – entgegen der eigentlichen Logik – zu insgesamt niedrigeren Effizienzgewinnen.

- ▶ Die Abschätzung der gehandelten Mengen zur Ableitung des Alternativszenarios erfolgte in diesem Beispiel auf Länderebene. Das heißt, es wurde implizit angenommen, dass innerhalb der Länder, zwischen den einzelnen Anlagen, die Handelspotenziale bereits ausgeschöpft sind (und außer in 3.3 auch jeweils innerhalb der Verkäufer- und Käufergruppe). Eine Abschätzung auf Anlagenebene würde hier ein deutlich realitätsnäheres Bild der aufgetretenen Zertifikatkäufe und -verkäufe zeichnen.
- ▶ Die für die Analysen verwendeten Daten wurden nur in sehr geringem Ausmaß aufbereitet (Korrektur für neue Länder in der 2.HP). Bei einer vertieften Anwendung sollte ein weiteres Aufbereiten der Daten (z.B. veränderter Scope in der 2.HP) erfolgen. Es sollte auch darüber nachgedacht werden, wie mit Ländern/ Datensätzen umgegangen werden kann, die keine Konstruktion von Vermeidungskostenkurven zulassen.
- ▶ Die Sensitivitätsrechnung über die Höhe der Counterfactual-Emissionen hat gezeigt, dass die Schätzung der Counterfactual-Emissionen einen enormen Einfluss sowohl auf die Höhe der geschätzten Kosten als auch auf die Effizienzgewinne hat. Daher ist es wichtig, eine möglichst gute Schätzung über die Counterfactual-Emissionen zu haben, die z.B. andere wirtschaftliche Veränderungen mit berücksichtigt (hohe Energiekosten, wirtschaftliche Entwicklung, Wirkungen anderer politischer Maßnahmen), um die dem Emissionshandel zugeschriebenen Minderungen möglichst genau abzuschätzen. Dies dürfte eine der Hauptherausforderungen bei zukünftigen Analysen der Kosteneffizienz im Emissionshandel darstellen.
- ▶ Eine Grundannahme des Tier 1-Ansatzes besteht darin, dass positive Emissionsminderungen zu beobachten sind. Daher ergibt sich ein Problem bei der Verwendung des Tier 1-Ansatzes, wenn die Minderungen eines Landes/ einer Ländergruppe negativ sind (d.h. eine Zunahme der Emissionen gegenüber den Counterfactual-Emissionen zu beobachten ist). In diesem Fall ist es nicht möglich mit den vorliegenden Daten den Verlauf der Vermeidungskostenkurve abzuschätzen. Es muss daher überlegt werden, wie negative Minderungen bei der Schätzung verhindert werden können. Mögliche Schritte sind hier eine geschickte Gruppenbildung, bei der die negativen Minderungen durch genügend hohe positive Minderungen in anderen Ländern oder zu anderen Zeitpunkten ausgeglichen werden oder ein gezieltes Setzen der Counterfactual-Emissionen derart, dass sie immer über den tatsächlichen Emissionen liegen oder zumindest gleich sind.

10 Annex II: Fallstudie Tier-2-Ansatz

10.1 Hintergrund

Dieser Fallstudienbericht stellt eine exemplarische Anwendung des Tier-2-Ansatzes im Rahmen des Arbeitspaketes 3 *Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten in der 2. HP*¹⁴ des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)“ dar. Das Ziel des Arbeitspaketes 3 des Forschungsvorhabens ist es, die Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten im Vergleich zu alternativen Politikinstrumenten zu bewerten. Die Ausführungen in diesem Bericht bieten exemplarische Rechnungen für den Tier 2-Ansatz und ergänzen damit das Methodenpapier zu Arbeitspaket 3. Weitere Fallstudienanalysen zur Kosteneffizienz nach dem Tier 1-Ansatz sowie nach dem Tier 3-Ansatz wurden parallel von den Auftragnehmern durchgeführt.

Die Kosteneffizienzbetrachtungen bei der exemplarischen Durchführung des Tier 2-Ansatzes beruhen auf der Kombination von historischen Daten und Vermeidungskostenkurven, die mit dem Energiesystemmodell POLES erzeugt wurden. Die kostenfreie Zuteilung von Emissionszertifikaten dient als alternatives Politikscenario und stellt somit die vermeintliche alternative Emissionsminderung dar. Der Ansatz bestimmt also die Effizienzgewinne, die sich aus der Möglichkeit ergeben Emissionszertifikate zu handeln. Es wird sowohl der Effizienzgewinn durch Handel zwischen verschiedenen Sektoren als auch durch den Handel innerhalb eines Sektors dargestellt. Zudem wird der Umgang mit weiteren Flexibilitätsvorteilen wie des Zukaufs internationaler Offsets diskutiert.

Die Analysen beschränken sich auf die Anwendung des Tier 2a-Ansatzes, d.h. auf eine weitere Differenzierung der Anlagen in Anlagentypen mit Hilfe zusätzlicher Daten wird verzichtet. Die Ergebnisse sind beispielhaft zu verstehen und stellen nach Ansicht des Auftragnehmers keine gesicherten Abschätzungen über die Kosteneffizienz des EU ETS dar. Vielmehr sollen im Rahmen dieser Fallstudie die Vor- und Nachteile des Tier 2a-Ansatzes kritisch beleuchtet werden.

10.2 Verwendete Datenbasis

Die Tier 2-Methodik beruht auf einer Auswertung von verfügbaren Grenz-Vermeidungskostenkurven zur Bestimmung der Kosteneffizienz des Emissionshandels gegenüber einer alternativen Referenzpolitik. Im Folgenden werden zunächst die der Analyse zugrundeliegenden Annahmen und Daten vorgestellt. In Kapitel 10.3 werden die Ergebnisse präsentiert und in Kapitel 10.4 zusammenfassend diskutiert.

Die verwendeten **Vermeidungskostenkurven** wurden mit dem Energiesystemmodell POLES erstellt, das von der LEPI/IEPE an der Universität Grenoble betrieben wird. POLES ist ein techno-ökonomisches Modell mit endogenen Projektionen für Energiepreise, einer vollständigen Abbildung von Angebot und Nachfrage von Energieträgern und damit verbundenen Technologien. Das Modell beinhaltet unter anderem Informationen für 47 Länder und Regionen und 15 Sektoren¹⁵ und bildet sowohl CO₂- als auch andere Treibhausgasemissionen ab. Die hohe regionale Auflösung erlaubt weitestgehend eine Länder-spezifische Analyse zur Verfügbarkeit und dem Einsatz von Technologien. Insbesondere sind Daten für alle 27 EU-Länder sowie Norwegen und die Schweiz verfügbar. Die vorliegende Analyse beschränkt sich auf die Länder der EU 25.

¹⁴ Zweite Handelsperiode des EU ETS (2008–2012)

¹⁵ Stromerzeugung, andere Umwandlung, Stahl, Chemische Industrie, Chemische Grundstoffindustrie, Nicht-metallische Mineralien, Andere Industriesektoren, nicht-energetische Verwendung, vier Verkehrssektoren (Straßenverkehr, Schienenverkehr, Luftverkehr und anderer Verkehr), Haushalte, Dienstleistungen und Landwirtschaft

Das Modell verwendet Preis-getriebene Gleichungen für die Endenergienachfrage (aufgelöst nach Energieträger und Endabnehmer) und Kosten-getriebene Gleichungen für die Energiebereitstellung (aufgelöst nach Treibstoffen und Technologien). Das jährliche Energieangebot und die Nachfrage sind ausgeglichen.

Um die Vermeidungskostenkurven zu konstruieren wird ein Schattenpreis für CO₂-Emissionen eingeführt, der einer CO₂-Steuer auf Energieträger entspricht. Dieser Schattenpreis beeinflusst die Wettbewerbsfähigkeit verschiedener Energieträger im Energiesystem sowohl auf der Seite der Endabnehmer als auch auf der Seite der Anbieter. Bei steigenden Schattenpreisen findet eine zunehmende Decarbonisierung des Energiesystems statt. Zu jedem Zeitpunkt entspricht der Schattenpreis den Grenzvermeidungskosten (für jeden Sektor und jedes Land) im Vergleich zur Baselineentwicklung mit einem Schattenpreis von 0€/t CO₂. Mit Hilfe der Grenz-Vermeidungskostenkurven können die jährlichen Vermeidungskosten pro Land und Sektor quantifiziert werden.

Die Kurven sind auf Basis von im Zeitverlauf linear ansteigenden Schattenpreisen konstruiert. Startjahr ist 2006. Bis 2020 steigt der CO₂-Preis auf maximal 152€/t CO₂.¹⁶ Der maximale Preis im betrachteten Zeitraum 2008–2012 beträgt 58,80€/t CO₂. Die linear ansteigenden Schattenpreise beruhen auf der Annahme, dass die implementierten Klimapolitiken von Jahr zu Jahr strenger werden. In jedem Jahr wird die maximale Preisspanne in 50 gleichgroße Teilschritte unterteilt und es werden die unter dem jeweiligen Schattenpreis ausgestoßenen CO₂-Emissionen bestimmt. Die Vermeidungsmenge ergibt sich dann als Differenz der Emissionen zwischen dem Szenario mit Schattenpreis und der Baselineentwicklung mit einem Schattenpreis von 0€/t CO₂.¹⁷

Für die Analyse wurden die Vermeidungskostenkurven auf EU 25-Ebene für die Jahre 2008–2012 verwendet und zu Vermeidungskostenkurven für ein durchschnittliches Jahr in der 2.HP aggregiert. Weiterhin wurden die Sektoren „Stromerzeugung“ und „andere Umwandlung“ zu einer Kurve „Feuerungssektor“ und die Sektoren „Stahl“, „Nicht-metallische Mineralien“ und „andere Industriesektoren“ zu einer Kurve „Industriesektoren“ aggregiert. Für die weiteren Analysen wurde die Kurve „Feuerungssektor“ mit den Emissionen der EUTL-Sektoren 1 und 2 gleichgesetzt, die Kurve „Industriesektoren“ mit den Emissionen der EUTL-Sektoren 3–99.

Tabelle 18 zeigt die Abweichung zwischen den derart konstruierten Vermeidungskostenkurven in POLES und den in den einzelnen Sektoren und Ländern im EU ETS beobachteten Emissionsniveaus für das Jahr 2006¹⁸. Von den insgesamt 20 Ländern und Regionen¹⁹ liegen bei 11 die Abweichungen der Gesamtemissionen bei unter 10%. Betrachtet man dagegen die beiden Sektoren „Feuerung“ und „Industrie“ im Einzelnen, so sind z.T. deutlich höhere Abweichungen zu beobachten, die sich in einigen Fällen über die beiden Gruppen hinweg ausmitteln. Da bereits eine 10%-ige Abweichung relativ groß sein kann und in den folgenden Rechnungen Verzerrungen auftreten wenn sehr große Abweichungen zwischen den im Modell und den vom EU ETS erfassten Emissionen bestehen, werden

¹⁶ Die Vermeidungskostenkurven werden konstruiert, indem dem Modell verschiedene CO₂-Preise (in Form einer CO₂-Steuer) vorgegeben und die entsprechenden CO₂-Emissionen bestimmt werden. Der höchste abgebildete CO₂-Preis im Jahr 2020 beträgt 152€/t CO₂.

¹⁷ Für einen genaueren Überblick über das POLES-Modell und die dahinterstehenden Annahmen siehe z.B. Criqui, P. (2009): The POLES model – POLES state of the art LEPII-EPE, IPTS (2010): Prospective outlook on long-term energy systems – POLES manual version 6.1 oder Kitous, A., Criqui, P., Bellevrat, E. und Chateau, B. (2010): Transformation patterns of the worldwide energy system – scenarios for the century with the POLES model. The Energy Journal 31(Special Issue 1).

¹⁸ 2006 ist das erste Jahr, für das Business-as-usual (BAU)-Emissionen, d.h. Emissionen ohne CO₂-Preis, aus POLES vorliegen. Zum Abgleich der Emissionen wird das frühestmögliche Jahr verwendet, da sich die Emissionen in den Jahren nach Einführung des Emissionshandels erwartungsgemäß von den Emissionen ohne CO₂-Preis entfernen.

¹⁹ Im POLES-Modell sind Belgien und Luxemburg als Benelux, Estland, Litauen und Lettland als die baltischen Staaten und Slowenien, Malta und Zypern als SMC zusammengefasst.

die Vermeidungskostenkurven nach POLES für die Jahre 2008–2012 gemäß der für 2006 errechneten Prozentzahlen entsprechend skaliert²⁰. Dies entspricht einer Anpassung für den Abdeckungsgrad der EU ETS-Anlagen durch das POLES-Modell.

²⁰ Das heißt z.B. für Großbritannien, dass die POLES-Kurven, genauer die Emissionsniveaus auf jeder Stufe für den Feuerungssektor durch 1,07 dividiert wurden, für die Industriesektoren durch 2,04.

Tabelle 18: Abweichung der POLES-Sektoremissionen von den EUTL-Emissionen im Jahr 2006

	Abweichung von EUTL-Emissionen		
	Feuerungssektor	Industriesektoren	Total
Großbritannien	107%	204%	118%
Frankreich	103%	118%	109%
Italien	88%	131%	98%
Deutschland	88%	114%	92%
Spanien	113%	89%	107%
Griechenland	86%	60%	81%
Portugal	106%	77%	98%
Österreich	95%	103%	99%
Benelux	92%	132%	108%
Dänemark	115%	146%	118%
Finnland	112%	122%	115%
Irland	127%	89%	119%
Niederlande	102%	196%	114%
Schweden	186%	133%	160%
Ungarn	104%	98%	102%
Polen	113%	137%	116%
Tschechische Republik	87%	169%	97%
Slowakei	121%	76%	96%
Baltikum	96%	128%	100%
Slovenien, Malta, Zypern	168%	154%	165%
Gesamt	100%	122%	105%

Neben den Vermeidungskostenkurven fließt eine Reihe **historischer Daten** in die Analyse ein. Diese umfassen:

- ▶ Zertifikatpreise für EUAs (Preise für Jahreskontrakte nach PointCarbon) und CERs (Spotpreise nach PointCarbon)
- ▶ Emissionen und Zuteilungsmengen aus dem EUTL
- ▶ Informationen zur Menge der versteigerten EUAs in der 2.HP (EEA)
- ▶ Informationen zur Menge verwendeter CERs und ERUs in der 2.HP (EEA)

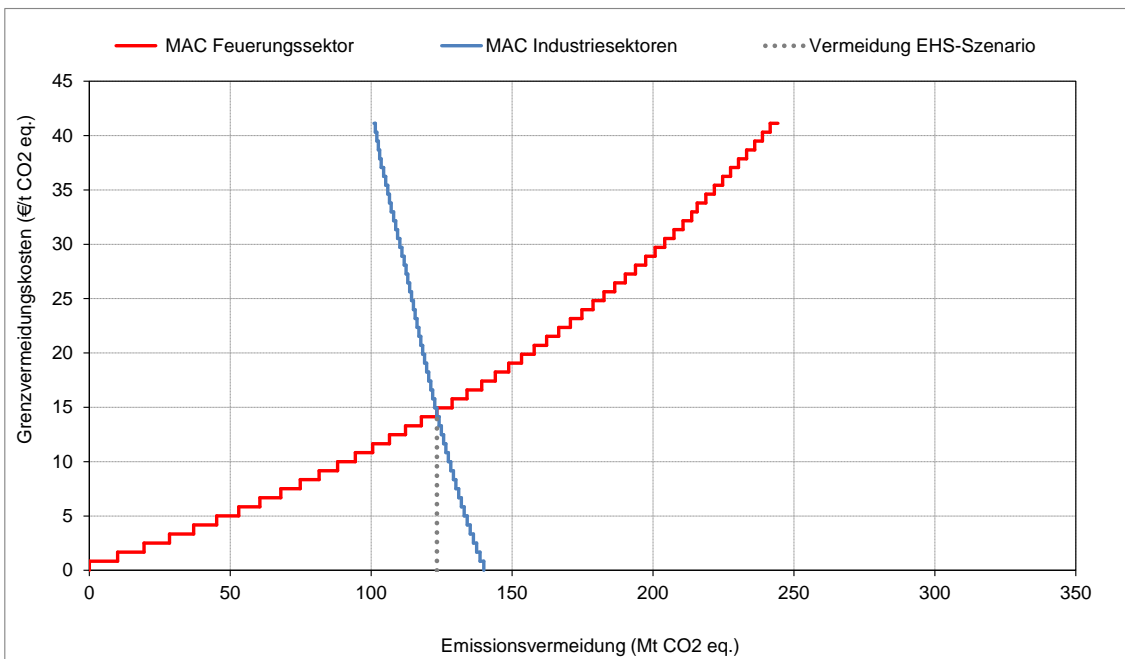
10.3 Ergebnisse für den Tier 2a-Ansatz

10.3.1 Vermeidungskosten im Emissionshandelsfall

Für die Bestimmung der Vermeidungskosten im Emissionshandelsfall (EHS-Szenario) werden die wie oben beschrieben skalierten und aggregierten Grenz-Vermeidungskostenkurven (MACs) aus dem POLES-Modell verwendet. Der Verlauf der Kurven unterscheidet sich somit vom Tier 1-Ansatz, in dem der Verlauf auf Basis von historischen Daten abgeschätzt wird.

Zur Bestimmung des Schnittpunktes der beiden Kurven wird der durchschnittliche CO₂-Preis in der 2.HP (14,46 €/t) herangezogen. Auf Grund der Stufenform der Vermeidungskostenkurven kann der Preis nicht genau getroffen werden. Es wird stattdessen die letzte Stufe vor dem ermittelten Preis verwendet (hier: 14,13€/t CO₂). Damit ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Einsparung in Höhe von insgesamt 140 Mt CO₂, von der 123 Mt CO₂ beim Feuerungssektor und 17 Mt CO₂ bei den Industriesektoren vermieden wurden (Abbildung 29). Die rote Kurve zeigt den Verlauf der Vermeidungskostenkurve für den Feuerungssektor, die blaue Kurve den Verlauf der Vermeidungskostenkurve für die Industriesektoren.

Abbildung 29: Durchschnittliche jährliche Vermeidungskostenkurven für den Feuerungssektor und Industriesektoren im EU ETS in der 2.HP



Die bis hierhin abgeschätzten Vermeidungsmengen umfassen nur die in den vom Emissionshandel betroffenen Sektoren realisierten Vermeidungsmengen innerhalb der EU. In der 2.HP gab es die Möglichkeit zur Erfüllung der Vermeidungsziele CER/ERU-Zertifikate aus dem CDM und JI einzusetzen. Um diese Mengen in die Abschätzung der Vermeidungsmenge einzubeziehen, benötigt man den Umfang, in dem diese Zertifikate eingesetzt wurden. Die durchschnittliche jährlich verwendete Menge an CERs und ERUs in der 2. HP entsprach für die EU 25 laut EEA (2013) rund 197 Mt CO₂. Die CERs/ERUs werden jeweils anteilig der freien Zuteilungsmengen auf die Sektoren aufgeteilt, ebenso die kostenpflichtigen EUAs (Tabelle 19).

Tabelle 19: Counterfactual-Emissionen²¹ und Vermeidung nach MAC, Zuteilung, Auktionsmengen und CERs/ERUs

	<i>BAU-Szenario nach MACC (Mt CO₂)</i>	<i>Vermeidung EU25 nach MACC (Mt CO₂)</i>	<i>Kostenfreie Zuteilung (Mt CO₂)</i>	<i>Kostenpflichtige EUAs (Mt CO₂)</i>	<i>CERs/ERUs (Mt CO₂)</i>
Feuerungsanlagen	1.729,03	123,31	1.376,19	59,58	144,14
Industrie-sektoren	392,84	16,62	501,58	21,72	52,24
Gesamt	2.121,86	139,94	1.877,77	81,30	196,68

Leichte Abweichungen vom EEA-Bericht (1.873 Mt kostenfreie Zuteilung in der EU25) sind auf händische Anpassungen der EUTL-Daten im EEA-Bericht zurückzuführen

Darstellung eines alternativen Vorgehens zur Bestimmung der Einsparung und des Preises

Ein alternatives Vorgehen stellt die **externe Bestimmung der Einsparungen durch den Emissionshandel** dar. Mit Hilfe der abgeschätzten Einsparung kann dann aus den Vermeidungskostenkurven der durchschnittliche Preis für Emissionsberechtigungen abgelesen werden. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt darin, dass er nicht per se annimmt, dass der am Markt beobachtete EUA-Preis auch den wahren Grenzvermeidungskosten der Unternehmen entspricht. Gründe für eine Abweichung stellen z.B. Marktverzerrungen wie Marktmacht und strategisches Verhalten der Akteure dar.

Der Nachteil des alternativen Vorgehens dagegen liegt darin, dass – wie in der Tier 1-Fallstudie beschrieben – die Abschätzung der eingesparten Emissionsmenge durch den Emissionshandel stark von der Definition eines Counterfactual-Szenarios ohne Emissionshandel abhängt. Der Ansatz, die beobachteten Preise zu verwenden und die Emissionsminderungsmenge aus der Kurve abzuleiten, kommt dagegen ohne diese zusätzliche Schätzung aus.

Für die weiteren Berechnungen werden zwei Betrachtungsvarianten unterschieden, die sich hinsichtlich der Einbeziehung der durch CERs und ERUs realisierten Vermeidungsmenge unterscheiden:

- ▶ Betrachtungsvariante 1 (EU-intern): Vermeidung = Vermeidung EU 25 nach MAC
- ▶ Betrachtungsvariante 2 (global): Vermeidung = Vermeidung EU 25 nach MAC + CERs/ERUs (Vermeidung im Ausland)

In beiden Betrachtungsvarianten ist die Nutzung von CERs und ERUs zur Erfüllung der Vermeidungsziele gestattet, der Unterschied liegt in der nationalen bzw. globalen Betrachtung der Minderungsmenge (siehe Tabelle 20). In Betrachtungsvariante 2 werden die durch CDM und JI erbrachten Minderungsmengen in der Berechnung als durch den Emissionshandel induzierte Vermeidungsmengen gewertet. In diesem Fall beträgt die gesamte Vermeidungsmenge rund 337 Mt CO₂ (139,94 Mt + 197 Mt) und ist damit größer als die in Variante 1. In Variante 1 dagegen wird die Möglichkeit CDM und JI zur Vermeidung einzusetzen als eine Erhöhung des Emissionshandelscaps interpretiert und daher

²¹ Für die Fallstudie zu Tier 2 wird das BAU-Szenario der POLES-Kurven als Counterfactual-Szenario verwendet. Insofern wird hier ein in der Vergangenheit ex-ante geschätztes BAU-Szenario für eine ex-post Evaluierung verwendet (Counterfactual).

bei der Berechnung der Vermeidungsmenge nicht berücksichtigt. In diesem Fall belaufen sich die Einsparungen nur auf die aus den Vermeidungskostenkurven abgelesenen 140 Mt CO₂.

Tabelle 20: Vermeidung und Minderungsvorgaben im EHS-Szenario

	<i>Vermeidung (Mt CO₂)</i>		<i>Minderungsvorgabe im EHS (Mt CO₂)</i>		<i>Minderungsvorgabe minus Vermeidung (Mt CO₂)</i>	
	1 (EU-intern)	2 (global)	1 (EU-intern)	2 (global)	1 (EU-intern)	2 (global)
Feuerungsanlagen	123,31	267,46	149,11	293,26	25,80	25,80
Industriesektoren	16,62	69,19	-182,99	-130,46	-199,62	-199,62
Gesamt	139,94	336,62	-33,88	162,80	-173,82	-173,82

Tabelle 20 enthält als Vergleich zur abgeschätzten Vermeidung eine Berechnung zu den Minderungsvorgaben im EHS. Bei den zwei Betrachtungsvarianten ergeben sich auch hier zwei Varianten bei der Berechnung der Minderungsvorgabe in Abhängigkeit von der Berücksichtigung der Zertifikate aus CDM und JI.

In Betrachtungsvariante 1 wird dabei das Cap nur bezogen auf die EU interpretiert, d.h. außerhalb der EU erzielte Minderungen durch CERs/ERUs werden nicht berücksichtigt. Die Minderungsvorgabe in dieser Variante ist daher kleiner. In Variante 2 sind dagegen auch die durch CERs/ERUs erzielten Minderungen Teil der Minderungsvorgabe, die deshalb größer ist.

- ▶ Betrachtungsvariante 1 (EU-intern): Minderungsvorgabe = Counterfactual nach MAC – kostenlose Zuteilung – versteigerte EUAs - CERs/ERUs
- ▶ Betrachtungsvariante 2 (global): Minderungsvorgabe = Counterfactual nach MAC – kostenlose Zuteilung – versteigerte EUAs

Damit ergibt sich eine Minderungsvorgabe von 149 Mt CO₂ für den Feuerungssektor und 183 Mt CO₂ für die Industriesektoren in Betrachtungsvariante 1 und 293 Mt CO₂ für den Feuerungssektor und 130 Mt CO₂ für die Industriesektoren in Variante 2.

Ein Vergleich von Minderungsvorgabe und realisierter Vermeidung zeigt, dass in der 2. HP deutlich mehr Vermeidung (rund 174 Mt CO₂) stattgefunden hat als vorgegeben war.²²

²² Die Differenz zwischen Minderungsvorgabe und Vermeidung muss für beide Varianten identisch sein, da in Variante 2 sowohl auf der Vermeidungs- als auch Minderungsvorgabenseite die gleiche Menge CERs/ERUs Berücksichtigung findet.

