

CLIMATE CHANGE

09/2018

# Untersuchung der klimapolitischen Wirksamkeit des Emissionshandels – erweiterte Analysen

Abschlussbericht



CLIMATE CHANGE 09/2018

Umweltforschungsplan des  
Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3712 41 504  
UBA-FB 002624

## **Untersuchung der klimapolitischen Wirksamkeit des Emissionshandels – erweiterte Analysen**

Abschlussbericht

von

Johanna Cludius, Katja Schumacher, Charlotte Loreck  
Öko-Institut e.V., Berlin


Vicki Duscha, Nele Friedrichsen, Tobias Fleiter, Matthias Rehfeldt  
Fraunhofer ISI, Karlsruhe

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.  
Schicklerstraße 5-7  
10179 Berlin

**Abschlussdatum:**

November 2017

**Redaktion:**

Fachgebiet E 2.3 Ökonomische Grundsatzfragen des Emissionshandels,  
Monitoring, Auswertungen  
Frank Gagelmann, Claudia Gibis, Steffen Schlömer

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, März 2018

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3712 41 504 finanziert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## Kurzzusammenfassung (Abstract)

Bei dem vorliegenden Bericht handelt es sich um den Schlussbericht des Projektes „Untersuchung der klimapolitischen Wirksamkeit des Emissionshandels – erweiterte Analysen (EU-ETS 6)“. Ziel des Projektes war, zur Verbesserung der Evaluation von Effektivität und Effizienz des EU-Emissionshandels (EU-EHS) beizutragen. Im Rahmen der wissenschaftlichen Beratung des Umweltbundesamts (UBA) als vollziehender Behörde und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) als federführendes Ressort sollten Methoden zur ex-post Bewertung des EU-EHS weiterentwickelt und Erkenntnisse für ex-ante Analysen abgeleitet werden. Dabei baute das Projekt auf Ergebnissen eines früheren Projektes „*Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)*“ auf. Im vorliegenden Bericht wurden methodische Ansätze für eine ex-post Bewertung der Kosteneffizienz des EU-EHS betrachtet und verschiedene „Tiers“