Abbildung 30: Durchschnittliche jährliche Vermeidungskostenkurven für den Feuerungssektor und Industriesektoren im EU ETS in der 2.HP (Variante 2)

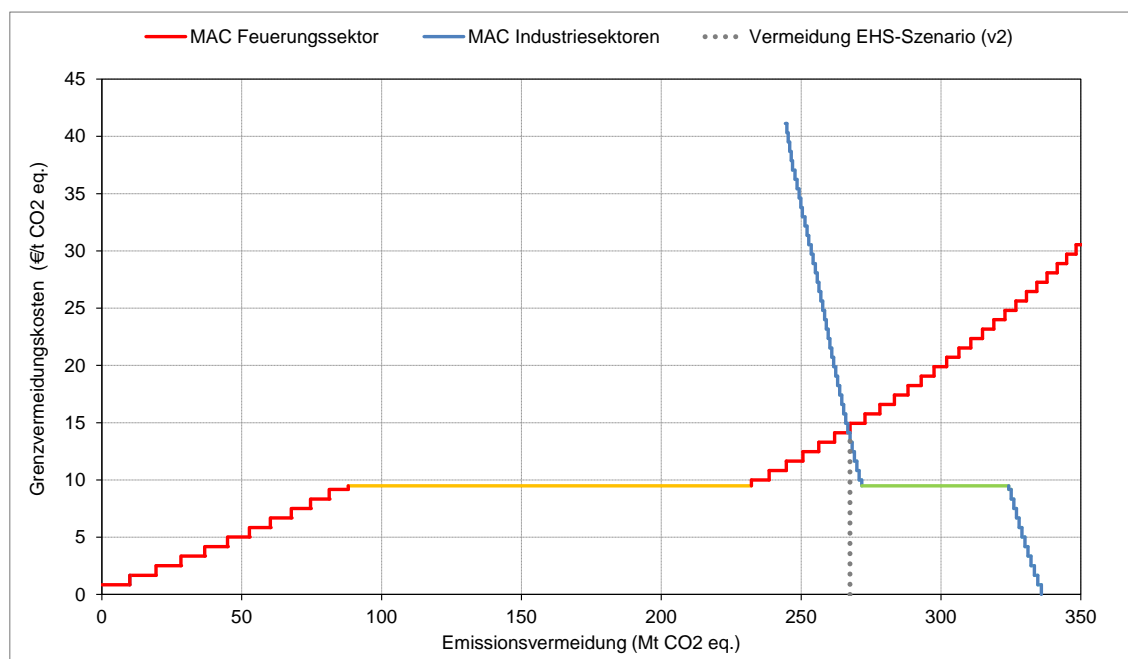


Abbildung 29 und Abbildung 30 stellen die beiden Betrachtungsvarianten der Vermeidungsberechnung dar. Nach Betrachtungsvariante 1 wird die Vermeidung am Schnittpunkt der beiden MACs definiert (Abbildung 29). Abbildung 30 stellt Betrachtungsvariante 2 der Vermeidungskostenkurven dar, bei denen Emissionsminderungen außerhalb der EU berücksichtigt sind und diese mit dem CER-Preis von 9,48 €/t bewertet werden²³. Auch hier ergibt sich die Vermeidung am Schnittpunkt der beiden MACs (die Minderung durch CERs und ERUs beinhalten). Die Gesamtminderungen durch den EHS belaufen sich in diesem Fall auf 337 Mt CO₂. 267 Mt davon fallen beim Feuerungssektor an, 69 Mt bei den Industriesektoren.

Um die gesamten Vermeidungskosten im Emissionshandelsfall zu bestimmen, muss die Fläche unter den Kurven bestimmt werden. Die resultierenden Vermeidungskosten belaufen sich in Betrachtungsvariante 1 (ohne CERs und ERUs) auf 833 Mio. € für den Feuerungssektor und 115 Mio. € für die Industriesektoren. Insgesamt belaufen sich die durchschnittlichen jährlichen Vermeidungskosten im Emissionshandel in der 2. HP damit auf 947 Mio. €. Werden nach Variante 2 auch die Vermeidungsmengen, die durch CDM und JI im Ausland realisiert wurden, dem Emissionshandel zugerechnet, sind die Vermeidungskosten dementsprechend absolut gesehen höher. Die Gesamtkosten betragen dann 2 812 Mio €. Davon fallen 2 199 Mio € beim Feuerungssektor und 613 Mio € bei den Industriesektoren an (Tabelle 21).

²³ Generell können auch für die Vermeidungsmengen im CDM und JI Vermeidungskostenkurven angesetzt werden. Die hier vorgenommene Verwendung der CER-Börsenpreise (die theoretisch den Grenzkosten aller Vermeidungsmaßnahmen unter CDM und JI entsprechen sollten) nimmt an, dass die Zertifikate an der Börse zu einheitlichen Preisen erworben wurden und nicht, dass direkt vor Ort in bestimmte Projekte investiert und daher nur die Investitionskosten finanziert wurden. Damit ergibt sich der horizontale Teil der Grenzvermeidungskostenkurve beim CER-Preis.

Tabelle 21: Abschätzung der Vermeidungskosten im EHS-Szenario

	Vermeidung (Mt CO ₂)		Grenzkosten (€/t CO ₂)	Vermeidungskosten (Mio. €)	
	1 (EU-intern)	2 (global)		1 (EU-intern)	2 (global)
Feuerungsanlagen	123,31	267,46	14,13	832,64	832,64
CERs/ERUs		144,14	9,48		1.366,49
Industriesektoren	16,62	69,19	14,13	114,50	114,50
CERs/ERUs		52,54	9,48		498,04
Gesamt	139,94	336,62		947,14	2.811,66

10.3.2 Bestimmung der Vermeidungskosten unter dem alternativen Ordnungsrecht

Durch die Einführung eines Emissionshandels können an mehreren Stellen Effizienzgewinne realisiert werden. Zum einen erlaubt der Emissionshandel einen Handel zwischen Anlagen des Feuerungssektors und Anlagen der Industriesektoren. Diese Effizienzgewinne können durch eine Verschiebung der Vermeidungsmenge zwischen dem Feuerungssektor und den Industriesektoren auf den aus dem POLES-Modell entnommenen Vermeidungskostenkurven abgebildet werden.²⁴

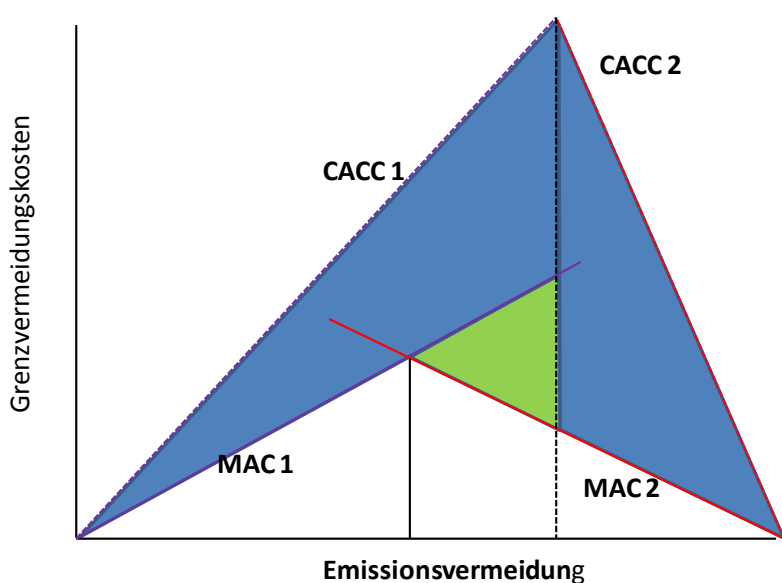
Zusätzlich können Effizienzgewinne dadurch realisiert werden, dass Handel zwischen Anlagen innerhalb des Feuerungssektors bzw. der Industriesektoren zu einer effizienten Vermeidung führt. Diese Flexibilität fällt im Szenario des alternativen Ordnungsrechts weg. Daher würden nicht die günstigsten Optionen in der EU-Sektor-Vermeidungskostenkurve, sondern ggf. teurere Optionen realisiert werden, während ein Teil der günstigeren Optionen nicht ausgeschöpft würde. Zur Bestimmung der Vermeidungskosten unter dem alternativen Ordnungsrecht muss in diesem Fall eine neue Kurve konstruiert werden, die einen steileren Verlauf hat als die Vermeidungskostenkurve im Emissionshandelsfall. Diese Command-and-Control-Costs-Curve (CACC) wird im Folgenden analog der Vorgehensweise von Ellerman et al. (2000) konstruiert.

Abbildung 31 veranschaulicht die Bedeutung der Vermeidungskostenkurven (MAC und CACC) schematisch. Die lila und rote durchgezogene Gerade stellen die Vermeidungskostenkurven im Emissionshandel (MAC 1 und 2) für zwei Akteursgruppen dar, die gestrichelte lila und rote Gerade die jeweiligen Command-and-Control-Costs-Curves im Ordnungsrecht (CACC 1 und 2). Die Effizienzgewinne durch Handel *zwischen* den Sektoren 1 und 2 werden durch das grüne Dreieck dargestellt. Die Effizienzgewinne aus Handel *innerhalb* der beiden Sektoren sind durch die beiden blauen Dreiecke gekennzeichnet.

Im Folgenden werden zunächst die durch das grüne Dreieck dargestellten Effizienzgewinne berechnet, in einem zweiten Schritt dann die durch die blaue und grüne Fläche zusammen dargestellten Effizienzgewinne, die auch den Handel zwischen Anlagen im gleichen Sektor berücksichtigen.

²⁴ D.h. europäische Anlagen im Feuerungssektor, z.B. ein Kohlekraftwerk in Deutschland kann mit europäischen Anlagen in den Industriesektoren, z.B. ein Zementwerk in Frankreich handeln. Allerdings ist der länderspezifische Handel nur indirekt durch die Aggregation aller Kurven abgebildet.

Abbildung 31: Vermeidungskostenkurven und Effizienzgewinne



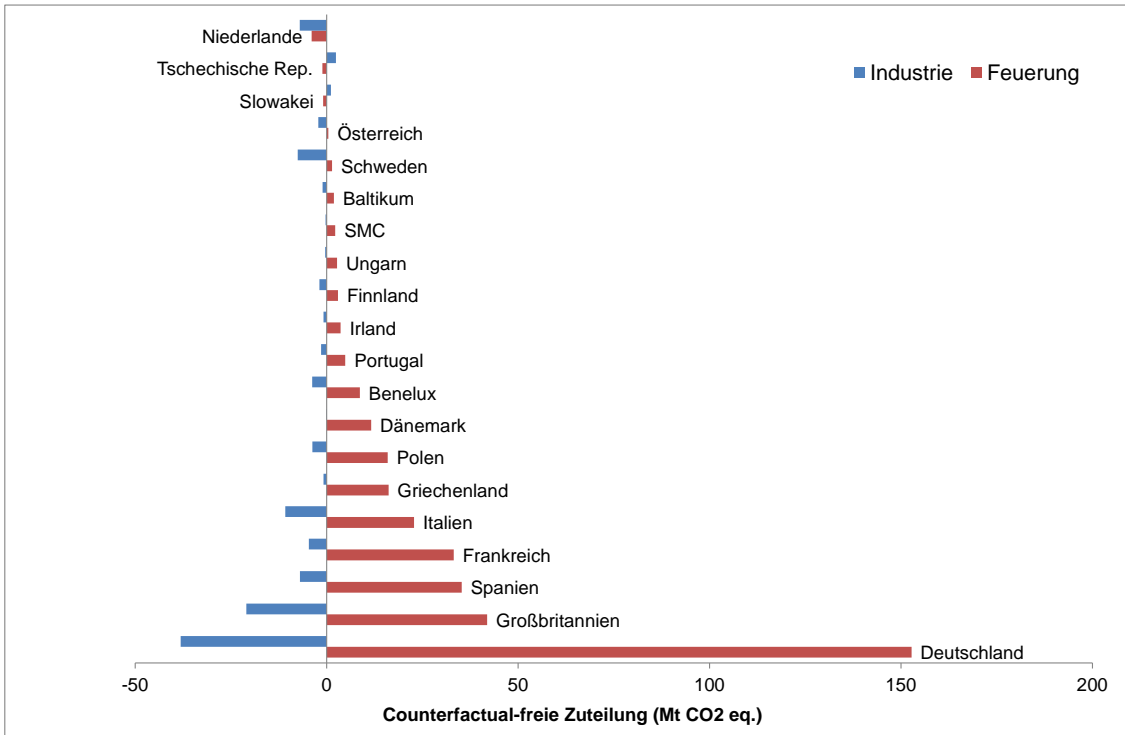
Quelle: eigene Darstellung nach Ellerman et al. (2000)

10.3.2.1 Effizienzvorteil durch Handel zwischen den Sektoren

Zunächst wird der Effizienzvorteil durch Handel zwischen den Sektoren (grünes Dreieck in Abbildung 31) berechnet. Das Ordnungsrecht-Szenario beruht auf den kostenfrei zugeteilten Zertifikaten. Dies ergibt sich einerseits aus der Annahme, dass die kostenfreie Zuteilung, zumindest bis zu einem gewissen Grad, die Erwartung des Gesetzgebers darüber widerspiegelt, welche Möglichkeiten zur Vermeidung bei den einzelnen Sektoren vorliegen. Außerdem scheint dies bei den vorliegenden Zahlen der pragmatischste Ansatz.²⁵ Daher ergeben sich die Minderungsvorgaben unter dem Ordnungsrecht als Differenz zwischen den Counterfactual-Emissionen nach POLES (entspricht den Emissionen im Nullpunkt der Vermeidungskostenkurve) und der freien Zuteilung nach EUTL.

²⁵ Für eine Einbeziehung von kostenpflichtigen EUAs und CERs / ERUs müssten zum einen Annahmen darüber getroffen werden, wie sich diese Zertifikate auf Länder / Sektoren verteilen. Zum anderen ergäben sich, unter Einbeziehung dieser Zertifikate, für kaum eine Land/Sektor-Kombination Minderungsvorgaben im Ordnungsrecht-Szenario.

Abbildung 32: Minderungsvorgabe als Differenz zwischen Counterfactual-Emissionen nach POLES und Zuteilung Durchschnitt 2008–2012



Die Auswertung erfolgt anders als bei Ellerman et al. (2000) nicht anlagenscharf sondern länderscharf, auf Basis jeweils des Feuerungssektors und der Industriesektoren in jedem Land sowie einzeln für alle Jahre der 2. HP.²⁶ Es werden für jedes Jahr von 2008–12 jeweils nur die Minderungsvorgaben der Ländersektoren berücksichtigt, die tatsächlich Minderungen vorsehen, d.h. bei denen die Differenz zwischen Counterfactual-Emissionen und freier Zuteilung im jeweiligen Sektor positiv ist. Bei den Industrieanlagen trifft dies nur auf die Tschechische Republik und die Slowakei zu, während es beim Feuerungssektor auf alle Länder außer der Slowakei in allen Jahren und den Niederlanden, Österreich, der Tschechischen Republik und dem Baltikum in einzelnen Jahren zutrifft. Abbildung 32 zeigt die so ermittelten Minderungsvorgaben für den Durchschnitt der Jahre 2008–2012. Die Darstellung der einzelnen Jahre 2008–2012 findet sich in Kapitel 10.5.²⁷

Tabelle 22 zeigt - für Durchschnittswerte der 2. HP - die einzelnen Berechnungsschritte zur Ermittlung der Minderungsvorgabe im Ordnungsrecht. Die Berechnung unterscheidet sich von der Berechnung der Minderungsvorgabe im EHS-Szenario weiterhin darin, dass nur die kostenfrei an die Unternehmen zugeteilten Zertifikate berücksichtigt werden, während zusätzlich versteigerte EUAs und CERs/ERUs nicht berücksichtigt werden. Die Abschätzung der Minderungsvorgabe umfasst also in welcher Höhe Minderungen in den Unternehmen/Sektoren zu erbringen sind bzw. in welcher Höhe Emissionen bereits über Zertifikatzuteilungen abgedeckt sind.

²⁶ Für ein detaillierteres Vorgehen, z.B. eine anlagenscharfe Auswertung ist die Bestimmung einer Counterfactual-Emissionsentwicklung auf Anlagenebene notwendig. Diese ist nicht direkt in den POLES-Kurven enthalten, könnte aber ggf. daraus und mit Hilfe der EUTL-Daten abgeleitet werden.

²⁷ SMC steht für "Small Mediterranean Countries", d.h. Malta, Slowenien und Zypern, diese Länder sind in POLES nur als Gruppe abgebildet und daher hier nur als Gruppe aufgeführt.

Tabelle 22: Minderungsvorgabe im Ordnungsrecht-Szenario

	<i>Minderungsvorgaben (Mt CO₂)</i>		<i>Skalierung auf geminderte Menge im EHS (Mt CO₂)</i>	
		Ohne Überzuteilung	1 (EU-intern)	2 (global)
Feuerungs- anlagen	352,84	360,12	138,57	333,32
Industrie- sektoren	-108,74	3,56	1,37	3,29
Gesamt	244,10	363,68	139,94	336,62

Die erste Spalte zeigt die Minderungsvorgabe, wenn alle Länder und Sektoren bei der Berechnung berücksichtigt werden, was zu einer negativen Minderungsvorgabe in der Summe aller Industriesektoren führt. Werden nur Sektoren und Länder ohne Überzuteilung mit einbezogen (wie oben dargestellt²⁸), ergeben sich in beiden Sektoren folgerichtig positive Minderungsmengen. Um das Ordnungsrecht-Szenario mit dem EHS-Szenario vergleichbar zu machen, muss in beiden Szenarien die gleiche Menge CO₂ gemindert werden. Dazu werden die im Ordnungsrecht-Szenario geforderten Minderungen in den Sektoren auf die gesamte im EHS-Szenario geminderte Menge in der jeweiligen Variante reduziert (140 Mt bzw. 337 Mt CO₂eq.).

Im Ordnungsrecht-Szenario mindern die Feuerungssektoren also mehr und die Industrieanlagen weniger als im EHS-Szenario. Dies führt zu einem Effizienzverlust, der in Abbildung 5 und 6 dargestellt und in Tabelle 23 berechnet wird. Er ergibt sich aus der Differenz zwischen der effizienten Minderung, wie sie im EHS-Szenario berechnet wurde, und der im Ordnungsrecht vorgegebenen Minderung. Diese Differenz entspricht 15 Mt nach Betrachtungsvariante 1 und 66 Mt nach Betrachtungsvariante 2. Der Effizienzgewinn durch Handel ergibt sich dadurch, dass der Feuerungssektor in diesem Punkt der Vermeidungskostenkurve höhere Kosten hat als die Industriesektoren und deshalb von den Industrieanlagen Zertifikate kauft statt selbst zu mindern.

Insgesamt beläuft sich der Effizienzgewinn durch Handel zwischen Sektoren auf 137 Mio. € (13% der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario) in Variante 1 bzw. 723 Mio. € (20% der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario) in Variante 2. Der deutlich höhere Effizienzgewinn durch Handel zwischen den Sektoren in Variante 2 ergibt sich aus der insgesamt höheren Minderungsmenge, die auf die Berücksichtigung von CERs/ERUs zurückzuführen ist. Die Anlagen des Feuerungssektors können in diesem Fall von den Industriesektoren auch den ihnen zugeteilten Anteil an CERs und ERUs (grüner Abschnitt der Grenz-Vermeidungskostenkurve) abkaufen - im Gegensatz zum Ordnungsrecht-Szenario.

²⁸ Z.B. fallen dann bei den Industrieanlagen alle Länder außer der Slowakei und der Tschechischen Republik heraus, so dass die Minderungsvorgabe ohne Überzuteilung sich auf die Unterdeckung dieser beiden Länder von 3,56 Mt bezieht.

Tabelle 23: Effizienzgewinn durch Handel zwischen den Sektoren

	Vermeidung ETS (Mt CO ₂)		Minderungsvorgabe Ordnungspolitik (Mt CO ₂)		Differenz (Mt CO ₂)		Effizienzgewinn (Mio. €)	
	1 (EU-intern)	2 (global)	1 (EU-intern)	2 (global)	1 (EU-intern)	2 (global)	1 (EU-intern)	2 (global)
Feuerungsanlagen	123,31	267,46	138,57	333,32	15,25	65,86	250,66	1.330,36
Industriesektoren	16,62	69,19	1,37	3,29	-15,25	-65,86	-133,67	-607,41
Gesamt	139,94	336,62	139,94	336,62	0,00	0,00	137,00	722,94

Abbildung 33 und Abbildung 34 stellen den Effizienzgewinn in den beiden Varianten dar. Die Vermeidungskostenkurven (MACs) sind aus Abbildung 29 bzw. Abbildung 30 übernommen. Die durchgezogene schwarze Linie stellt die (ineffiziente) Minderungsvorgabe des Ordnungsrechts dar. Der Effizienzgewinn durch Handel zwischen den Sektoren ist gekennzeichnet.

Abbildung 33: Effizienzvorteil durch Handel zwischen den Sektoren (Variante 1)

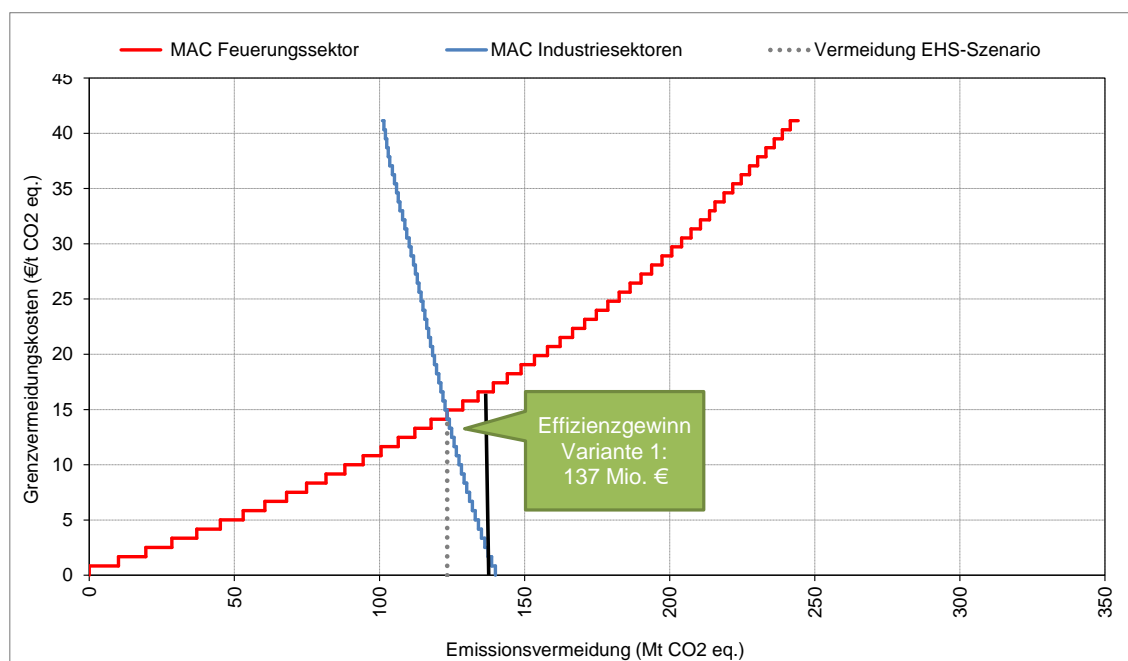
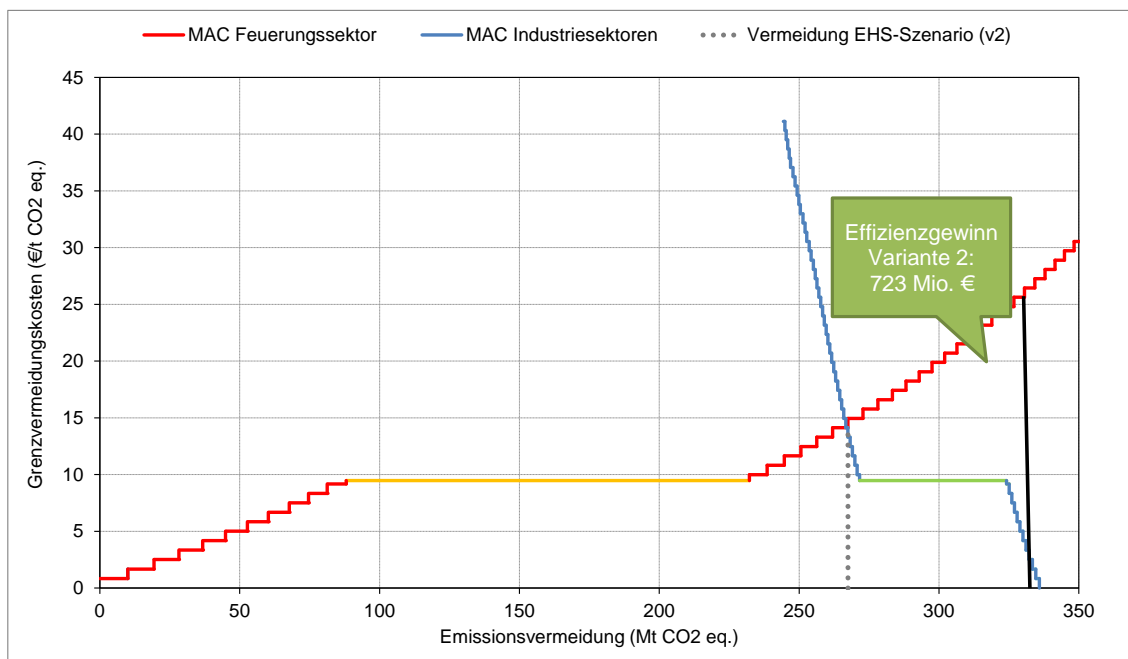


Abbildung 34: Effizienzvorteil durch Handel zwischen den Sektoren (Variante 2)



10.3.2.2 Effizienzvorteil durch Handel zwischen und innerhalb der Sektoren (Ansatz nach Ellerman et al., 2000)

Um die Effizienzgewinne aus Handel zwischen und innerhalb der Sektoren zu bestimmen, ist die Konstruktion von im Gegensatz zu den Vermeidungskostenkurven im EHS (MACs) steileren Command-and-Control-Vermeidungskostenkurven (CACCs) notwendig. In Tabelle 24 sind alle dafür notwendigen Daten zusammengestellt. Die Minderungsvorgaben entsprechen, wie oben beschrieben, der Differenz aus Counterfactual- Emissionen und freier Zuteilung.²⁹ Als Grundlage für die Konstruktion der CACCs wird die durch Vermeidungsmaßnahmen realisierte Vermeidung ermittelt. Dazu werden ausgehend von der in Tabelle 24 dargestellten Minderungsvorgabe ohne Überzuteilung (d.h. an Sektoren/Länder mit positiver Minderungsvorgabe, wie in Tabelle 22) diese Minderungsvorgaben um die Mengen korrigiert (d.h. reduziert), die in den jeweiligen Ländern und Sektoren mit Hilfe von Zertifikathandel erfüllt wurden.

Tabelle 24: Minderungsvorgabe und Vermeidung zur Bestimmung der Kurven im Ordnungsrecht-Szenario

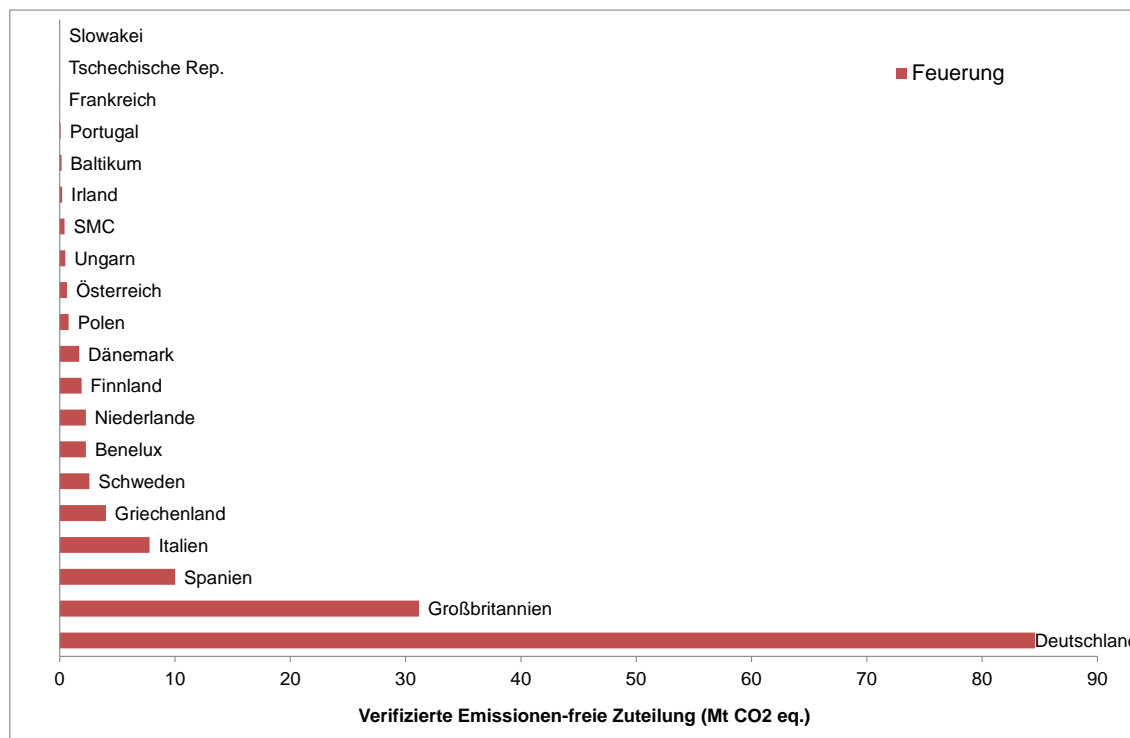
	<i>Minderungsvorgaben ohne Überzuteilung (Mt CO₂)</i>	<i>Vermeidung durch Zertifikatkauf im EHS (Mt CO₂)</i>	<i>Vermeidung durch Vermeidungsmaßnahmen im EHS (Mt CO₂)</i>
Feuerungsanlagen			
2008	357,14	252,25	104,89

²⁹ Nicht zuletzt aus pragmatischen Gründen werden kostenpflichtige EUAs und CERs / ERUs in die Bestimmung der Minderungsvorgabe nicht miteinbezogen. Bezöge man diese Mengen in die Analyse mit ein, so ergäben sich für kaum eine Land/Sektor-Kombination Minderungsvorgaben im Ordnungsrecht-Szenario. Außerdem müssten Annahmen darüber getroffen werden, wie diese Zertifikate auf Länder / Sektoren verteilt werden.

	<i>Minderungsvorgaben ohne Überzuteilung (Mt CO₂)</i>	<i>Vermeidung durch Zertifikatkauf im EHS (Mt CO₂)</i>	<i>Vermeidung durch Vermeidungsmaß- nahmen im EHS (Mt CO₂)</i>
2009	384,62	136,31	248,31
2010	371,04	143,06	227,98
2011	361,08	117,01	244,07
2012	326,71	106,41	220,30
Summe	1.800,59	755,05	1.045,54
Durchschnitt	360,12	151,01	209,11
Industriesektoren			
2008	2,04	0,00	2,04
2009	3,25	0,00	3,25
2010	3,76	0,00	3,76
2011	4,09	0,00	4,09
2012	4,66	0,00	4,66
Summe	17,80	0,00	17,80
Durchschnitt	3,56	0,00	3,56

Die Bestimmung der Vermeidung durch Zertifikatkauf erfolgt ebenfalls länderscharf auf Basis der beiden Sektoren. Die Mengen ergeben sich als Differenz zwischen den tatsächlichen Emissionen und der kostenfreien Zuteilung (beides nach EUTL). Auch hier werden nur die Sektoren/Länder berücksichtigt, für die die Berechnungen im jeweiligen Jahr tatsächliche Minderungsvorgaben ausweisen (vgl. Abbildung 32). Zusätzlich werden von dieser Auswahl jeweils nur die Länder berücksichtigt, die tatsächlich Zertifikate zukaufen mussten (d.h. bei denen die Differenz aus Emissionen und Zuteilung positiv ist). Hier kann davon ausgegangen werden, dass der Zukauf von Zertifikaten langfristig günstiger war als die Realisierung der Einsparungen in den Ländern und Sektoren selbst. Abbildung 35 stellt diejenigen Länder dar, die in den jeweiligen Sektoren im Durchschnitt der Jahre 2008–2012 positive Zukaufmengen an Zertifikaten hatten. In den Industriesektoren weist keines der Länder in irgendeinem Jahr der 2. HP positive Zukaufmengen auf, während im Feuerungssektor alle Länder außer der Slowakei und der Tschechischen Republik in mindestens einem der Jahre Zertifikate zukaufen mussten. In Kapitel 10.5 sind die einzelnen Jahre dargestellt.

Abbildung 35: Vermeidung durch Zertifikatekauf im Ordnungsrecht-Szenario Durchschnitt 2008–2012

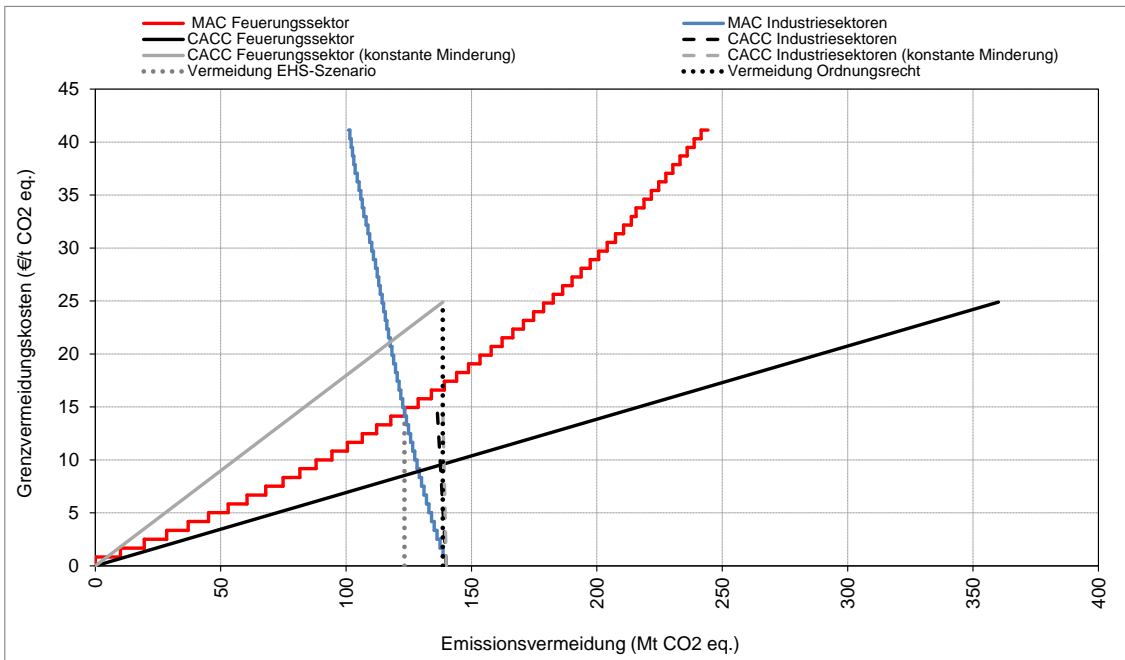


Damit erhält man eine Vermeidung durch Zertifikatkauf in Höhe von 151 Mt CO₂ beim Feuerungssektor und von 0 Mt CO₂ bei den Industriesektoren. Damit ergeben sich Vermeidungsmengen der Sektoren/Länder mit positiver Minderungsvorgabe von 209 Mt CO₂ bzw. 4 Mt CO₂ für die Feuerungssektoren bzw. die Industriesektoren im EHS-Szenario.³⁰

Basierend auf diesen Zahlen können die CACCs für den Feuerungssektor und die Industriesektoren abgetragen werden. Ausgehend von einer linearen Kurve, die durch den Ursprung läuft, genügt dazu jeweils ein Punkt auf dieser Kurve. Im Fall des Feuerungssektors kann davon ausgegangen werden, dass 209 Mt CO₂ zu einem Preis von bis zu 14,46 €/t CO₂ vermieden werden können, weitere 151 Mt liegen im Preis darüber. Im Fall der Industriesektoren sind es entsprechend 4 Mt Einsparung zu einem Preis von bis zu 14,46 €/t CO₂, was der kompletten Minderung entspricht.

³⁰ Da sich hier sowohl die Minderungsvorgabe als auch die Vermeidung durch Zertifikatkauf jeweils auf die Differenz zur kostenfreien Zuteilung beziehen, beinhalten beide den kostenpflichtigen Erwerb (Auktion, bzw. zusätzlich CERs / ERUs) in ihrem Betrag. In der Vermeidung durch Vermeidungsmaßnahmen im EHS (berechnet als Differenz aus Minderungsvorgabe und Vermeidung durch Zertifikatekauf) kürzen sie sich daher heraus. Die Vermeidung durch Vermeidungsmaßnahmen entspricht so stets der Differenz aus Counterfactual und beobachteten Emissionen. In dieser Analyse kann nicht weiter differenziert werden, aus welchen Quellen die von den Unternehmen zur Vermeidung eingesetzten Zertifikate kommen. Folglich enthält die Vermeidungsmenge durch Zertifikatekauf auf dem Markt oder bei Auktionen erstandene EUAs, sowie CERs / ERUs (Variante 1). In Variante 2 sind CERs / ERUs, zumindest teilweise in der Vermeidung durch Vermeidungsmaßnahmen enthalten.

Abbildung 36: MACs und CACCs für die 2.HP (Variante 1)



In Abbildung 36 sind die CACCs für die Minderungsvorgabe nach Ordnungsrecht dargestellt. Die CACC für den Feuerungssektor ist bis zu einer Gesamtminderung von 360 Mt CO₂ als durchgezogene schwarze Linie eingezeichnet. Die CACC für die Industriesektoren mit einer Gesamtminderung von 4 Mt CO₂ ist als gestrichelte schwarze Linie zu sehen. Hier ist die Gesamtminderung identisch mit der o.g. Minderung ohne Zukauf (bei 14,46 €/t CO₂), da bei den Industriesektoren in keinem Land Zukaufbedarf bestand.³¹

Auch die CACCs müssen weiter angepasst werden, um im EHS-Szenario und im Ordnungsrecht-Szenario identische Emissionsminderungsmengen zugrunde zu legen und damit die Kosten vergleichen zu können. Um die gleiche Minderung im Ordnungsrecht-Szenario zu erreichen, werden die beiden CACCs um ihren jeweiligen Null-Punkt gedreht. Dies ist gleichbedeutend mit einer „Streichung“ von Vermeidungsoptionen aus der Kurve als im Ordnungsrecht nicht durchgeführte Maßnahmen. Durch die Drehung um den Nullpunkt wird also angenommen, dass die Vermeidungsoptionen gleichmäßig sowohl im günstigeren als auch im teureren Abschnitt der Kurve entsprechend angepasst („gestrichen“) werden und die Anpassung nicht nur bei den günstigeren oder nur den teureren Vermeidungsoptionen erfolgt.

Die Anpassung der Kurven erfolgt in zwei Schritten. Zunächst werden die Grenzvermeidungskosten für die Endpunkte der bisherigen CACCs bestimmt. Um die Gesamtminderungsmenge auf die im EHS-Szenario erzielte Vermeidung zu skalieren, werden die Kurven in einem zweiten Schritt um den Nullpunkt gedreht.

³¹ Es mag zunächst erstaunen, dass die CACC des Feuerungssektors flacher verläuft als die MAC. Der Grund hierfür liegt in ihrer Konstruktion, bei der das Counterfactual aus POLES (welches die Wirtschaftskrise nicht beinhaltet) kombiniert wird mit Emissionsdaten aus dem EUTL, die den Effekt der Krise voll widerspiegeln. Daher überschätzt die CACC mit großer Wahrscheinlichkeit die Minderungsmenge bei gegebenem Preis. Betrachtete man hingegen das Jahr 2008 (Tabelle 24), wo die Wirtschaftskrise die europäische Wirtschaft noch nicht in vollem Umfang erfasst hatte, beobachtet man hier mit rund 105 Mt eine deutlich geringere geschätzte Minderung durch Vermeidungsmaßnahmen als im Durchschnitt (209 Mt) bei zusätzlich höherem Durchschnittspreis in diesem Jahr. Erfolgte die Konstruktion der CACC also auf Basis dieses Jahres, so wäre sie steiler als die MAC.

Für den Feuerungssektor liegt der Endpunkt der CACC bei 360 Mt CO₂-Einsparung und einem Preis von 24,90 €/t CO₂. Bei den Industriesektoren werden 4 Mt CO₂ zu einem Preis von 14,46 €/t CO₂ gemindert. Die Preise stellen bei einem linearen Vermeidungskostenverlauf die Höchstpreise für die im Ordnungsrecht-Szenario unterstellte Vermeidungsmenge im jeweiligen Sektor dar. Allerdings sind damit die gesamten Vermeidungsmengen aus Feuerungssektor und Industriesektoren (364 Mt CO₂) im Ordnungsrecht-Szenario zu hoch.

Um die Gesamtminderung (unter der o.g. Annahme dass Vermeidungsoptionen gleichmäßig sowohl im oberen als auch im unteren Teil der Kurve wegfallen) auf die im EHS-Szenario ermittelten 140 bzw. 337 Mt CO₂ zu verringern, werden die Kurven entsprechend nach links gedreht. Dabei wird davon ausgegangen, dass das Verhältnis von Vermeidung beim Feuerungssektor gegenüber den Industriesektoren dem im Ordnungsrecht vorgegebenen Verhältnis entspricht, d.h. 99% Vermeidung in den Feuerungssektoren und 1% Vermeidung in den Industriesektoren (vgl. Tabelle 22).

In Abbildung 36 ist diese Anpassung für Variante 1 dargestellt. Hier ergibt sich für die „CACC Feuerungssektor (konstante Vermeidung)“ ein neuer Schnittpunkt mit der Menge 139 Mt CO₂-Vermeidung bei einem Preis von 24,90 €/t CO₂. Die CACC für die Industrieanlagen schneidet 14,46 €/t CO₂ bei einer Menge von 1 Mt.

Auf Basis der ermittelten CACCs bei konstanter Vermeidung können dann die Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario berechnet und die Effizienzgewinne ermittelt werden. Für Variante 1 belaufen sich die Vermeidungskosten auf 1 725 Mio. € für den Feuerungssektor und auf 10 Mio. € für die Industriesektoren (vergleiche Tabelle 25). Insgesamt belaufen sich damit die Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario nach Variante 1 auf 1 735 Mio. € (gegenüber 947 Mio. € im EHS-Szenario), die Effizienzsteigerung durch Emissionshandel beträgt somit 46 % der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario.

Bei Berücksichtigung der Vermeidung durch CDM und JI im EHS-Szenario (Variante 2), steigen die Vermeidungskosten in der Ordnungsrecht auf insgesamt 4 174 Mio. € (4 150 Mio. € beim Feuerungssektor und 24 Mio. € in den Industriesektoren). Da die Vermeidungskosten im EHS-Szenario in dieser Variante auch höher sind (2 812 Mio. €, vgl. Tabelle 21), errechnet sich ein Flexibilitätsvorteil durch Handel von 33 % der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario.

Tabelle 25: Abschätzung der Vermeidungskosten im Ordnungsrecht-Szenario

	Vermeidungsmenge Ordnungsrecht skaliert auf EHS-Szenario (Mt CO ₂)		Grenzkosten (€/t CO ₂)	Kosten Ordnungspolitik (Mio. €)		Kosten EHS (Mio. €)	
	1 (EU-intern)	2 (global)		1 (EU-intern)	2 (global)	1 (EU-intern)	2 (global)
Feuerungsanlagen	138,57	333,32	24,90	1.725,15	4.149,85	832,64	2.199,12
Industriesektoren	1,37	3,29	14,46	9,90	23,82	114,50	612,54
Gesamt	139,94	336,62		1.735,05	4.173,67	947,14	2.811,66

10.4 Zusammenfassende Diskussion

In den Kapiteln 10.2 und 10.3 wurde ein mögliches Vorgehen zur Bestimmung der Kosteneinsparungen durch Emissionshandel beispielhaft durchgeführt. Die Auswertung beruht auf jährlichen durchschnittlichen Daten für die zweite Handelsperiode (2008–2012). Weiterhin werden zur Bestimmung der Counterfactual-Emissionen sowie für den Verlauf der Vermeidungskostenkurven Projektionen aus dem Model POLES (Startjahr 2006) verwendet und angepasst. Mit Hilfe der Kurven und anhand des realen Durchschnittspreises für Emissionsberechtigungen wird die Emissionsminderung im EHS abgeleitet.

Die Bestimmung der Vermeidungskosten in einem alternativen Ordnungsrecht-Szenario erfolgt in zwei Schritten. Zunächst werden Effizienzgewinne durch Handel zwischen den Sektoren quantifiziert, dann zusätzlich der Effizienzvorteil durch Handel innerhalb der Sektoren berücksichtigt. Die kombinierte Analyse beider Vorteile folgt einer dem Vorgehen von Ellerman et al. (2000) nachempfundenen und auf den Untersuchungsgegenstand angepassten Methodik. Tabelle 26 fasst die so berechneten Effizienzgewinne (im Vergleich zu den Kosten des Ordnungsrechts zusammen).

Tabelle 26: Vergleich der errechneten relativen Effizienzgewinne im Vergleich zum Ordnungsrecht-Szenario

	<i>Handel zwischen den Sektoren</i>	<i>Handel zwischen und innerhalb der Sektoren</i>
Betrachtungsvariante 1 (EU-intern)	13%	46%
Betrachtungsvariante 2 (global)	20%	33%

Bei der Durchführung hat sich eine Reihe von Schwachpunkten in der Methodik gezeigt, die bei einer vertieften Analyse aufgegriffen werden sollten:

- ▶ Die Berechnungen beruhen auf ungewichteten Jahreskontrakt- bzw. Spot-Preisen von PointCarbon. Inwieweit diese Preise die tatsächlichen Grenzvermeidungskosten der Anlagen im Emissionshandel abbilden, ist umstritten (wg. Erwartungsirrtümern und möglichen Spekulationseffekten, ggf. Marktmacht, etc.). Eine Alternative – die jedoch auch nur bestimmte Probleme lösen kann - stellt eine gewichtete Durchschnittsbildung dar.
- ▶ Die verwendeten Vermeidungskostenkurven basieren auf (mittlerweile veralteten) Projektionen mit dem POLES-Modell aus dem Jahr 2008. Für eine vertiefte Analyse wäre die Verwendung von Vermeidungskostenkurven, die auf einer Modellierung der Vergangenheit beruhen, besser geeignet, um die tatsächliche Entwicklung abzubilden. Dieser Ansatz wurde z.B. im Tier 3 umgesetzt.
- ▶ Ein weiterer großer Vorteil solcher Kurven bestünde darin, dass die tatsächliche ökonomische Entwicklung in der Vergangenheit in den Counterfactual-Emissionen abgebildet werden kann und nicht auf Projektionen für die ökonomische Entwicklung, die u.U. stark von der Realität abweichen, aufgesetzt wird. Im vorliegenden Fall beinhalten die projizierten Counterfactual-Emissionen nicht die Effekte der Wirtschaftskrise. Dies führt dazu, dass ohne eine Angleichung der Counterfactual-Emissionen, die beobachtete Differenz zwischen Counterfactual und tatsächlichen Emissionen in vollem Maße dem Emissionshandel zugesprochen wird, was die Effekte des Emissionshandels wahrscheinlich überschätzt. In weitergehenden Analysen könnten deshalb die als Counterfactual verwendeten BAU-Emissionen der POLES-Kurven um die Effekte der Wirtschaftskrise bereinigt werden.

- ▶ Es liegen weitere Parameter vor, die in der Realität von den Annahmen bei der Konstruktion der POLES-Kurven abgewichen sind, z.B. Energiepreise oder Effekte anderer Politiken wie das EEG. Eine Bereinigung um diese Faktoren stellt eine große Herausforderung dar.
- ▶ Ein weiterer Schwachpunkt besteht in der Kombination von Counterfactual-Emissionen aus dem POLES-Modell mit historischen Daten. In der Regel sind die Emissionshandelssektoren nicht deckungsgleich zu den in Modellen abgebildeten Sektoren. Wie in der vorliegenden Fallstudie demonstriert, kann die Einführung von „Anpassungsfaktoren“ helfen, um eine Über- oder Unterschätzung der Counterfactual-Emissionen der einzelnen Sektoren und Länder zu vermeiden.
- ▶ Innerhalb des Tier 2-Ansatzes bestehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten die durch den Emissionshandel verursachte Vermeidung zu berechnen: i) an den POLES-Vermeidungskostenkurven wird an Hand des beobachteten CO₂-Preises die vermiedene Menge abgelesen; ii) durch eine Annahme zur Counterfactual-Entwicklung und historischen Emissionsdaten wird diese Vermeidung geschätzt. Wie schon in der Fallstudie zu Tier 1 dargelegt, reagiert die berechnete Minderung sehr sensibel auf die Wahl der Parameter zur Bestimmung des Counterfactual-Szenarios. Andererseits ist das Schätzen der Vermeidung aus der Kombination von beobachtetem Preis und Vermeidungskostenkurven aus einem Modell aus den oben genannten Gründen auch nicht unproblematisch.
- ▶ Grundsätzlich kann bei dem oben dargestellten Vorgehen darauf verzichtet werden, die Minderungsvorgabe im Emissionshandel zu bestimmen. Die weiteren Berechnungen können dann allein auf Basis der abgeschätzten Vermeidungsmengen erfolgen. Ein Vergleich der geschätzten Vermeidung durch den Emissionshandel mit den konstruierten Minderungsvorgaben für das Emissionshandelsszenario zeigt aber, dass die Werte stark voneinander abweichen können (im vorliegenden Fall lag die abgeschätzte Minderung weit über der verlangten Minderungsmenge). Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass die Kombination der POLES-Kurven mit EUTL-Daten, sowie die Annahme, dass der CO₂-Preis Grenzvermeidungskosten im Emissionshandel widerspiegelt, nicht unproblematisch sind.
- ▶ Die Fallstudie thematisiert weiterhin, wie internationale Zertifikate aus CDM und JI in die Betrachtung mitaufgenommen werden können. In Betrachtungsvariante 1 werden diese Zertifikate nicht als Minderungen, sondern als Teil des Caps interpretiert, während in Variante 2 auch CERs/ERUs als Minderungen gelten. Dies hat Folgen für die Kosten der Vermeidung im Emissionshandel. Unter Einbeziehung von CERs/ERUs als Minderung ist die Minderungsmenge größer, es steigen aber auch die Vermeidungskosten entsprechend an.
- ▶ Der hohe Einsatz von CERs/ERUs in der zweiten Handelsperiode führt dazu, dass diese Mengen bei Berechnung der Minderungsvorgabe nicht miteinbezogen werden können, da sonst kaum Minderungsvorgaben für Sektoren / Länder berechnet werden können. Dies illustriert die Problematik, Minderungsvorgaben und Minderungen für ein Emissionshandelssystem zu berechnen, in dem im Betrachtungszeitraum ein Überschuss an Zertifikaten aufgelaufen ist.
- ▶ Anders als bei Ellerman et al. (2000) werden in der vorliegenden Auswertung für die CACCs Daten nur auf Länder-, anstatt auf Anlagenebene ausgewertet. Damit werden Über- und Unterausstattungen auf der Anlagenebene nicht berücksichtigt. Dies führt zu Verzerrungen sowohl bei der Schätzung der Minderungsvorgaben ohne Überzuteilung als auch bei der Schätzung der Vermeidung durch Zertifikatkauf im EHS. Eine detailliertere Auswertung auf Anlagenebene würde hier helfen. Allerdings werden dazu Schätzungen der Counterfactual-Emissionen auf Anlagenebene benötigt. Diese abzuschätzen ist mit zusätzlichem Aufwand verbunden, aber nicht unmöglich.
- ▶ Anders als die Vermeidungskostenkurven aus POLES, die einen treppenförmigen Verlauf haben, unterstellen wir für die Command-and-Control-Kostenkurven (CACCs) einen linearen Verlauf. Um die den POLES-Vermeidungskostenkurven zugrundeliegenden technologischen Eigenheiten der Sektoren zu berücksichtigen, könnte bei einer detaillierteren Auswertung für

die CACCs ein Verlauf ähnlich dem der POLES-Vermeidungskostenkurven unterstellt werden. Allerdings befinden wir uns bei dem beobachteten Preis in einem Bereich der Vermeidungskostenkurven (unteres Drittel), der relativ gut durch einen linearen Verlauf abgeschätzt werden kann. Daher kann davon ausgegangen werden, dass der Fehler, der durch die Linearitätsannahme entsteht, eher gering ist. Dies würde anders aussehen, wenn man sich in deutlich steileren Abschnitten der Vermeidungskostenkurven befinden würde.

10.5 Anhang zu Annex II

Abbildung 37: Counterfactual-freie Zuteilung 2008

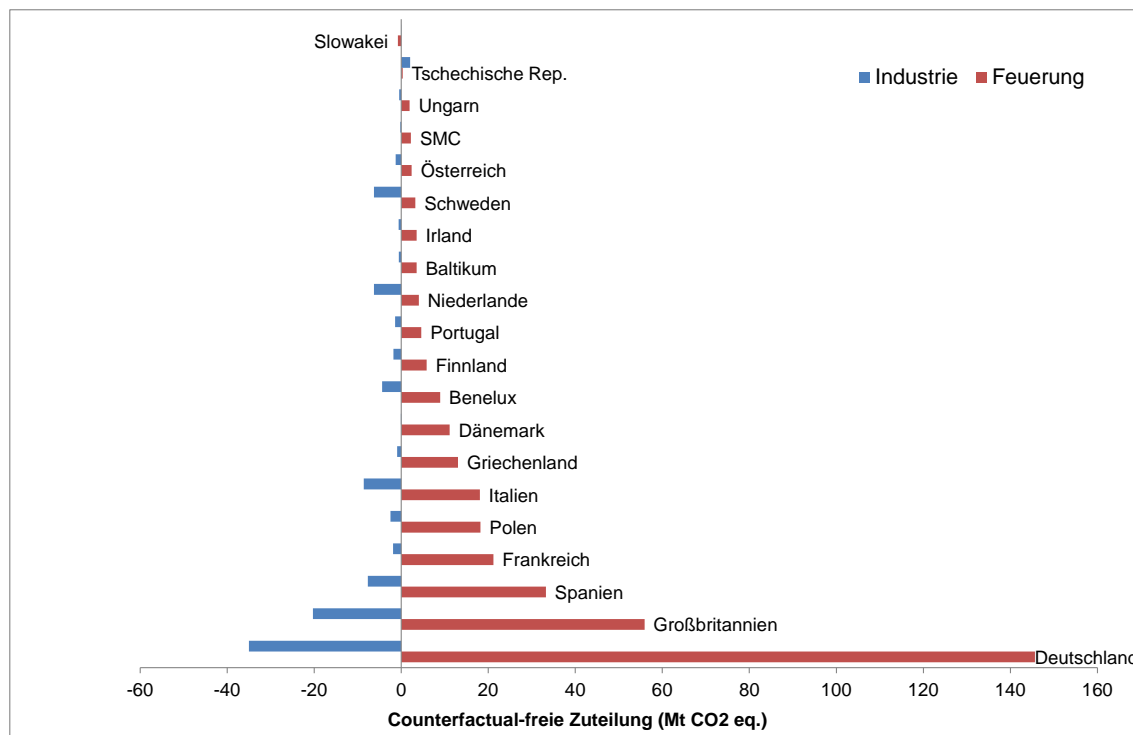


Abbildung 38: Counterfactual-freie Zuteilung 2009

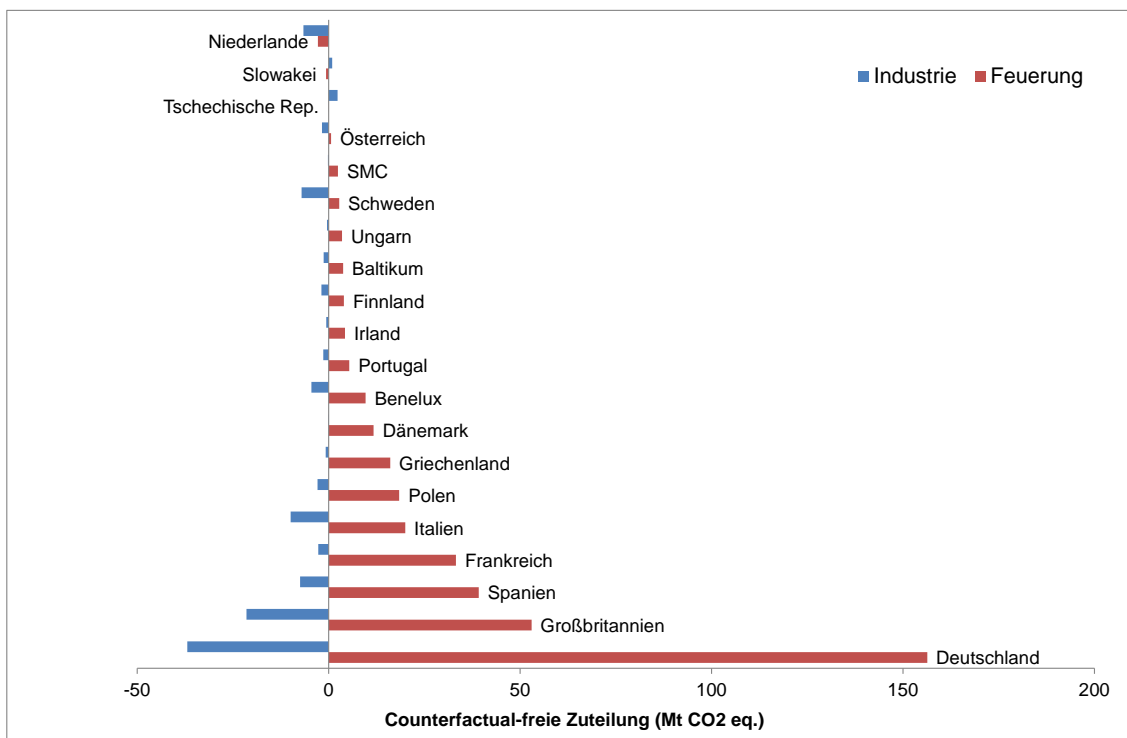


Abbildung 39: Counterfactual-freie Zuteilung 2010

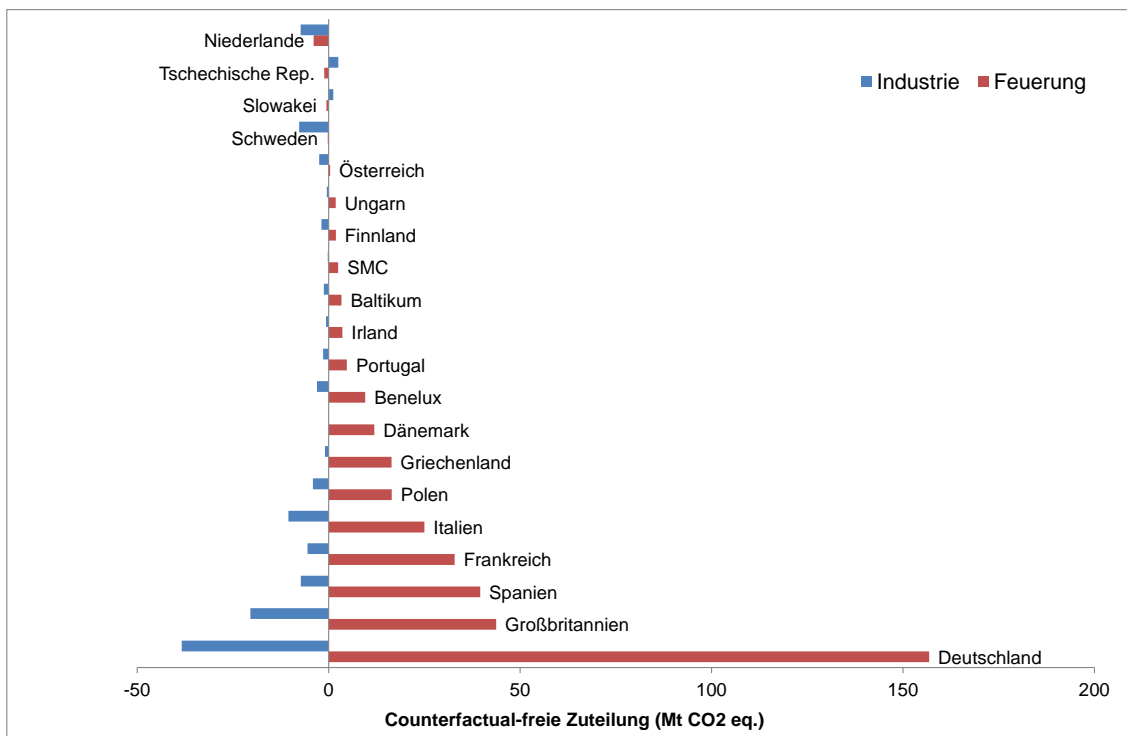


Abbildung 40: Counterfactual-freie Zuteilung 2011

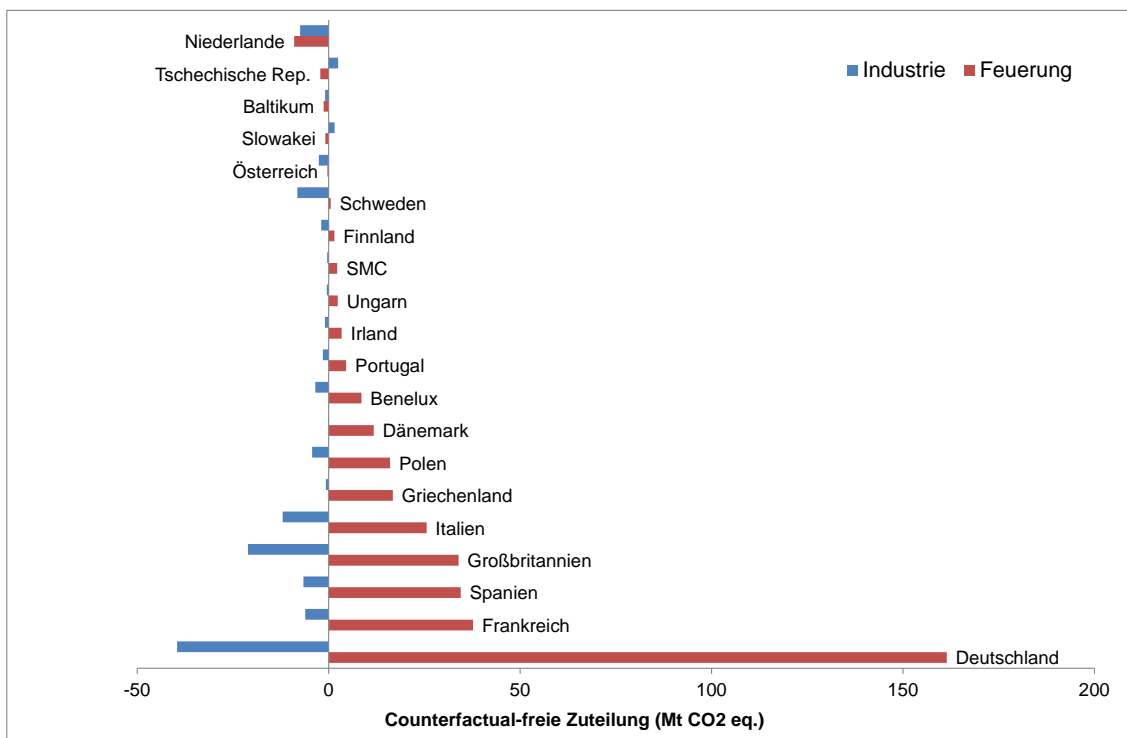


Abbildung 41: Counterfactual-freie Zuteilung 2012

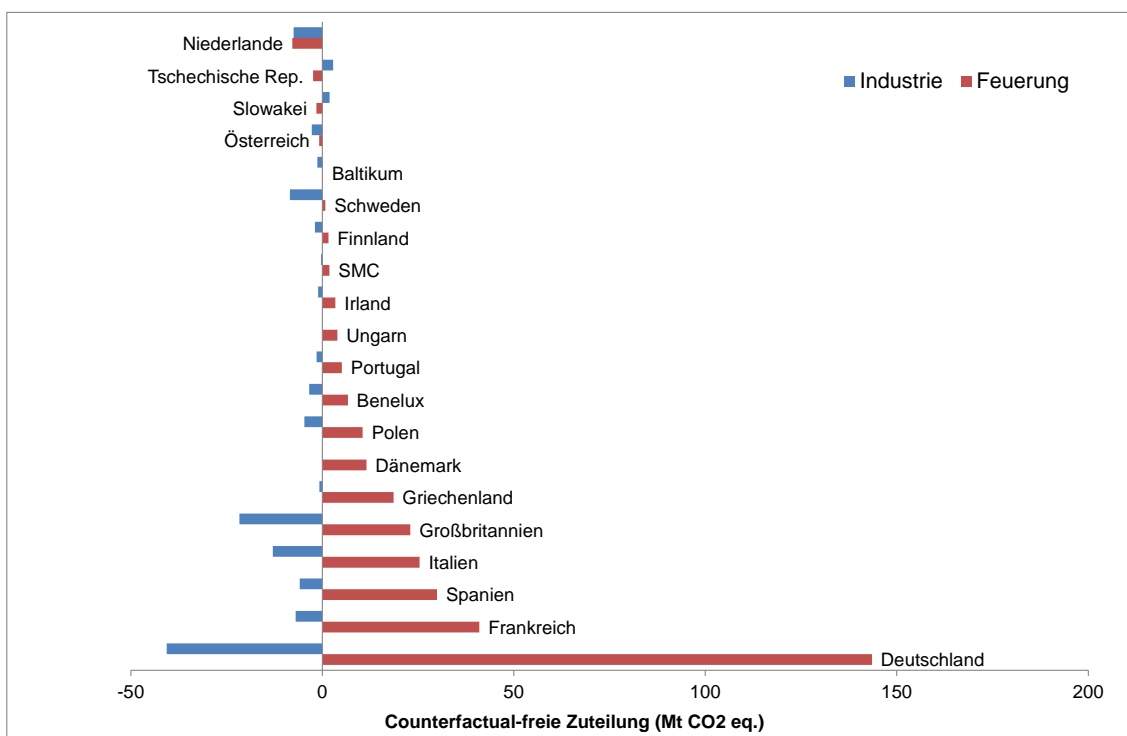


Abbildung 42: Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2008

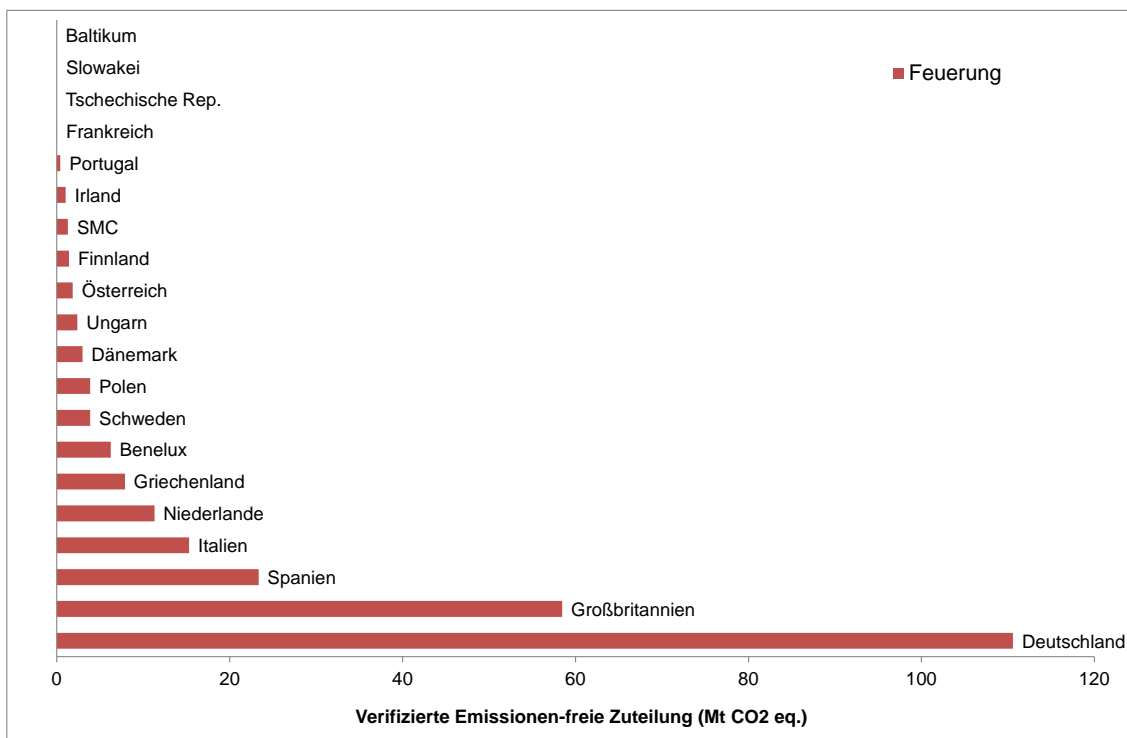


Abbildung 43: Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2009

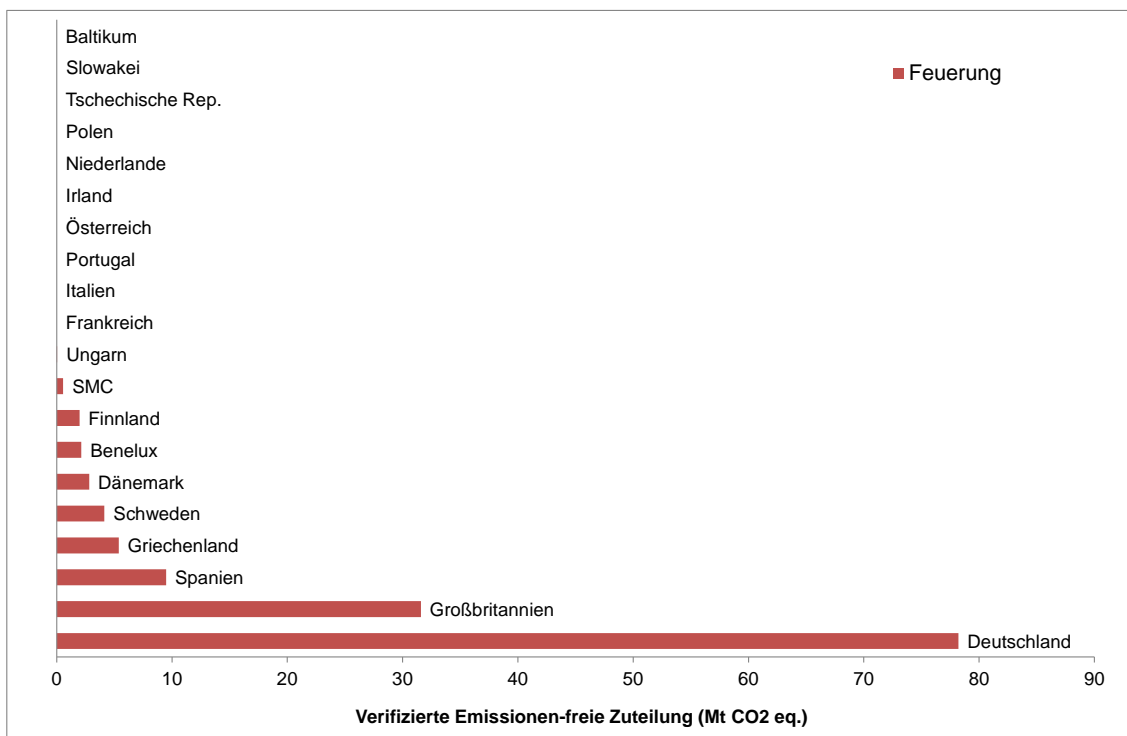


Abbildung 44: Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2010

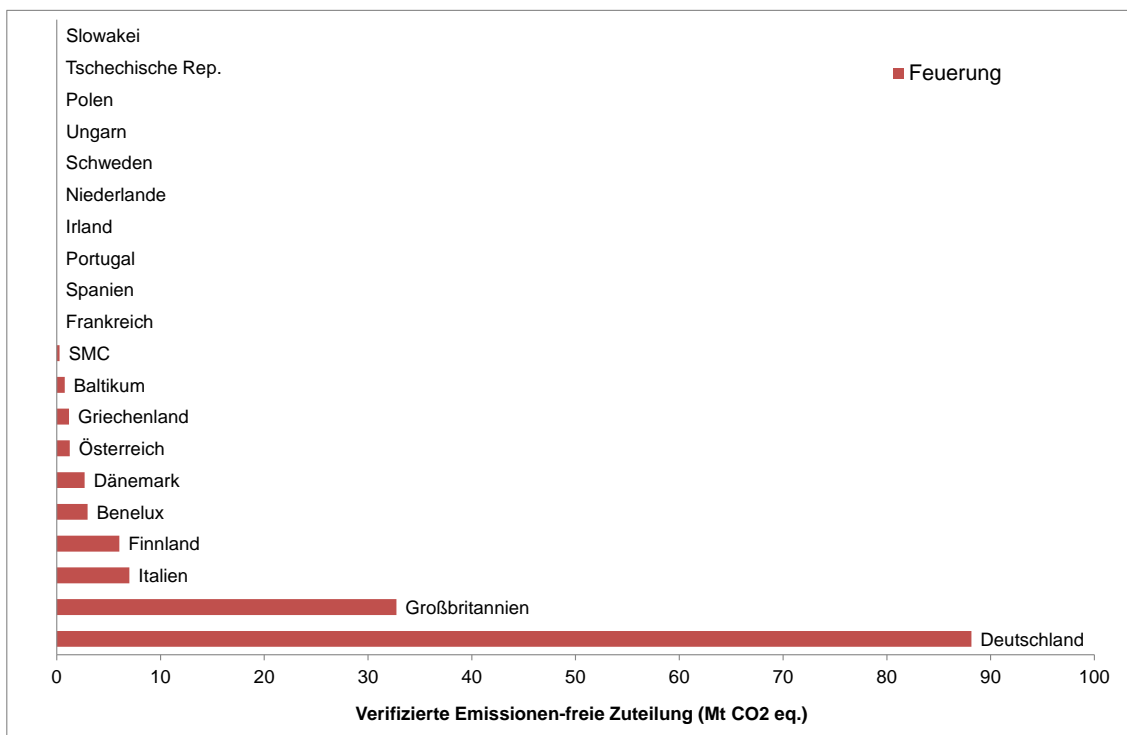


Abbildung 45: Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2011

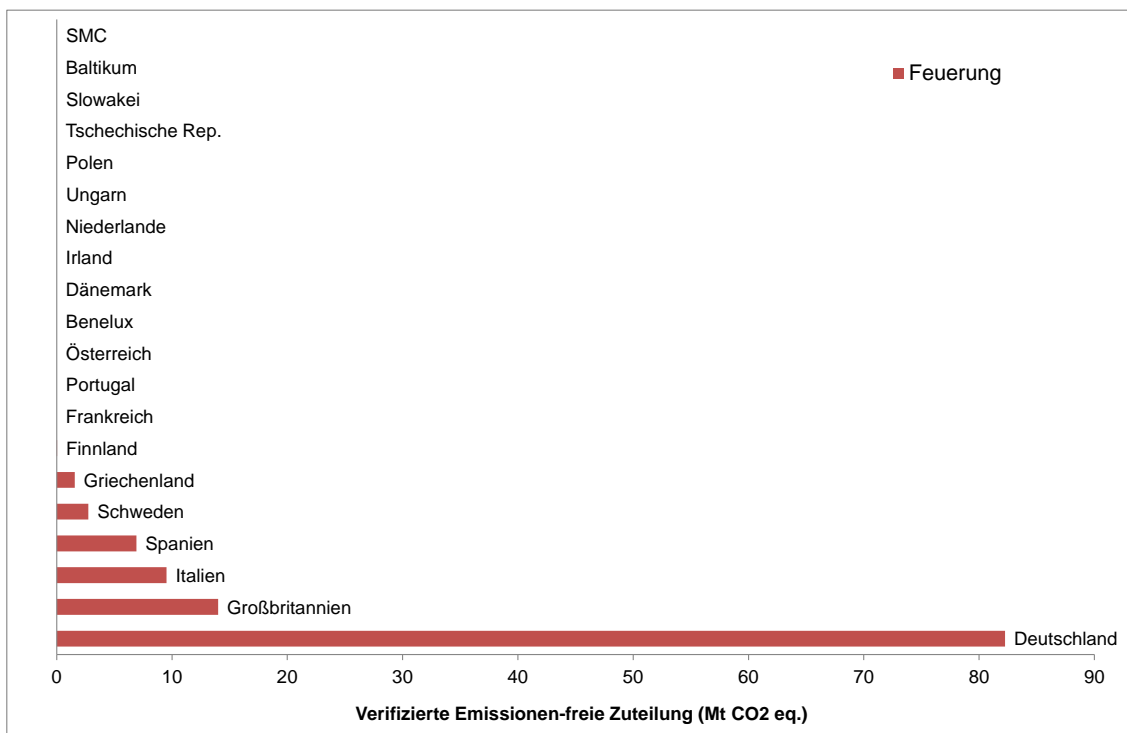
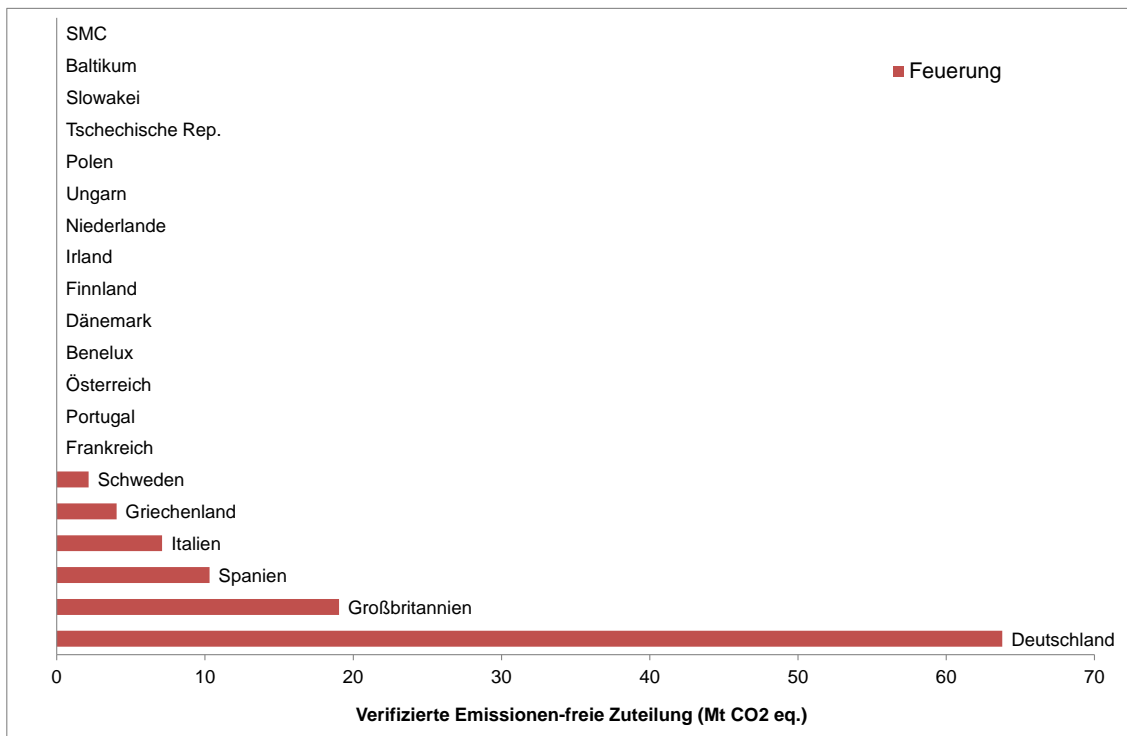


Abbildung 46: Verifizierte Emissionen-freie Zuteilung 2012



11 Annex III: Fallstudie Tier 3-Ansatz – Stromsektor

11.1 Hintergrund

Dieser Bericht stellt eine Fallstudie für den Stromsektor im Rahmen des Arbeitspaketes 3 *Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten in der 2. HP* des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5)“ dar. Das Ziel des Arbeitspakets 3 des Forschungsvorhabens ist es, die Kosteneffizienz des Handels mit Emissionszertifikaten im Vergleich zu alternativen Politikinstrumenten zu bewerten. Die Ausführungen in diesem Bericht bieten exemplarische Rechnungen für den Stromsektor und ergänzen damit den Bericht zum Arbeitspaket 3. Weitere Fallstudienanalysen zur Kosteneffizienz im Industriesektor werden parallel vom Fraunhofer ISI durchgeführt.

Für den Stromsektor wurde ein modellgestützter Ansatz (sogenannter Tier 3-Ansatz) zur Abschätzung der Kosteneffizienz angewendet. Dazu wurde das Partial-Modell PowerFlex eingesetzt, das den Kraftwerkseinsatz im Stromsektor in stündlicher Auflösung detailliert abbildet. Dafür wurde im ersten Schritt, das Modell PowerFlex so kalibriert, dass es die Entwicklung der Vergangenheit möglichst gut nachstellt. Dabei ist zu beachten, dass neben dem Emissionshandelssystem in der Regel auch weitere Politiken in den Szenarien abgebildet werden können. Ziel der Kalibrierung sollte sein, eine möglichst genaue Abbildung des Emissionsverlaufs mit dem Modell zu erzeugen. Für die Anwendung im Stromsektor wurde hier das Jahr 2010 (Mitte der 2. Handelsperiode) als Referenzjahr der Analyse gewählt.

Im zweiten Schritt wurde dann das Politikinstrument Emissionshandel durch die vorher definierte Referenzpolitik (hier ein hypothetisches Ordnungsrecht) ersetzt. Dabei ist es wichtig, dass die Referenzpolitik so definiert wird, dass es in beiden Szenarien zu vergleichbaren Emissionsminderungen (in Summe) kommt. Dies ist nur mit mehreren Modellläufen und nicht mit hundertprozentiger Genauigkeit zu erreichen. Grundsätzlich stellt sich die Frage, wie das Ordnungsrecht definiert sein soll. In Absprache mit dem Auftraggeber wird in dieser Fallstudie die Referenzpolitik als Ordnungsrecht in Form einer Emissionsobergrenze ($\text{g CO}_2/\text{kWh}$) ausgestaltet. Diese Obergrenze wird so ermittelt, dass das hypothetische Ordnungsrecht zu der gleichen Emissionsminderung führt wie der Emissionshandel.

11.2 Vorgehen

Um die Kosteneffekte des Emissionshandels gegenüber einer hypothetischen ordnungsrechtlichen Maßnahme zu ermitteln, wurden folgende konkrete Schritte mit dem Modell PowerFlex durchgeführt:

1. Schritt: Modelllauf Emissionshandel mit einem CO_2 -Preis von 13,90 €. Dies entspricht dem durchschnittlichen CO_2 Preis im Jahr 2010. Modelllauf Counterfactual ohne Emissionshandel (also ohne CO_2 -Preis). Aus dem Vergleich dieser beiden Läufe wurde die Emissionsminderung bestimmt, die als Zielgröße für die Ermittlung der Emissionsgrenze für das hypothetische Ordnungsrecht verwendet wird. Darüber hinaus wird die Differenz der kurzfristigen variablen Gesamtkosten sowie des Strompreises aus dem Vergleich der beiden Szenarien ermittelt.
2. Schritt: Im Anschluss wurde das hypothetische Ordnungsrecht, hier also die Emissionsobergrenze für eingesetzte Kraftwerke, ermittelt, die zu der gleichen Emissionsminderung wie der Emissionshandel führt. Im Vergleich dieses hypothetischen Ordnungsrechts zum Szenario ohne Politik (Counterfactual-Szenario) werden die zusätzlichen variablen Gesamtkosten sowie die Strompreiseffekte ermittelt.
3. Schritt: Vergleich hypothetisches Ordnungsrecht und Emissionshandel: Beide Szenarien erzielen die gleiche Emissionsminderung. Beleuchtet werden nun die variablen Gesamtkostenunterschiede sowie die Unterschiede im Strompreis.

11.3 Ergebnisse

11.3.1 Emissionsminderung

Die Minderung des Emissionshandelsszenarios mit einem durchschnittlichen CO₂-Preis von 13,90 Euro/t CO₂ für das Jahr 2010 wird gegenüber dem Counterfactual-Szenario (ohne CO₂-Preis) mit Hilfe des Modells PowerFlex anhand des jeweiligen Kraftwerkseinsatzes im Stromsektor in Deutschland ermittelt und beträgt **2,53 Mt CO₂**. Im Emissionshandelsszenario werden 277,9 Mt CO₂ emittiert, im Counterfactual-Szenario 280,4 Mt CO₂.

11.3.2 Kosten des Emissionshandels gegenüber dem Counterfactual-Szenario

Zur Ermittlung der Kosten des Emissionshandels wurden folgende Fragen berücksichtigt:

- ▶ Welche Kraftwerke kamen im Emissionshandels-Szenario zum Einsatz? Welche wären ohne CO₂-Preissignal in Deutschland zum Einsatz gekommen?
- ▶ Welche Auswirkungen hatte dies auf den Brennstoffeinsatz? Wie wären die kurzfristigen variablen Kosten?
- ▶ Wie hoch wäre der Strompreis?

Abbildung 47 stellt zunächst den Kraftwerkseinsatz, die kurzfristigen variablen Gesamtkosten sowie die durchschnittliche Stromnachfrage für das Jahr 2010 im Counterfactual-Szenario, also ohne Emissionshandel dar. Abbildung 48 zeigt die gleichen Größen für den Fall des Emissionshandels mit einem CO₂-Preis von 13,90 Euro/t CO₂.

Abbildung 47: Kurzfristige variable Kosten des Kraftwerkseinsatzes im Counterfactual-Szenario im Jahr 2010 (ohne Emissionshandel oder vergleichbare Politik)

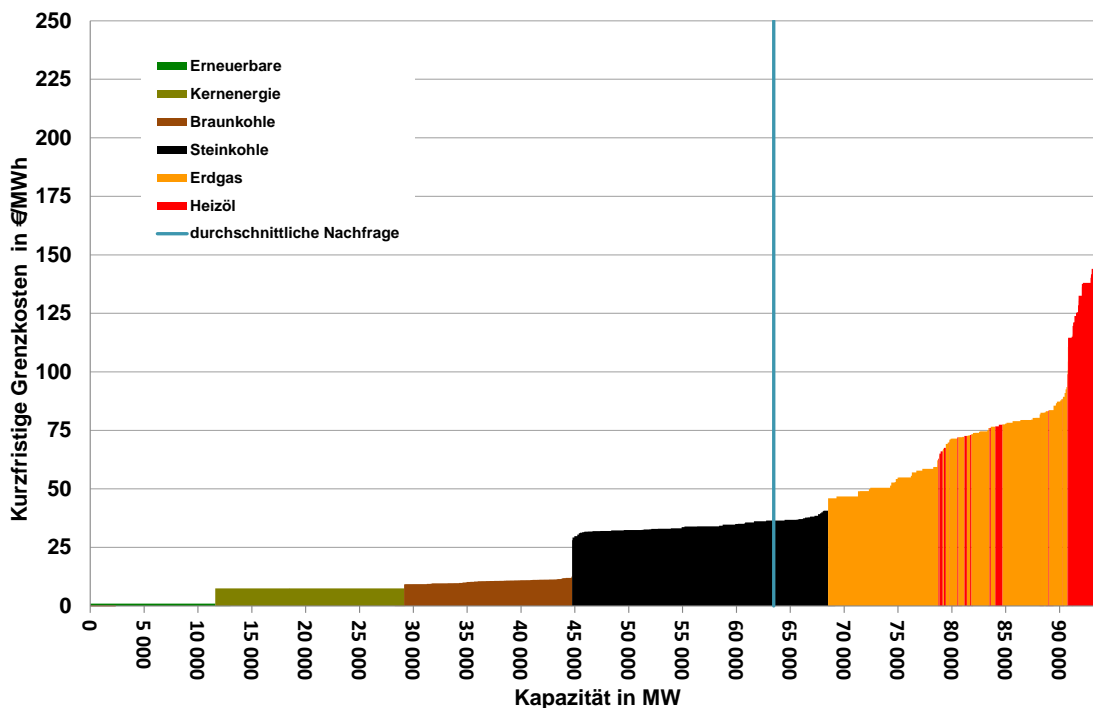
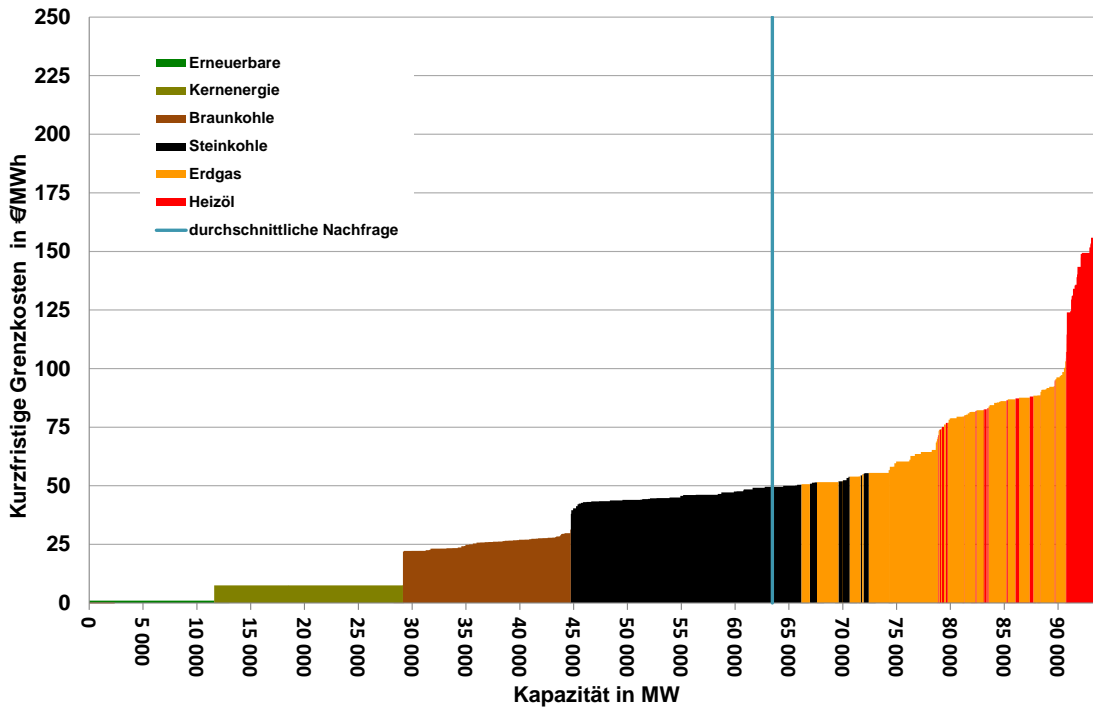


Abbildung 48: Kurzfristige variable Kosten (inkl. CO₂-Kosten) des Kraftwerkseinsatzes im Emissionshandelsszenario im Jahr 2010 (CO₂-Preis 13,90€/tCO₂)



Deutlich zu sehen sind die Unterschiede in den kurzfristigen variablen Kosten der mit fossilen Brennstoffen betriebenen Kraftwerke (die Höhe der jeweiligen Balken), die die vollen CO₂-Kosten (unabhängig von der Zuteilung) darstellen. Die durchschnittliche Stromnachfrage ist in beiden Szenarien exogen vorgegeben und daher identisch. Das jeweilige durchschnittliche Grenzkraftwerk ist ein Kohlekraftwerk. Die Merit-Order der Kraftwerke ändert sich leicht, da im Emissionshandelsszenario einige Erdgaskraftwerke geringere variable Kosten aufweisen als Kohlekraftwerke und daher die Positionen in der Merit-Order tauschen.

Die Vermeidungskosten des Emissionshandels gegenüber dem Counterfactual-Szenario werden als die Summe der kurzfristigen variablen Kostenunterschiede im Jahr 2010 zwischen den beiden Szenarien ermittelt, also als die Summe der zusätzlichen Brennstoffkosten und der zusätzlichen sonstigen Betriebskosten, die durch den veränderten Kraftwerkseinsatz entstehen. Der CO₂-Kostenanteil ist eine Transferleistung, die keinen volkswirtschaftlichen Ressourcenverzehr darstellt und daher in der Kostendifferenz aus volkswirtschaftlicher Perspektive nicht berücksichtigt wird. Anders wäre dies bei einer betriebswirtschaftlichen Betrachtung, in der die CO₂-Kosten unabhängig von der Zuteilung (freie Zuteilung oder Auktionierung) im Sinne des Opportunitätskostenprinzips im Kostenkalkül berücksichtigt und überwältigt werden. Daher sind sie für die Strompreisbildung relevant und folglich in Abbildung 48 unter Annahme der vollständigen Überwälzung mit aufgeführt. Aus der betriebswirtschaftlichen Sicht müssten jedoch neben den CO₂-Kosten auch die zusätzlichen Erlöse, z.B. durch den höheren Strompreis, berücksichtigt werden.³² Dies ist nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung zur Kosteneffizienz.

³² Die betriebswirtschaftlich relevanten CO₂-(Opportunitäts)-Kosten in diesem Szenario ergeben sich als das Produkt des CO₂-Preises (13,90 €/t CO₂) und der CO₂-Emissionen (277,9 Mt CO₂). Erlöse durch den Strompreis errechnen sich aus dem zu einer Stunde jeweiligen Strompreis und der Stromproduktion abzüglich der tatsächlichen Stromerzeugungskosten in dieser Stunde. In der Summe können diese mit dem Ordnungsrecht verglichen werden.

Im Ergebnis ergibt sich:

- ▶ Die kurzfristigen variablen Gesamtkosten im ETS-Szenario im Jahr 2010 liegen aus volkswirtschaftlicher Sicht bei 9,96 Mrd. Euro, im Vergleich zum Counterfactual sind diese um 0,013 Mrd Euro höher.
- ▶ Die Differenz des Strompreises (jährlicher Durchschnitt des Spotpreises) liegt bei 11,55 €/MWh, d.h. der Strompreis im Emissionshandelsszenario ist um diesen Betrag höher als im Counterfactual-Szenario.

Zu beachten ist, dass diesen Berechnungen die Annahme zugrunde liegt, dass die Stromnachfrage konstant bleibt, d.h. dass keine Nachfragereaktion auf die Strompreis-erhöhung im Emissionshandelsszenario erfolgt. Bei Annahme einer flexiblen Nachfrageelastizität würde sich die Stromnachfrage im Counterfactual-Szenario aufgrund der geringeren Strompreise erhöhen. Demnach würde auch die Summe der kurzfristigen variablen Kosten der Strombereitstellung höher und damit die Differenz zum Emissionshandelsszenario geringer ausfallen. Eine Flexibilisierung der Stromnachfrage ist nicht Gegenstand dieser Untersuchung und die dargestellten Vermeidungskosten bilden somit eine Obergrenze.

11.3.3 Definition der Referenzpolitik (hypothetisches Ordnungsrecht)

In Absprache mit dem Auftraggeber wird in dieser Fallstudie die Referenzpolitik als Ordnungsrecht in Form einer Emissionsobergrenze (g CO₂/kWh) ausgestaltet. Diese Obergrenze wird so ermittelt, dass das hypothetische Ordnungsrecht zu der gleichen Emissionsminderung führt wie der Emissionshandel. Die Stromnachfrage bleibt in den Szenarien annahmegemäß gleich.

Als Emissionsobergrenze ergibt sich im Trial-and-Error Prozess ein Wert von 1220 g CO₂/kWh. Dies bedeutet, dass einige ineffiziente, alte Braunkohlekraftwerke mit Grenzwerten oberhalb der Emissionsgrenze ersatzlos und unverzüglich stillgelegt werden müssen, um im Modelllauf auf die gleiche Emissionsminderung gegenüber dem Counterfactual-Szenario zu kommen wie im Emissionshandelsszenario (vgl. Abschnitt 11.3.1). In der Umsetzung bedeutet dies eine Stilllegung von einer Kapazität von etwas über 900 MW.

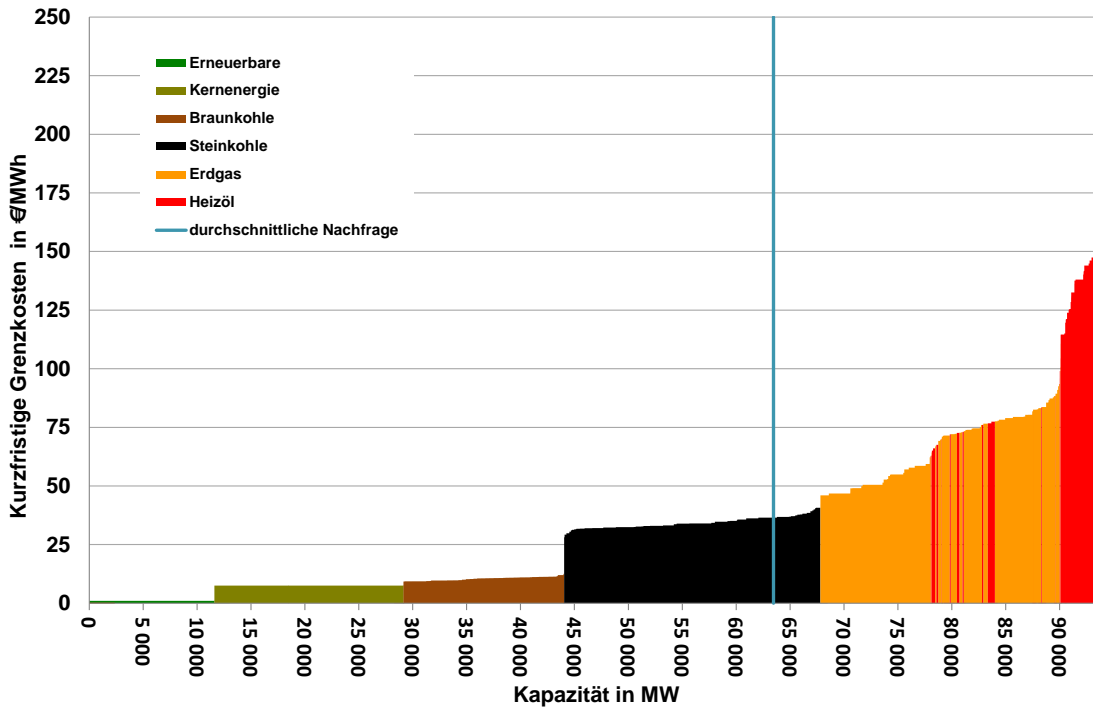
11.3.4 Kosten des hypothetischen Ordnungsrechts gegenüber dem Counterfactual-Szenario

Zur Ermittlung der Kosten des hypothetischen Ordnungsrechts gegenüber dem Counterfactual-Szenario wurden wieder die folgenden Fragen berücksichtigt:

Welche Kraftwerke kamen im Ordnungsrechtszenario zum Einsatz? Welche Auswirkungen hatte dies auf den Brennstoffeinsatz und damit verbundene Kosten? Wie hoch wären die kurzfristigen variablen Kosten gewesen? Wie hoch der Strompreis?

Abbildung 49 zeigt den Kraftwerkseinsatz, die kurzfristigen variablen Kosten sowie die durchschnittliche Stromnachfrage für das Jahr 2010 unter Annahme der Emissionsobergrenze und der daraus ermittelten Stilllegung von ca. 900 MW Braunkohle.

Abbildung 49: Kurzfristige variable Kosten des Kraftwerkseinsatzes im Szenario „fiktives Ordnungsrecht“ in Form einer Emissionsobergrenze von 1220 g CO₂/kWh im Jahr 2010



Im Vergleich zum Counterfactual-Szenario (Abbildung 47) zeigt sich, dass die Unterschiede im Kraftwerkseinsatz geringfügig sind. Die dargestellte Merit-Order wird durch die Stilllegung nach links verschoben, d.h. einige Kraftwerke mit höheren kurzfristigen variablen Kosten kommen zum Einsatz um die Stromnachfrage zum jeweiligen Zeitpunkt zu decken.

Die Vermeidungskosten des ordnungsrechtlichen Szenarios gegenüber dem Counterfactual-Szenario werden auch hier als die Summe der kurzfristigen variablen Kostenunterschiede im Jahr 2010 zwischen den beiden Szenarien ermittelt, also als die Summe der zusätzlichen Brennstoffkosten und sonstigen Betriebskosten, die durch den veränderten Kraftwerkseinsatz entstehen.

Im Ergebnis ergibt sich:

- ▶ Die kurzfristigen variablen Gesamtkosten im Ordnungsrechtsszenario mit Emissionsobergrenzen liegen im Jahr 2010 bei 10,1 Mrd Euro, im Vergleich zum Counterfactual-Szenario sind diese um 0,152 Mrd Euro höher.
- ▶ Die Differenz des Strompreises (jährlicher Durchschnitt des Spotpreises) liegt bei 0,77 €/MWh, d.h. der Strompreis im Ordnungsrechtsszenario mit Emissionsobergrenze ist um diesen Betrag höher als im Counterfactual-Szenario.

11.4 Vergleich hypothetisches Ordnungsrecht in Form einer Emissionsobergrenze mit dem Emissionshandel

Im Vergleich der beiden Politiksznarien (Emissionshandel und Ordnungsrecht) zeigt sich, dass bei gleicher erzielter Emissionsminderung im Jahr 2010 die Summe der kurzfristigen variablen Kosten im Emissionshandelsszenario (Brennstoffkosten, sonst. Betriebskosten) aus volkswirtschaftlicher Sicht um 139 Millionen Euro geringer sind als im hypothetischen Ordnungsrecht. Der durchschnittliche Strompreis im Emissionshandelsszenario unter der Annahme der vollständigen Überwälzung der

CO₂-(Opportunitäts)Kosten unabhängig von der Allokation der Emissionsrechte ist um knapp 11 €/MWh höher als im Ordnungsrechtsszenario (vgl. Tabelle 27).

Tabelle 27: Differenz in Emissionen, kurzfristigen variablen Gesamtkosten und durchschnittlichem Strompreis im Jahr 2010 unter der Annahme unterschiedlicher Politiksszenarien

Szenario	Einheiten	Differenz Emissionshandel - Counterfactual	Differenz fikt. Ordnungsrecht - Counterfactual	Differenz Emissionshandel - fikt. Ordnungsrecht
Emissionen	Millionen t CO ₂	-2.53	-2.37	-0.17
Summe der kurzfristigen variablen Gesamtkosten	Millionen Euro	13	152	-139
Strompreis	€/MWh	11.55	0.77	10.78

11.5 Zusammenfassende Diskussion

Die Analyse stellt eine Fallstudie für die Kosteneffizienz des Emissionshandels im Stromsektor unter Verwendung eines sogenannten Tier 3-Ansatzes für das Jahr 2010 für Deutschland dar. Für die Tier 3-Analyse wurde das Kraftwerkseinsatzmodell PowerFlex mit stündlicher Auflösung verwendet. Dabei wurde der Emissionshandel mit einem hypothetischen Ordnungsrechtsszenario in Form einer Emissionsobergrenze für Kraftwerke verglichen. Die Differenz der kurzfristigen variablen Gesamtkosten in beiden Szenarien bildet den Indikator für die volkswirtschaftliche Effizienz. Zusammengefasst lässt sich sagen, dass der Emissionshandel unter den hier analysierten Aspekten effizienter ist als das Ordnungsrecht.

Der Strompreis, der sich anhand der kurzfristigen Grenzkosten inklusive der vollständig durchgeleiteten CO₂-(Opportunitäts)Kosten des jeweiligen Grenzkraftwerkes zur Sättigung der Nachfrage bestimmt, ist im Emissionshandelssystem jedoch höher als im Ordnungsrechtsszenario. Der höhere Strompreis zeigt, dass der Emissionshandel zu wesentlichen Verteilungseffekten führt. Kraftwerksbetreiber erzielen Renten durch den höheren Strompreis in Höhe der Differenz ihrer kurzfristigen variablen Kosten und den erzielten Erlösen. Die zusätzlichen Kosten werden an die Verbraucher weitergegeben. Im Fall einer Auktionierung der Emissionsrechte kommen die Auktionierungserlöse dem Staat bzw. den Verbrauchern zu, bei einer kostenlosen Zuteilung für die Stromerzeugung werden die Erlöse jedoch komplett von den Kraftwerken vereinnahmt und führen zu höheren Deckungsbeiträgen und damit zur Möglichkeit der Gewinnmitnahme. Während die Kosteneffizienz also unabhängig von der Allokation der Emissionsrechte ist, sind die Verteilungseffekte direkt abhängig von der Allokation.³³

Die Ergebnisse sind im Licht ihrer Annahmen zu sehen und erlauben nicht unbedingt eine weitreichende Deutung. Insbesondere ist zu beachten, dass im hier betrachteten Ordnungsrechtsszenario die Perspektive des allwissenden Diktators eingenommen wird, der im Rückblick kurzfristig genau die

³³ Im Jahr 2010, das Gegenstand dieser Untersuchung ist, wurden die Zertifikate überwiegend kostenlos zugeteilt, insgesamt 10% wurden jedoch veräußert, wobei für die Stromerzeugung der Anteil der kostenlosen Zuteilung an den Emissionen oft auch deutlich unter 90% liegt [vgl. z.B. Matthes (2008), S. 11f.]

„richtigen“ Anlagen des laufenden Betriebs stilllegen kann. Dies ist unverzüglich und ersatzlos möglich, d.h. es gibt keinen Bestandsschutz und keinen Ankündigungseffekt. In der Realität würde ein solches Vorgehen politisch kaum durchsetzbar sein. Die erzwungene Braunkohlestillegung verschiebt die Merit-Order nach „links“ und die fehlende Kapazität wird durch im Betrieb teurere Steinkohle- und Gaskraftwerke ersetzt.

Demgegenüber funktioniert das Prinzip des Emissionshandels über den Markt. Der Emissionshandel „bestraft“ durch den CO₂-Preis Kraftwerke nach der Emissionsintensität über alle Brennstoffe. Es bleibt dem Markt überlassen, den kostengünstigsten Einsatz der Kraftwerke zu bestimmen. In dieser Suchfunktion begründet sich die Effizienz des Emissionshandels.

Zusammengefasst verzichtet das Ordnungsrecht im Vergleich zum Emissionshandel also auf „zu viel“ billige Braunkohle.

English-language summary to AP 3: Ex-post analysis of cost efficiency in the second trading period of the EU ETS. State of the art methodologies, applications and lessons learned

Contents

1	Introduction.....	203
2	Literature Review	204
3	Methodology and data.....	206
3.1	Analytical framework for ex-post analysis of ETS cost efficiency	206
3.2	Assumptions and data in the analysed case studies	210
4	Results.....	213
4.1	Tier 1 case study.....	213
4.2	Tier 2 case study.....	215
4.3	Tier 3 case study.....	218
5	Discussion and conclusions	220
6	References	224

Figures

Figure 1:	Cost efficient emission allocation: flexibility advantage of an emissions trading scheme compared to regulatory measures	203
Figure 2:	Cost-efficiency analysis by Ellerman et al. (2000)	205
Figure 3:	Development of further differentiated sector marginal abatement cost curves using benchmarking curves	209
Figure 4:	Marginal abatement cost curves and efficiency gains from trade in an average year of the second trading period in the Tier 1 approach	215
Figure 5:	Marginal abatement cost curves in an average year of the second trading period in the Tier 2 approach, internal case	216
Figure 6:	Variable costs (incl. CO ₂ costs) in the ETS scenario and the counterfactual scenario in 2010	219
Figure 7:	Variable costs (incl. CO ₂ costs) in the alternative policy scenario in 2010	219

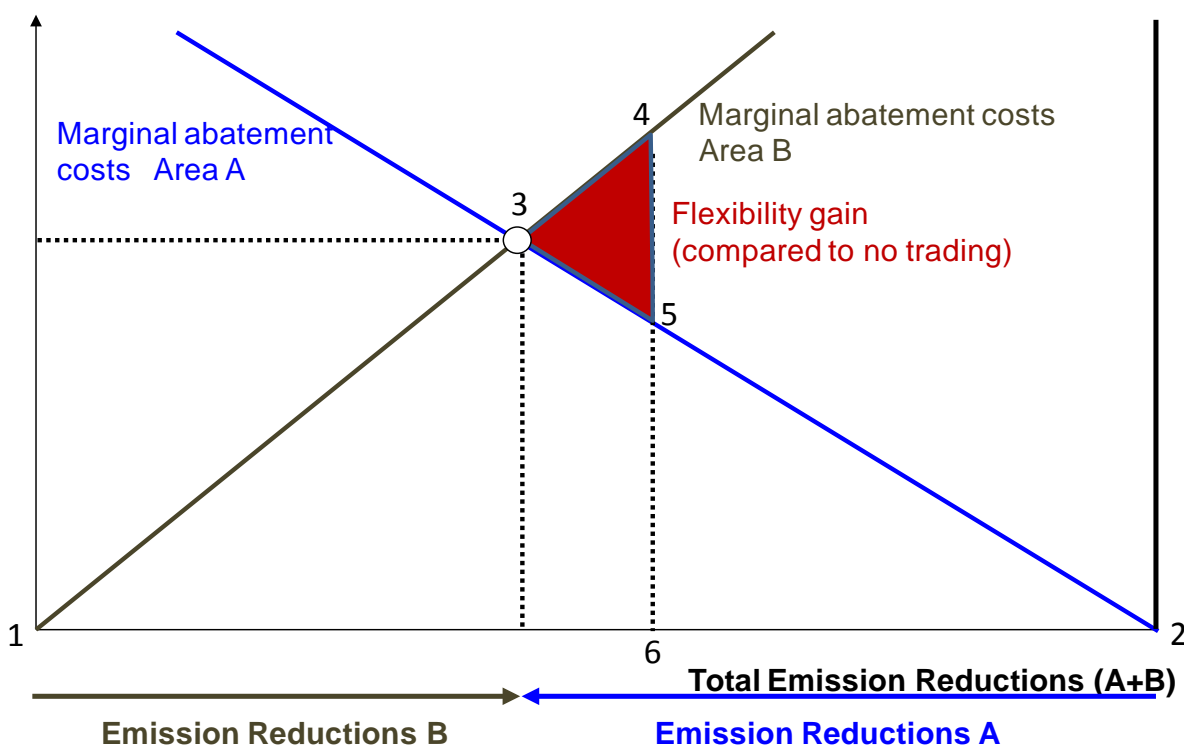
Tables

Table 1:	Important dimensions, assumptions and methodical procedures and possible options for an ex-post cost efficiency analysis of the EU ETS.....	210
Table 2:	Assumptions and boundaries of the case study analyses	212
Table 3:	Average CO ₂ certificate prices for the second period (Source: PointCarbon)	213
Table 4:	Data base (Mt CO ₂) for the Tier 1 analysis, based on buyer and seller countries, average yearly data for the second trading period	214
Table 5:	Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 1 approach.....	215
Table 6:	Data base (Mt CO ₂) for the Tier 2 analysis, based on marginal abatement cost curves from the POLES model, average yearly data for the second trading period.....	216
Table 7:	Comparison of abatement and required emission reductions (Mt CO ₂) in the two scenarios in the Tier 2 approach	217
Table 8:	Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 2 approach.....	218
Table 9:	Abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 3 approach	220

1 Introduction

In economic theory, an emissions trading scheme can be shown to be the best instrument to reach a given emission target (“cap”) at least costs under perfect market conditions (Montgomery, 1972). The possibility to trade emission certificates at the market creates a situation where – in theory – all firms participating in the emissions trading scheme face equal marginal abatement costs, equal to the market price for emission certificates. Firms which face a situation where the cap requires emission reductions at a higher marginal abatement cost than the market price purchase emission certificates in the market instead of reducing emissions. Firms where the cap requires emission reductions with lower marginal abatement costs than the market price realise additional emission reductions and sell their excess emission certificates at the market. This mechanism ensures that only least-cost abatement options are realized. In contrast, regulatory measures do not provide the flexibility inherent to an emissions trading scheme. Hence, chances are small that under regulatory measures, such as e.g. minimum standards, equal emission reductions can be reached at comparable costs (see also Figure 1).

Figure 1: Cost efficient emission allocation: flexibility advantage of an emissions trading scheme compared to regulatory measures



The flexibility granted by an emissions trading scheme can encompass different dimensions. The smallest scale would usually allow trade between installations in one sector and one country or region as for example in the SO₂ trading scheme under the Acid Rain Program in the United States. Raising the number of countries and sectors increases trading opportunities and hence the cost efficiency of the system. Time represents the third important dimension. Inter-temporal trade allows installations to determine to a certain extent the timing of mitigation activities and emissions trading. In general, the more installations covered by an emissions trading scheme and the higher temporal flexibility, the higher are efficiency gains from trade.

In 2005, the EU Emissions Trading Scheme (EU ETS) as the world's largest emissions trading scheme was launched. It covers CO₂ and other greenhouse gases from around 11.000 installations in 31 states (EU 28 + Iceland, Liechtenstein and Norway). In total, about 45% of the EU's greenhouse gas emissions are regulated under the system (about 1.904 Mt CO₂e verified emissions in 2013), mainly from power and heat generation as well as energy-intensive industries such as iron and steel, non-ferrous metals, cement, pulp and paper, glass and ceramics and the production of chemicals.

The first period (2005-07) was used as a training period. Hence, not all flexibility mechanisms were available. Namely, while full flexibility with regards to usage of certificates was granted during the first three years, it was not allowed to bank unused emission certificates for compliance in later periods. This resulted in a price collapse in the second and third year of the first period when it became obvious that more certificates were available on the market than needed for compliance. Starting from the second period (2008-12), installations are allowed to bank their certificates and use them for compliance purposes in later years. Borrowing of certificates, i.e. using certificates from later years for compliance today is only possible to a very limited extent and within a trading period, but not between periods.

With the end of the second period of the EU ETS at the end of 2012, it is now a good time for a first ex-post evaluation of the instrument and its major characteristic, the cost-efficiency of the system. The aim of this paper is to present first research results of ex-post cost efficiency analysis of the EU ETS. The analyses were carried out within the research project "Evaluation and enhancement of the EU ETS (EU ETS 5)" commissioned by the German Emissions Trading Authority (DEHSt) and the German Environmental Ministry (BMUB). This paper is a brief summary of the results. A more detailed description of the methodology as well as of the applied case studies are available in German.

This summary proceeds as follows: Following a brief literature review, we describe the methodology developed and applied including a description of the assumptions taken and data required for the case study applications. First numerical results from three case studies are presented and their advantages and caveats discussed. This leads to the lessons learned and prospects for future research which conclude the paper.

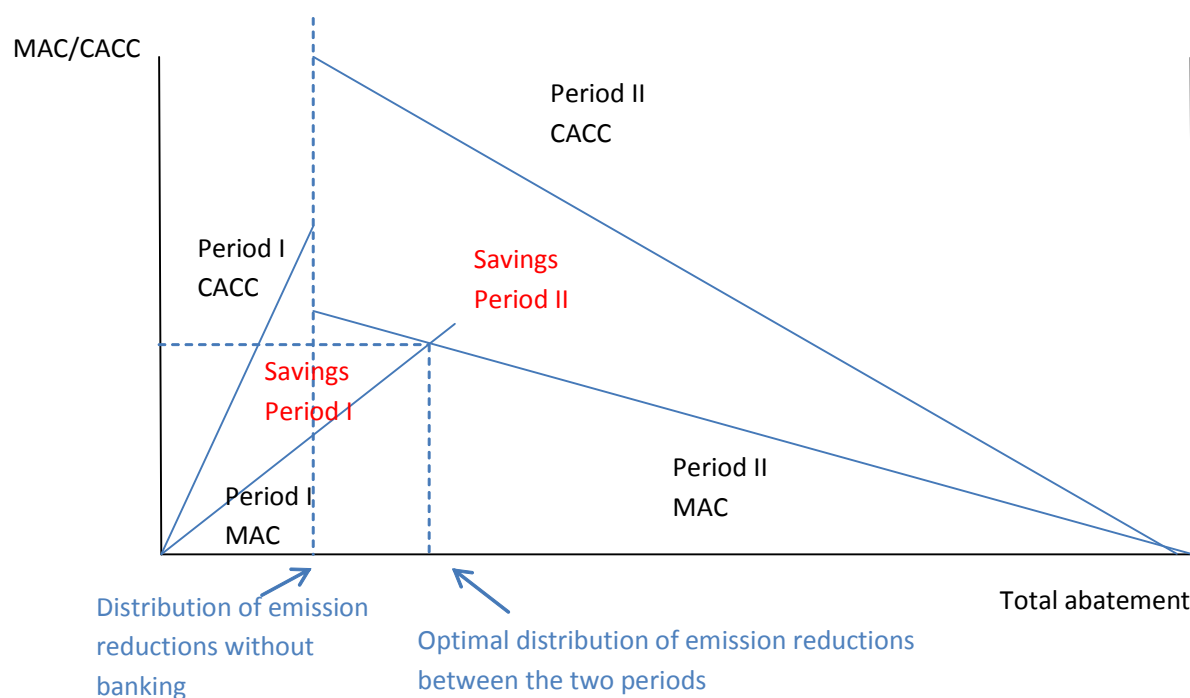
2 Literature Review

The quantitative literature on cost-efficiency of existing or planned emissions trading schemes is limited. The approaches found can be classified into three groups: bottom-up approaches that use sector- or firm-specific information, partial-equilibrium models that combine information from different sectors but often lose part of the detailed information that can be found in bottom-up approaches and general equilibrium models that focus on the interaction between sectors instead of using detailed sector- or firm-specific information. Most of those cost-efficiency analyses are ex-ante cost efficiency estimates.

A detailed bottom-up ex-post analysis of the SO₂ trading scheme in the USA can be found in Ellerman et al. (2000). They identify particular characteristics which suggest a cost-efficient market: data shows firms interacting on the certificate market, actual emissions of installations differed from the installations' initial certificate allocation and hence a market price formed, and a connection was identified between certificate prices and prices for coal with low and high sulphur content. To estimate the cost reductions due to emissions trading in contrast to an alternative policy instrument, they calculate mitigation costs in both scenarios based on stylised marginal abatement cost curves (MACC). These marginal abatement cost curves are assumed to be linear in nature. The gradient is based on cost estimates for abatement technologies (mainly one abatement technology exists in this context). To calculate abatement costs in the alternative policy case Ellerman et al. (2000) construct a

second linear curve – the command-and-control-cost (CACC) curve, which is steeper than the marginal abatement cost curve. As the assumed installation-specific emission cap in the alternative policy scenario, the authors use the initial free allocation to installations. In this approach, Ellerman et al. account for the (foregone) flexibilities from regional trade in form of the steeper command-and-control-cost curve and from inter-temporal trade by assuming different marginal abatement cost curves for the first and second trading period (see Figure 2). With their analysis, Ellerman et al. estimate the abatement costs in the SO₂ trading scheme to be cut in half due to emissions trading. Sensitivity analyses show, however, that this result depends to a large extent on the cost and abatement assumptions.

Figure 2: Cost-efficiency analysis by Ellerman et al. (2000)



Matthes et al. (2003) present an ex-ante cost efficiency analysis for the EU ETS also based on marginal abatement cost curves. Using marginal abatement cost curves in different sectors and assuming that all sectors need to reduce an equivalent percentage of their historic emissions, they estimate cost reductions between 230 – 545 m€ per year in the first trading period. The marginal abatement cost curves used for this analysis rely on techno-economic curves taken from the GENESIS database¹ including no-regret potentials, i.e. abatement potential that can be realised at negative costs.

An ex-post estimation of transaction costs in the EU ETS can be found in Betz et al. (2010). Based on the assumption that transaction costs for participation in an emissions trading scheme are higher for small firms, they calculate that cost-efficiency increases significantly if small installations (≤ 20 kt CO₂/a) are regulated outside the EU ETS. The results may, however, change for more ambitious caps. The analysis is based on installation data for 2005. Estimates of transaction costs in the EU ETS can also be found in Bergman et al (2005), Jaraite et al. (2009), DEHSt (2008, 2010) and Heindl (2012).

¹ For information on the GENESIS database see e.g. Blok et al. (2001)

Studies estimating cost-efficiency ex-ante based on modelling exercises include Capros & Mantzos (2000) and the European Commission (2008). In both studies the partial equilibrium model PRIMES is used to estimate costs in a case with emissions trading in contrast to a reference scenario. In Capros & Mantzos the objective of the study are the Kyoto targets for 2008-2012. They estimate cost reductions in the order of 2.1bn € due to trading opportunities between the power and the industry sectors compared to estimated abatement costs of 9 bn€ in the scenario without emissions trading opportunities for the EU. A similar exercise is presented in the European Commission's (2008) impact assessment on the 20-20-20 package. Here cost estimates concentrate on the split between the targets for the ETS and the non-ETS sectors as well as the use of offsets. In addition to PRIMES the models POLES and GAINS as well as the general equilibrium models GEM E3 and PACE are used.

3 Methodology and data

For a cost-efficiency analysis of an ETS an unambiguous definition of the boundaries of the analysis is important. The implicit assumption is that those dimensions not included in the analysis are cost-efficient in the ETS scenario as well as in the alternative policy scenario while in reality further inefficiencies might exist. For example: analysing trade between two sectors allows us to see efficiency gains from trade between installations in one sector with installations in the other sector. It excludes, however, efficiency gains that might emerge from trade of installations within one sector. Hence, the estimation of efficiency gains is expected to be smaller for an analysis on the sector level than for a very detailed analysis on the installation level. Yet, data requirements increase with the level of detail. With an emissions trading scheme as the EU-ETS that includes more than 11.000 installations it can easily be seen that an analysis on the installation level would require some simplifying assumptions, e.g., on counterfactual emissions based on assumed homogeneous growth rates for all installations in one industry, to avoid a tremendous amount of information and resources. Even with these, the effort in this case would be considerable. Therefore, the definition of the analysis' boundaries should provide an adequate balance between the desire to include as many efficiency dimensions as possible and hence to present a realistic picture on the one hand and to limit the data, information and resource requirements on the other hand.

In this section, we present the most important dimensions and other important assumptions and methodical procedures for an ex-post efficiency analysis of an ETS. This is followed by a summary of the dimensions, assumptions and data used for the analysis carried out within this project.

3.1 Analytical framework for ex-post analysis of ETS cost efficiency

The dimensions include the types of costs, the regional and sectoral detail and the temporal perspective. Other important assumptions and methodical procedures include the definition of the alternative policy scenario and the level of detail of information on the abatement costs. The dimensions, assumptions and methodical procedures cannot be considered in isolation but mutually influence each other.

Cost types: When implementing an emissions trading scheme costs arise for different actors and various purposes. Three levels of actors can be differentiated: the regulated entities, the regulator and the whole economy. At each level of actors different costs arise. In case of the regulated entities, three kinds of costs can be differentiated: costs for additional investments e.g. equipment for waste-heat recovery (one-time costs), additional operation and maintenance costs e.g. if using natural gas instead of coal (recurrent costs) and transaction costs e.g. costs for monitoring, reporting and verification, administrative costs and costs for information gathering. For the regulator, costs for the administration of the instrument arise including design costs, implementation costs and monitoring, report-

ing and verification costs. The implementation of a policy instrument causes a reaction from the directly regulated entities which has impacts also on the macro-economic level. These whole-economy impacts include structural changes (some sectors produce more, some less), distributional effects (some groups in the society win, some lose), GDP effects, employment effects, and trade effects. While a comprehensive analysis should include all levels of actors and all types of costs, such an analysis requires complex, macro-economic models.

Regional & sector detail: Installations from different countries and different sectors are regulated under the EU ETS. Most regional and sector detail is included in the analysis if data for each single installation are used in the analysis. On the sector level, installations can be aggregated by installation types (e.g. primary vs. secondary aluminium smelter), further aggregated by products (e.g. all installations producing aluminium) and further by sectors (e.g. non-ferrous metals) in contrast to no differentiation across sectors. Instead or in addition to a differentiation on the sector level, different aggregation schemes can be used on the regional level. Between applying no disaggregation on the regional level and full disaggregation by considering all individual countries, one can choose other criteria such as economic prosperity (e.g. EU 15 vs. EU 12) or differences in industry structure in order to achieve regional disaggregation.

Temporal perspective: Similar to the regional and sector detail the analysis can either be based on yearly data (e.g. year 2008) or on aggregated or average data for a period (e.g. 2008-2012). For a comparison between a yearly analysis and an analysis for a whole period, all years of one period need to be analysed individually and an average or aggregated efficiency advantage can be calculated and compared with the results based on average or aggregated data for one period. In addition to that aspect, it is necessary to decide whether to integrate efficiency gains from inter-temporal trade or not. In case of an ex-post analysis of the EU ETS it means dealing with reductions that might be realised in earlier years to use the certificates for compliance in later years. A problem with regards to an ex-post analysis is that part of the usage of the certificates can still happen at a point in time in the future and hence no ex-post data are yet available. One way to deal with that problem is to assume that emission reductions in the alternative policy scenario need to correspond to the emission reductions observed in the EU ETS even though they might be higher than actually required by the cap. In that case, inter-temporal trade is not accounted for in the analysis. When accounting for inter-temporal trade, it is necessary to make sure that in aggregate over all periods similar emission reductions are realised in both the ETS and the alternative policy scenario.

Definition of the alternative policy scenario: For the definition of the alternative policy scenario where the ETS is replaced with another policy to reduce emissions, a number of different options exist. For a proper estimate of efficiency gains the alternative policy scenario should be very realistic, for example minimum requirements or efficiency standards for certain parts of an installation, or maximum (non-tradable) annual emission load quotas per capacity. However, a lot of information is needed to calculate installation or sector-specific caps based on such an assumption. Easier to integrate in the analysis are caps for certain sectors e.g. based on benchmarks or comparable reductions in all sectors or installations (e.g. -10% for all installations). A straightforward approach is to use the free allocation of certificates to installations (adjusted by amounts of certificates sold or auctioned or bought from other sources outside the system such as CER and ERU credits from CDM and JI) as done in this paper.

Problems with this approach might arise across sectors, however, when free allocation distributions also incorporate political aspects, such as the relatively tight allocations for the power sector in some EU Member States, partly based on the notion of the power sector to pass through allowance prices to a significant extent. Therefore, in cases when a significant share of allowances is not distributed via free allocation, when nevertheless using free allocation as the basis for the alternative policy scenario adjustments are necessary.

Information on abatement costs: At the heart of the analysis lies information on abatement costs for the different installations, sectors and countries. As the actual costs per installation are impossible to quantify, cost-efficiency analyses are based on abatement cost estimates. In the following, we present three different options to estimate the abatement costs (Tier 1-3).

- ▶ *Tier 1 - Estimated linear abatement cost curves based on historic prices and estimated abatement:* The Tier 1 approach presents the least information intensive approach and therefore provides a fairly easy, indicative estimate. The only information needed is the price for emission certificates on the market (which in theory equals all installations' marginal abatement costs) and an estimation of the amount of realised emission reductions. This price-quantity combination presents one point on the marginal abatement cost curve. Assuming that the marginal abatement cost curve is approximately linear and no abatement costs occur in case no emissions are reduced, a linear marginal abatement cost curve can be constructed by a straight line through the origin and the price-quantity combination described above.
- ▶ *Tier 2 – (Technology-based or macro-economic) marginal abatement cost curves:* In contrast to the Tier 1 approach which neglects the use of any additional information on abatement technologies and options or sector characteristics, the Tier 2 approach is based on marginal abatement cost curves constructed based on techno-economic information. Different types of marginal abatement cost curves exist that can be used for the analysis. Bottom-up marginal abatement cost curves are constructed from information on costs of certain abatement technologies or options and an estimate of the potential for each of these technologies and options. This type of marginal abatement cost curve can be found in Ecofys (2009a, 2009b), Ecofys & JRC-ITPS (2009), McKinsey & Company (2007, 2009), ifo & FfE (2012). Marginal abatement cost curves constructed with energy-system models are of a different type. In addition to the techno-economic information that bottom-up models account for, energy-system models are able to include interactions between sectors and energy demand and supply as well as information such as reinvestment cycles of installations, learning curves of technologies and technology diffusion. Examples of models which supply this kind of marginal abatement cost curves are Markal/TIMES, PRIMES, Forecast Industry, PowerFlex, POLES² etc. The third type of marginal abatement cost curves are top-down marginal abatement cost curves based on macro-economic modelling such as CGE models. They contain interaction across all sectors of the economy but most often neglect a great detail of technological information (see e.g. GEM-E3, PACE, FARM-EU etc.³ For this analysis, bottom-up marginal abatement cost curves and marginal abatement cost curves constructed with energy-system models are used, while top-down marginal abatement cost curves would be suitable for an analysis of the macro-economic effects rather than the abatement costs of installations. Marginal abatement cost curves can either be used in their original form (e.g. for the total economy of a country or differentiated by sector) or the effort can be taken to further differentiate the curves by adding additional information. For example: a sector marginal abatement cost curve can be differentiated into a number of different marginal abatement cost curves for different products or production technologies or for installations with different efficiency levels (see for example Figure 3).

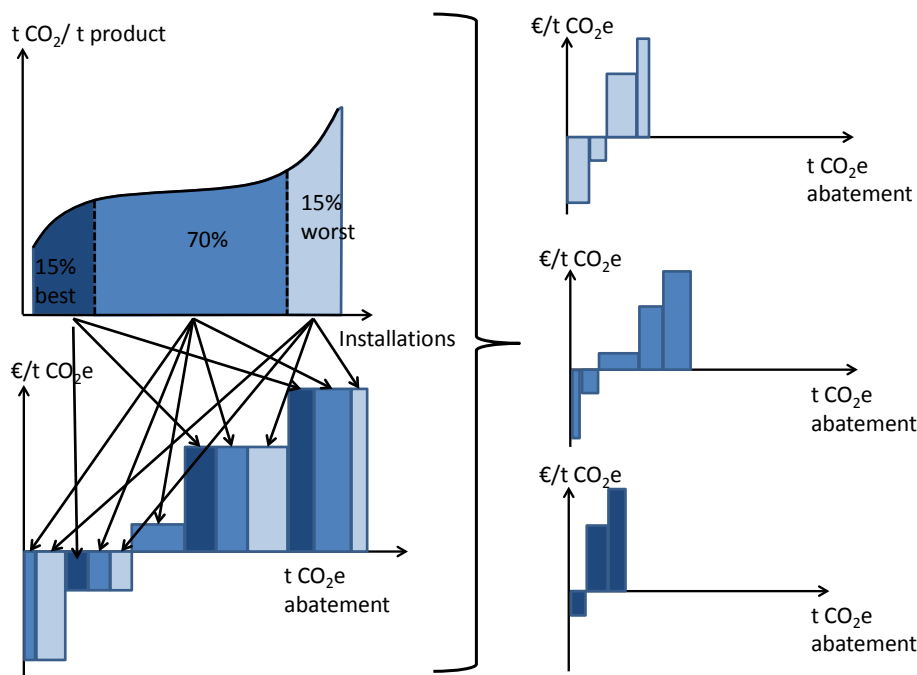
² Sources in the order of occurrence: Markal/Times: <http://www.iea-etsap.org/web/Markal.asp>), PRIMES: http://www.e3mlab.ntua.gr/e3mlab/index.php?option=com_content&view=category&id=35%3Aprimes&Itemid=80&layout=default&lang=en; Forecast Industry: Fleiter et al. (2012), PowerFlex: http://www.oeko.de/forschung_beratung/themen/energie_und_klima/dok/1123.php, POLES: <http://www.enerdata.net/enerdatauk/solutions/energy-models/poles-model.php>. Some of these models, such as POLES or PRIMES comprise the energy as well as industrial sectors.

³ GEM-E3: www.gem-e3.net, PACE: Böhringer et al. (2009), FARM: Sands et al. (2013)

- Tier 3 – Model-based analysis:* Instead of using top-down marginal abatement cost curves or marginal abatement cost curves constructed with energy-system models, the analysis can also be based on the model itself. The use of the model itself allows a more detailed description of abatement costs including all interactions within and between all sectors. This approach also provides a more intuitive way to generate an EU ETS scenario and an alternative policy scenario. However, for the analysis of the whole EU ETS one would need a model or linked models that contain a good representation of the power sector as well as all covered industry sectors in – preferably – all countries. Most models lack detail in at least one of these dimensions. Also, the use of models is more complicated and time intensive than applying calculated curves directly to the analysis (i.e. Tier 2).

Table provides an overview on the different dimensions, assumptions and methodical procedures and the possible options

Figure 3: Development of further differentiated sector marginal abatement cost curves using benchmarking curves



Explanation: Benchmarking curves that rank all installations in a region and sector according to their emission intensity per product (left curve above) are segmented into (here: three) groups of differently efficient installations. For each of these groups, abatement options that are assumed to be typically available to them are derived (right panel).

Table 1: Important dimensions, assumptions and methodical procedures and possible options for an ex-post cost efficiency analysis of the EU ETS

Cost type	Regional & sector detail		Temporal perspective	Alternative policy scenario	Abatement costs
Regulated entities: - Investment - Operation & Maintenance - Transactions	EU27 + IS, LI, NO	Power + Industry	Period	Realistic: - Minimum requirements - Efficiency standards - Non-tradable annual emission load “quotas”	Tier 1: estimated linear abatement cost curves based on historic prices and estimated abatement
Regulator: - Design - Implementation - MRV	Countries	Sectors	Yearly	Pragmatic: - Benchmarking - Comparable percentage reductions - Free allocation	Tier 2: technology-based or macro-economic marginal abatement cost curves
Economy: - Structural changes - Distributional effects - GDP - Employment	Other techno-economic criteria	Products Installation Type Installation	Inter-temporal		Tier 3: model-based analysis

Provided all boundaries are defined and data are estimated, the cost efficiency analysis follows a standard approach such as illustrated in Figure for two groups and linear marginal abatement cost curves. Two scenarios need to be analysed and compared. In the EU ETS scenario, the marginal abatement cost curves intersect at the CO₂ market price. The abatement costs in the EU ETS case are given by the area under the marginal abatement cost curves (triangle 123). In the alternative policy case, abatement between the two groups is allocated differently (indicated by the dotted red line). Abatement costs in the alternative policy scenario are given by the sum of the two triangles 146 and 256. Efficiency gains can be calculated by generating the difference between the two values. In Figure , the efficiency gains are indicated by the red triangle.

3.2 Assumptions and data in the analysed case studies

In the case study applications, the dimensions were defined as follows (Table 2 provides a summary):

Tier 1:

- ▶ Cost types: we only included installations’ abatement costs, i.e. investment and operation and maintenance costs
- ▶ Regional detail: we included data on individual countries (EU 27 + Iceland, Liechtenstein, Norway).

- ▶ Sector detail: we differentiated between buyer countries and seller countries. A country qualifies as buyer country if its actual emissions were higher than its certificate allocation. In contrast, a country qualifies as a seller country if its actual emissions were lower than its certificate allocation.
- ▶ Temporal perspective: the analysis was based on average yearly data for the second emissions trading period (2008-2012); Banking of certificates for later periods was not explicitly accounted for.
- ▶ Definition of the alternative policy scenario: we used the amount of freely allocated emission certificates in the second period (i.e. before trading) as the fixed emissions budget for individual countries in the alternative policy scenario. For estimates on certificate trading we restrict our analysis on the amounts of certificates bought by the buyer countries.
- ▶ Information on abatement costs: For Tier 1 abatement cost curves were constructed based on observed emissions prices and estimated reduction quantities. Emission reductions are estimated as the difference between average counterfactual emissions and average emissions in the second trading period.
- ▶ Definition of counterfactual emissions: we assume that average yearly counterfactual emissions in the second trading period equal average yearly verified emissions in the first trading period (i.e., we imply that emissions in the first trading period remain constant during the second trading period without ETS). Data were corrected for new countries in the second trading period (i.e. Bulgaria, Romania, Norway, Liechtenstein, Iceland), but not for changes in the sector coverage.

Tier 2:

- ▶ Cost types: we only included installations' abatement costs, i.e. investment and operation and maintenance costs
- ▶ Regional detail: we included data on individual countries of the EU 25.
- ▶ Sector detail: we differentiated between the EU 25 aggregate for combustion installations (EUTL sector 1, 2) and the EU 25 aggregate for industry sectors (EUTL sectors 3-9). Data for sector 99 are excluded.
- ▶ Temporal perspective: the analysis was based on average yearly data for the second emissions trading period (2008-2012); Banking of certificates for later periods was not explicitly accounted for.
- ▶ Definition of the alternative policy scenario: we used the amount of allocated emission certificates in the second period (i.e. before trading) as the fixed emissions budget for individual sectors in the alternative policy scenario. These amounts were added to the free allocation of combustion installations. One case also includes data on CERs/ERUs.
- ▶ Information on abatement costs: techno-economic marginal abatement cost curves are taken from the energy-system POLES model.
- ▶ Counterfactual emissions: based on POLES baseline projections

Tier 3:

- ▶ Cost types: we only included installations' short-term abatement costs, i.e. operation and maintenance costs excluding CO₂ costs
- ▶ Regional detail: Germany
- ▶ Sector detail: Power sector
- ▶ Temporal perspective: 2010
- ▶ Definition of the alternative policy scenario: emissions limit for power plants of 1220 g/MWh
- ▶ Information on abatement costs: power sector dispatch model PowerFlex
- ▶ Counterfactual emissions: based on model run with a CO₂ price of 0 €/t.

Table 2: Assumptions and boundaries of the case study analyses

Case studies	Abatement costs	Cost type	Regional & sector detail	Temporal perspective	Alternative policy scenario
Tier 1	Estimated linear abatement cost curves based on historic prices and estimated abatement	Installations abatement costs	EU 27 + IS, LI, NO	Average yearly data 2008-12	Freely allocated emission certificates
			Buyer countries, seller countries		
Tier 2	Technology-based or macro-economic marginal abatement cost curves (POLES), scaled to match the EUTL emissions data	Installations abatement costs	EU 25	Average yearly data 2008-12	Freely allocated emission certificates
			Combustion installations (incl. other transformation) & industry sectors		
Tier 3	Model-based analysis (PowerFlex)	Installations abatement costs	Germany	2010	Power plant performance standard (1220g CO ₂ /MWh)
			Power generation		

All in all, the analyses were based on historic emissions and allocation data, CO₂ prices and technological marginal abatement cost curves.

The historic emissions and allocation data for use in Tier 1 and Tier 2 were taken from the EUTL, accessed via the ETS data viewer provided by the European Environmental Agency. The EUTL contains data on free allocation and verified emissions by installation and year for all installations regulated under the EU ETS. For consistency the data were adjusted with additional information from the report “Trends and projections in Europe 2013 – Tracking progress towards Europe’s climate and energy targets until 2020” (EEA, 2013). Adjustments were necessary for changes in the scope of the EU ETS

between the first and second period, information were needed on the amount of certificates sold or auctioned by the governments.

Data on prices for CO₂ certificates were taken from PointCarbon. Daily prices for annual contracts for EUAs are used to calculate an unweighted average yearly or period price. For the second period, the yearly and average prices are provided in Table 3.

Table 3: Average CO₂ certificate prices for the second period (Source: PointCarbon)

Year	Unweighted average price (€/t CO ₂)
2008	22.67
2009	13.35
2010	14.47
2011	13.24
2012	7.48
2008-12	14.46

For use within Tier 2, marginal abatement cost curves from POLES were available for the power sector, transformation other than electricity (mainly refineries) and four industry sectors for all countries including Iceland, Liechtenstein and Norway⁴ and for all years 2008-12. The curves consist of 50 equally-sized steps with regards to prices. For the calculations, the marginal abatement cost curves for all years were scaled up or down to match the historic sector emissions data in the EU ETS as recorded in the EUTL. This operation was done for the year 2006, the first year of available baseline emissions in POLES. That is, baseline emissions in the marginal abatement cost curves for the combustion installations and the industry sectors matched the historic emissions in these sectors for all individual countries and regions. For Tier 3, the power sector dispatch model PowerFlex was applied.

4 Results

This section summarizes the main results of the three case studies.

4.1 Tier 1 case study

Table 4 provides the data necessary for the construction of the marginal abatement cost curves in the Tier 1 approach. For the analysis we aggregated the countries into two groups: the seller countries and the buyer countries. Emission reductions (= counterfactual emissions – average emissions 2008-12) are estimated to amount to 36 Mt CO₂ in the buyer countries and 175 Mt CO₂ in the seller countries. Based on those figures and applying the average EUA spot price for the second trading period (14.46 €/t CO₂) allows the construction of the necessary abatement cost curves (see Figure 4).

To calculate the efficiency gains from trade, we also have to specify the required reductions in the alternative policy scenario. According to the data in Table 4, buyer countries needed to buy an additional 62 Mt certificates to be in compliance. For the alternative policy scenario we assume, that these

⁴ Belgium and Luxemburg are aggregated as Benelux, Estonia, Lithuania and Latvia as Baltic States and Slovenia, Malta and Cyprus as “small Mediterranean countries”. Of those, only EU-25 member states were used.

62 Mt CO₂ have to be reduced in the buyer countries instead of being realised in the seller countries. Hence, the required emissions reductions in the alternative policy scenario are 97 Mt CO₂ (rounded sum of 36 Mt + 62 Mt CO₂) for the buyer countries and 113 Mt CO₂ (175 Mt – 62 Mt CO₂) for the seller countries. Aggregate required reductions (211 Mt CO₂) would then be identical to the observed reductions in the ETS.

The calculation of the abatement costs in the EU ETS scenario and the alternative policy scenario is provided in Table 5. For the ETS scenario, total abatement costs are 1.520 m€, of which 1.261 m€ have to be borne by seller countries and 258 m€ have to be borne by buyer countries. Not included in this calculation are the profit changes from certificate trading for the sellers and buyers. For the alternative policy scenario, we use the same marginal abatement cost curves estimated for the ETS scenario. However, different points on the curve are realized. For the seller sectors, lower emission reductions result in a lower marginal abatement cost of 9.35 €/t CO₂ and lower total abatement costs of 528 m€. In contrast, the former buyer sectors have to increase their emission reductions, resulting in higher marginal abatement costs of 39.46 €/t CO₂ and higher total abatement costs of 1,922 m€. In total, abatement costs in the alternative policy scenario add up to 2,450 m€. Hence, under the above assumptions, the efficiency gains from certificate trade amount to 930 m€ in an average second period year (38% of total abatement costs in the alternative policy scenario).

Not explicitly integrated in the analysis is the fact that, according to the figures in Table 4, the emission reductions exceed the reductions required by the allocation in the ETS: 95 Mt CO₂ more were reduced than required (211 Mt instead of 115 Mt CO₂). We use the same emission reductions (211 Mt) in both scenarios (ETS and alternative policy) to make abatement costs between the scenarios comparable. Yet, it is important to note that these 95 Mt additional emission reductions lead to costs included in the total abatement costs that were not necessary for compliance with the cap. These 95 Mt certificates can be “banked” to reduce abatement costs in later periods. That is, the cost figures shown in Table 5 overestimate the abatement costs necessary for compliance with the cap.

Table 4: Data base (Mt CO₂) for the Tier 1 analysis, based on buyer and seller countries, average yearly data for the second trading period

Group	Counter-factual emissions	Allowance allocation	Verified emissions	Required reductions ETS scenario	Reductions	Excess/missing certificates	Required reductions alternative policy scenario
Seller	1,389	1,371	1,214	18	175	-157	113
Buyer	759	661	723	97	36	62	97
Total	2,148	2,032	1,937	115	211	-95	211

* AT, BE, BG, CY, CZ, DK, ES, FI, FR, GR, HU, IE, IS, IT, LI, LT, LU, LV, MT, NL, PL, PT, RO, SE, SI, SK

** DE, EE, GB, NO

Figure 4: Marginal abatement cost curves and efficiency gains from trade in an average year of the second trading period in the Tier 1 approach

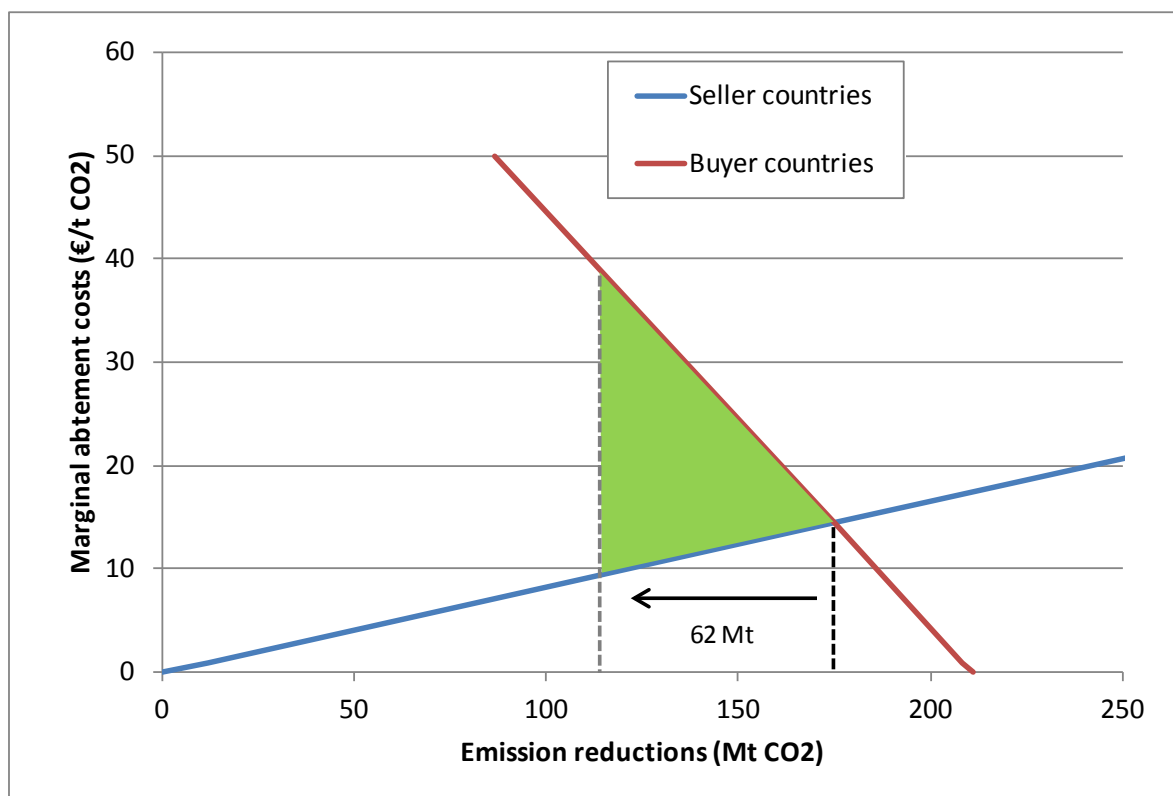


Table 5: Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 1 approach

	Reductions (Mt CO ₂)	MAC (€/t CO ₂)	Abatement costs (m€)*
ETS scenario			
Seller	175	14.46	1,261
Buyer	36	14.46	258
Total	211		1,520
Alternative policy scenario			
Seller	113	9.35	528
Buyer	97	39.46	1,922
Total	211		2,450

* calculated as reductions × MAC × 0.5

4.2 Tier 2 case study

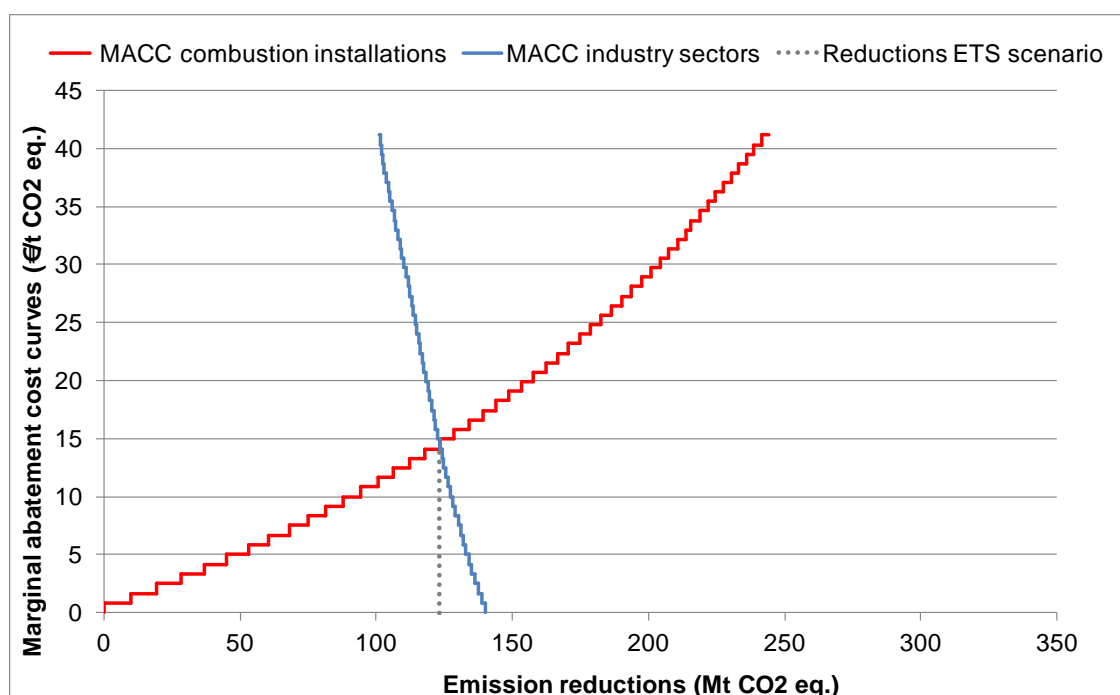
For the Tier 2 analysis, we use the up- or downscaled marginal abatement cost curves from POLES as described in Section 3.1. Hence, the approach is simpler to the effect that we do not have to estimate the gradient of the marginal abatement cost curves ourselves. We can start with identifying on this curve the amount of emission reductions taking place for the average CO₂ price of 14.46 €/t CO₂ in the second trading period. As the marginal abatement cost curves are staggered and the price is not

on one of the steps, we use the nearest step with a lower price (in this case 14.13 €/t CO₂). According to the POLES curves, a total of 140 Mt CO₂ can be reduced at that price, of which 123 Mt CO₂ are reduced in the combustion installations and 17 Mt CO₂ in the industry sectors (see Table 6 for reduction numbers and Figure 5 for a graphical representation of the marginal abatement cost curves for the combustion installations and the industry sectors).

Table 6: Data base (Mt CO₂) for the Tier 2 analysis, based on marginal abatement cost curves from the POLES model, average yearly data for the second trading period

Group	Counterfactual emissions	Emission reduction based on MAC	Allowance allocation	EUAs sold/auctioned	CERs/ERUs
Combustion installations	1,729	123	1,376	60	144
Industry	393	17	502	22	53
Total	2,122	140	1,878	82	197

Figure 5: Marginal abatement cost curves in an average year of the second trading period in the Tier 2 approach, internal case



For the further analysis, we differentiate two cases: one case in which only EU-internal emission reductions are taken into account (“internal”) according to the figures found in the MACs, and one case in which also emission reductions from outside the EU via CDM or JI are taken into account (“global”). For the global case we assume the price for CER and ERU certificates to be at 9.46 €/t CO₂ (average price for CERs in the second trading period). CERs/ ERUs amount to 197 Mt, of which 144 Mt are assumed to be used by the combustion installations and 53 Mt by industry sectors (based on the respective emission shares of both sectors; see Table 6). Total emission reductions, measured as counterfactual emissions minus actual emissions, in the global case amount to 337 Mt CO₂ p.a. in total (140 Mt CO₂ intra-EU, as calculated from the POLES curve, plus 197 Mt CO₂ from CERs/ ERUs). Table 7 shows figures on estimated emission reductions and required emission reductions. According

to those figures, combustion installations are net-buyers of certificates in both cases (buying 15 and 66 million certificates, respectively) while industry sectors are net-sellers (selling an equivalent amount of certificates). The figures also show that in both cases actual emission reductions were higher than required emissions reductions by 174 Mt CO₂.

Table 7: Comparison of abatement and required emission reductions (Mt CO₂) in the two scenarios in the Tier 2 approach

	Emission reductions		Required emission reductions in ETS scenario	
	internal	global	internal	global
Combustion installations	123	267	149	293
Industry	17	69	-183	-130
Total	140	337	-34	163

Table 8 shows the abatement costs for the Tier 2 approach for trade between the combustion installations, on the one hand, and industry sectors, on the other hand, for the two cases. Abatement costs for combustion installations and industry sectors are taken from the POLES marginal abatement cost curves. Costs for CERs/ ERUs are calculated based on the average prices for CERs as provided above. For the ETS scenario, total abatement costs in the EU-internal case are 947 m€, of which 833 m€ have to be borne by the combustion installations and 115 m€ have to be borne by the industry sectors. Not included in this calculation are profit changes from certificate trading. Taking into account the costs for CDM/ JI certificates increases those figures to 2,812 m€ in total (2,199 m€ for combustion installations and 613 m€ for industry sectors).

For the alternative policy scenario, we use the same marginal abatement cost curves, but different points on the curve are realized. For the combustion installations, higher emission reductions result in higher total abatement costs of 1,084 m€ in the EU-internal case and 3,529 m€ in the global case. In contrast, the industry sectors realise very little emission reductions resulting in very low abatement costs on their side of 1 m€ in the EU-internal case and 6 m€ in the global case. In total, abatement costs in the alternative policy scenario add up to 1,085 m€ in the EU-internal case and 3,535 m€ in the global case. Hence, under the above assumptions, the efficiency gains from certificate trade amount to 137 m€ in an average second period year in the EU-internal case and 723 m€ in an average second period year in the global case (13%, respectively 20% of total abatement costs in the alternative policy scenario in the EU-internal and the global case).

Table 8: Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 2 approach

	Reductions (Mt CO ₂)		Abatement costs (m€)	
	internal	global	internal	global
ETS scenario				
Combustion installations	123	267	833	2,199
Industry	17	69	115	613
Total	140	337	948	2,812
Alternative policy scenario				
Combustion installations	139	333	1,084	3,529
Industry	1	3	1	6
Total	140	337	1.085	3,535

The analysis above addresses trading of the “EU-wide” combustion sector with the “EU-wide” industry sectors. This analysis was extended to cover also a further disaggregation: Trading of each Member State’s combustion sector, and industry sectors, with other sectors from other Member States was investigated. In a relatively simple analysis with „CACC-Curves” based on the above-mentioned “Ellerman approach”, cost savings of 45% (for EU-domestic trade without CERs/ERUs), and 33% (for the case where CERs/ERUs are included) were estimated.

4.3 Tier 3 case study

In contrast to the Tier 1 and Tier 2 case study, the Tier 3 case study concentrates on the power sector in Germany. Although in general the same approach was taken as in the other two Tier approaches (i.e. calculation of an ETS scenario, a counterfactual scenario and an alternative policy scenario), differences exist in the procedure to arrive at those different scenarios. For calculation of the efficiency gains with the PowerFlex model three steps were necessary:

- ▶ Step 1: Model run with a CO₂ price of 13.90 €/t CO₂ for the year 2010 (ETS scenario) and model run with no CO₂ price to calculate the counterfactual. Comparison of the two model runs to calculate the realised emissions reductions (“abatement”) within the German power sector. This serves as the aggregate emission reduction also for the alternative policy scenario.
- ▶ Step 2: Set of model runs to arrive at the alternative policy scenario which results in the same amount of emissions reductions than the ETS scenario. This allowed the definition of an emissions limit for power generation that results in the required amount of emissions reductions.
- ▶ Step 3: Comparison of the ETS scenario and the alternative policy scenario to analyse the cost (and power price) differences between the two.

Figure 6: Variable costs (incl. CO₂ costs) in the ETS scenario and the counterfactual scenario in 2010

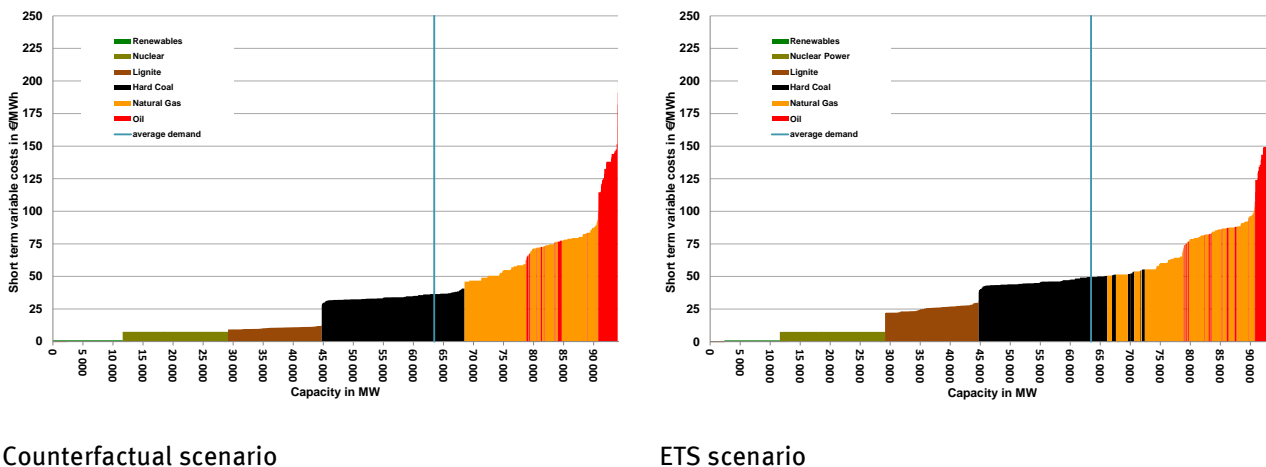
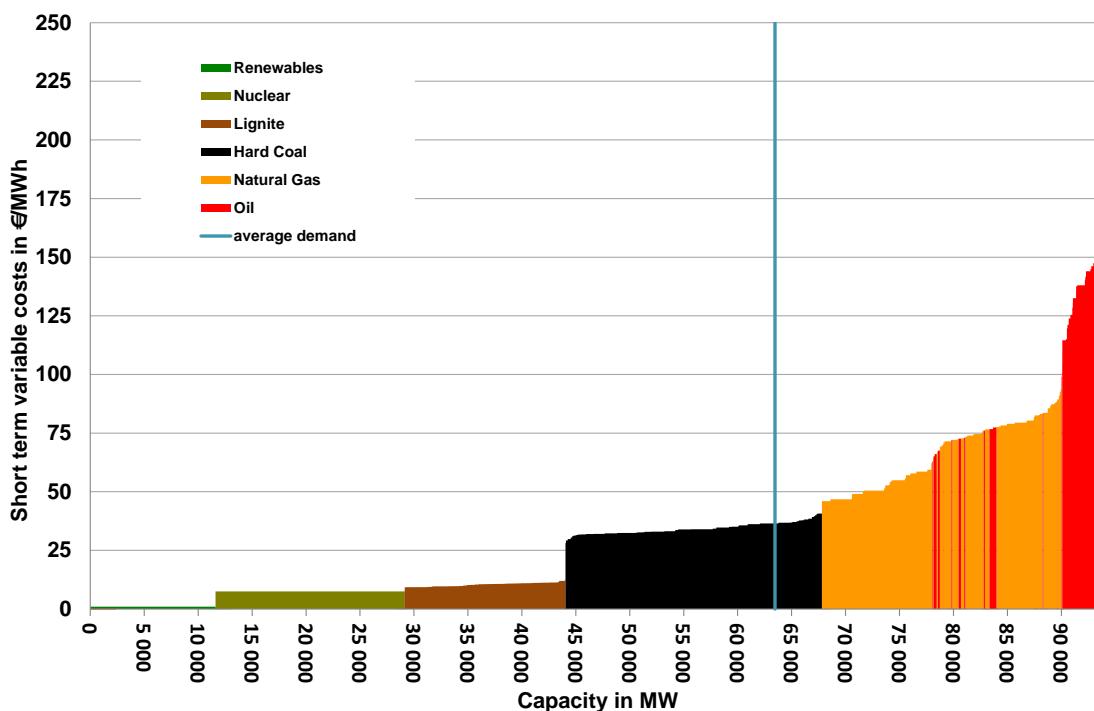


Figure 7: Variable costs (incl. CO₂ costs) in the alternative policy scenario in 2010



As can be seen in Figure 6, the CO₂ price of 13.90€/t results in a change in the dispatch of power plants in Germany, that is mainly affecting hard coal and natural gas. Emissions are lower by 2.5 Mt CO₂ in the ETS scenario. At the same time, due to the costs for CO₂ certificates, variable costs for all fossil fuelled power plants – from the operators’ perspective – are higher in the ETS scenario than they are in the counterfactual scenario with a CO₂ price of 0 €/t CO₂.

Figure 7 shows the variable costs of power generation in the alternative policy scenario. In step 2 it was found that a power plant performance standard of 1,220 g CO₂/kWh results in the same amount of emissions reductions as a CO₂ price of 13.90 €/t in the ETS scenario. This performance standard results in the closure of some old and inefficient lignite power plants. In total, about 900 MW of lig-

nite power plants would be closed down in 2010 as a result of the limit introduced in the alternative policy scenario.

To assess the cost efficiency, we calculate the abatement costs from a societal perspective, thus focus on the difference in the sum of variable costs for power dispatch excluding CO₂ costs⁵. Table 9 summarizes the findings. According to our calculations, abatement costs for 2.5 Mt CO₂ result in 13 m€ in the ETS scenario and 152 m€ in the alternative policy case. That is, abatement costs are about 139 m€ lower in the ETS scenario (91% of abatement costs in the alternative policy scenario). At the same time, the introduction of a CO₂ price results in an increase in power prices of 11.55 €/MWh in the ETS scenario (assuming that CO₂-related costs are fully passed-through into power prices), while the price increase in the alternative policy scenario is significantly lower (0.77 €/MWh).

Table 9: Abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 3 approach

	Abatement (Mt CO ₂)	Power price difference (€/MWh)	Abatement costs (m€)
ETS scenario	2.5	11.55	13
Alternative policy scenario	2.4	0.77	152

5 Discussion and conclusions

This section summarizes the main insights of the case studies, discusses the differences and commonalities, the advantages and caveats of each approach and highlights the lessons learned.

The analysis revealed that the most important aspects driving the results of an ex-post assessment of the EU ETS include

- ▶ determining the avoided emissions due to the ETS compared to a system without ETS (counterfactual scenario)
- ▶ designing the alternative policy scenario without the possibility to trade
- ▶ the availability and quality of suitable abatement cost curves
- ▶ the choice of the assessment perspective with its trade-off between data requirements and accuracy

Thus, the results need to be seen in light of the assumptions, data availability and level of detail for these aspects. They differ substantially by Tier approach and therefore show potentially wide ranges in terms of avoided emissions and cost savings compared to an alternative policy scenario. This is discussed more specifically by Tier approach in the following two boxes.

⁵ From a whole economy perspective, CO₂ related costs present a simple transfer within the economy and do not reflect a use of economic resources. For this reason, they are not included in an assessment of abatement costs from a societal perspective, whereas from an individual business or operator perspective they would enter their individual economic calculation as direct variable costs (independent of the form of allocation).

Tier 1 and Tier 2 Analysis

The *counterfactual scenario* is based on historic emissions values of the previous year/previous trading period (Tier 1) or on a business-as-usual ex-ante projection with base year 2005 (Tier 2). Any changes that occurred between the year/period/baseline used for the counterfactual and the real development, e.g. the economic crisis or technological development and other policies and measures, would thus be completely assigned to be effects caused by the emissions trading scheme. Thus, the resulting emission reductions in the case study with Tier 1 for the second trading period are rather overestimated while for other time periods it might underestimate real impacts. For the approach actually used in Tier 2 where abatement is calculated from the Marginal Abatement Cost (MAC) Curve and the observed allowance price, the effect depends on the assumptions regarding how the MAC curve is affected by a change in parameters (e.g., growth).

The *alternative policy scenario* in the Tier 1 and Tier 2 approaches is designed based on the observed allocation amounts, e.g. grandfathering for the second trading period, without allowing for trade. However, the allocation needs to be corrected for overallocation, as aggregate emissions reductions in the alternative policy scenario need to be adjusted to the observed ETS emission reductions. If the emission reductions derived for the ETS are under-/overestimated because of the effects described above for the counterfactual scenario, the resulting alternative policy scenario might be inadequate and lead to a bias in the cost efficiency assessment of the EU ETS compared to the alternative policy. Whether this results in an over- or underestimation of the efficiency gains from trade depends not only on the effects on mitigation costs but also on the assumed effects on the amount of certificates traded between installations/ sectors. As the effects can counteract each other, predicting the net effect is difficult.

Moreover, uncertainties in the *abatement cost curves* might aggravate such a bias, with the direction of bias being undefined. For Tier 1, a simple linear abatement cost curve was assumed based on historic emissions and prices. Any deviation in shape of this curve would obviously lead to different results. For those sectors where marginal abatement cost curves are available (see McKinsey 2007, 2009), we often observe concave or convex shapes of these curves. Such non-linear shapes would lead to higher, or lower, efficiency gains from the ETS. Assuming a non-linear shape in Figure 4 rather than two linear functions, we would see a different efficiency gain from the ETS. However, no generalisation is possible at this point due to the very diverse nature of mitigation costs and potentials in sectors/installations participating in the EU ETS. In case of Tier 2 existing ex-ante sectoral abatement cost curves are used which deviate slightly in their sector aggregation from the actual ETS sectors. To account for this, they need to be adjusted accordingly.

Tier 3 Analysis

Compared to the Tier 1 and Tier 2 approaches, uncertainties and assumptions are much less of a concern for the Tier 3 approach. As the counterfactual scenario as well as the abatement cost curves are determined endogenously by the model, they can be consistently derived ex-post and compared to the EU ETS. In this case, the counterfactual does only account for the difference in emissions that are associated with the implementation of the EU ETS. Any other change in parameters (e.g. economic development or other policy measures) would not be associated with the ETS but also be applied in the counterfactual scenario. An alternative policy scenario can thus be clearly designed in a way to reflect the derived emissions reductions, leaving all other assumptions constant. As such the results for emissions reductions and cost savings can be considered to be much closer to reality than those resulting from Tier 1 and Tier 2 assessments. At the same time,

however, a detailed model is needed that accounts for characteristics and interaction of EU ETS installations. In the case study, the assessment was conducted for the power sector in Germany only, where plant level data on fuel input and plant characteristics (conversion efficiency etc.) is available for various years.

The proposed methodological approaches vary significantly in the amount of data and resources needed to conduct the analysis. The suggested Tier 1 approach simply relies on quantity and price data for the EU ETS which is publicly available for any of the past trading periods/years, while the suggested Tier 2 approach relies on more complex marginal abatement cost curves which might result from bottom-up analysis or partial modelling analysis. These might be available in the literature, or as in our case from model runs with a partial equilibrium model. Finally, the Tier 3 approach requires the use of a model with an adequate representation of the EU ETS sectors and countries.

The case study application of all methodical approaches indicates considerable efficiency gains from trade compared to an alternative non-market based policy instrument.

Lessons learned and prospects for further research

In general, it is important to note that any approach to assess the ex-post cost-efficiency of the EU ETS will face a trade-off between breadth (broad coverage of ETS sectors) and depth (coverage of detail in a single sector), in addition to data and resource constraints. Moreover, the assumptions taken to define a framework might shape the results to a certain extent. It is therefore important at the outset of an analysis to clearly specify the goal of the analysis (e.g. assessment of EU-wide efficiency, sectoral/regional efficiency, first estimate or in-depth assessment including efficiency gains from intra-sectoral trading etc.) as well as to assess the level of information and detail necessary to reach this goal. Based on these considerations, an appropriate methodology can be chosen, taking into account its weaknesses and strengths.

For example, the Tier 1 approach allows an analysis based on no additional data but only historic emissions and prices. However, the linearity assumption on the marginal abatement cost curves presents a major weakness as well as the fact that the more detailed historical data are, the more problems may arise during the analysis. An example is that the linear marginal abatement cost curves can only be constructed with positive abatement estimates. Increases in emissions in certain Member States to above their counterfactual emissions, as was the case in a number of years in the second trading period, prevent the construction of such a curve. In contrast, the Tier 2 approach requires additional information on the shape of the marginal abatement cost curves. Yet, it may allow more detailed analysis with more realistic results due to the use of techno-economic information where available. The Tier 3 approach does allow for endogenous analysis of emissions reductions and mitigation costs, however, it requires access to and use of a detailed model which often is only available for individual sectors in specific countries.

The identified caveats with respect to the data used and assumptions made provide potential for further research.

First, the Tier 1 approach - while relatively easy and intuitive - provides a very rough assessment of cost efficiency. It serves as a very good starting point and is able to include all ETS sectors and countries. Due to the lack of detailed and technology specific information on abatement costs, it is better applied to more aggregated levels of analysis. However, this does not preclude an assessment differentiating a number of countries and sectors. Further research might be devoted to such a differentiation which would be easy to implement and might reveal more detailed insights than currently derived from the case study.

A main caveat for the Tier 2 approach is that the marginal abatement cost curves are constructed based on ex-ante projections of the energy system. That is, the data and in particular the baseline does not match real economic development, but rather shows an ex-ante projection. An ex-post construction of marginal abatement cost curves would present a much better starting point for the Tier 2 approach; however, such curves are – to our knowledge – not available. Alternatively, more effort could be taken to adjust the existing ex-ante projection to account for developments that have taken place since the projection was done, i.e. correcting for GDP development, implementation or reinforcement of other policy instruments (e.g. subsidies for renewable energy), or changes in other economic factors, such as fuel prices.

Another caveat which applies to Tier 1 and Tier 2 relates to the design of the alternative policy scenario. Rather than using free allocation as in the case studies, a more refined design might be based on, for example, equal or varying percentage reduction of emissions for sectors (installations) which in sum should result in the same emissions reduction as in the ETS scenario. For the Tier 2 approach it might be desirable to design a scenario with specific emission limits by product or sector. However, in order to do so, data on production on the level analysed (for example on the level of the industrial sector) would be needed in order to derive the absolute amount of avoided emissions.

For the Tier 3 approach, a number of additional alternative policy scenarios are possible which could be explored in future studies. For example, rather than implementing one single specific emissions limit for a sector, fuel type specific limits could be applied in the power sector and industry specific ones in industry. Also, a budget approach might be assessed where absolute emissions are capped by sector/sub-sector and translated into plant/plant type specific emissions constraints e.g. based on best available technology benchmarks.

Another major caveat is the assumption that the observed market price for CO₂ certificates reflects the real shortage of CO₂ certificates and indicates the real marginal abatement costs of installations rather than being affected by other aspects such as market power or speculation. The situation might change in future years, assuming that we will see a shortage in certificates at some point.

A last caveat is that the analysis does not account for inter-temporal trade between the second trading period and later trading periods. In particular in the second trading period, however, a large surplus of emission certificates was banked for use in later periods. These additional emission reductions affect costs, but the present analysis neglects efficiency gains from trade in later periods and banking. Hence, future work should try to include efficiency gains from inter-temporal trade.

In future analyses, it is recommendable to conduct sets of sensitivity analysis to better understand the robustness of the results for each case study. These can relate to the level of regional or sectoral detail, the time dimension (average over period versus single year), the assumptions underlying the counterfactual scenario, as well as the design of the alternative policy scenario.

6 References

- Bergmann, H. et al., 2005. Emissionshandel im Verkehr - Ansätze für einen möglichen upstream Handel im Verkeht. *UBA Texte*, 2005(22).
- Betz, R., Sanderson, T. & Ancev, T., 2010. In or out: Efficient inclusion of installations in an Emissions Trading Scheme? *Journal of Regulatory Economics*, 37(2), pp.162–179.
- Blok, K., de Jager, D. & Hendriks, C. (2001), Economic Evaluation of Setoral Emission Reduction Objectives for Climate change – Summary Report for Policy Makers (http://ec.europa.eu/environment/enveco/climate_change/pdf/summary_report_policy_makers.pdf).
- Böhringer, C, A Löschel, U Moslener and TF Rutherford (2009). EU climate policy up to 2020: An economic impact assessment. *Energy Economics*, 31(2), 295–305.
- Capros, P. & Mantzos, L., 2000. *The Economic Effects of EU-Wide Industry-Level Emission Trading to Reduce Greenhouse Gases - Results from PRIMES Energy Systems Model*, E3M Lab, Institute of Communication and Computer Systems of the National Technical University of Athens.
- DEHSt, 2008. Fakten zur Finanzierung der Deutschen Emissionshandelsstelle. Available at: www.dehst.de.
- DEHSt, 2010. Emissionshandel und Aufgaben der DEHSt. Available at: www.dehst.de.
- Ecofys, 2009a. Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC). Power supply sector, Utrecht.
- Ecofys, 2009b. Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change. Summary report, Ecofys & JRC-IPTS, 2009. Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC). Industry & refineries sector, Utrecht.
- Ellerman, A.D. et al., 2000. Cost Savings from Emissions Trading. In *Markets for Clean Air - the US acid rain program*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 253–297.
- European Commission, 2008. COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT Document accompanying the Package of Implementation measures for the EU's objectives on climate change and renewable energy for 2020. *Impact Assessment*.
- European Environmental Agency (EEA), 2013. Trends and projections in Europe 2013 – Tracking progress towards Europe's climate and energy targets until 2020. EEA Report No 10/2013, available at: <http://www.eea.europa.eu/publications/trends-and-projections-2013>.
- Fleiter, T., Fehrenbach, D., Worrel, E. and Eichhammer, W. 2012. Energy efficeicny in the German pulp and paper indsutry – A model-based assessment of saving potentials. *Energy* 40(1), 84-99.
- Heindl, P., 2012. Transaction costs and tradable permits: Empirical evidence from the EU emissions trading scheme. *ZEW Working Papers*, 2012(21). Available at: <http://ftp.zew.de/pub/zew-docs/dp/dp12021.pdf>.
- ifo & FfE, 2012. Die Zukunft der Energiemärkte. Ökonomische Analyse und Bewertung von Potenzialen und Handlungsmöglichkeiten,
- Jaraite, J., Convery, F. & Di Maria, C., 2009. Transaction costs of firms in the EU ETS. *Irish Economic Association*, (04). Available at: <http://www.iea.ie/conferences/2009/JaraiteConveryDiMariaPaper.pdf>.
- Matthes, F. et al., 2003. *Auswirkungen des europäischen Emissionshandelssystems auf die deutsche Industrie*, Endbericht von Öko-Institut e.V., DIW Berlin, Ecofys für WWF Deutschland und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt. Available at: www.oeko.de.
- McKinsey&Company, 2007. Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland,
- McKinsey&Company, 2009. Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland. Aktualisierte Energieszenarien und -sensitivitäten.
- Montgomery, W.D., 1972. Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*, 5(3), pp.395–418.

Sands, RD, H Förster, K Schumacher and CA Jones (2013). Bio-electricity and land use in the future agricultural resources model (FARM). *Climatic Change* (EMF27 Special Issue), <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-013-0943-9>.

AP 4: Anpassungsbedarf des Caps im EU-Emissionshandel als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?

Die Ergebnisse des Arbeitspakets 4 wurden im Heft 17/2012 der Serie „Climate Change“ des Umweltbundesamtes, „EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?“ veröffentlicht. Es ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes verfügbar.¹

¹ Diekmann, J.: EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und unerwartete Entwicklungen?, Climate Change 17/2012, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/eu-emissionshandel-anpassungsbedarf-des-caps-als> [sic!], zuletzt abgerufen am 29.10.2014.

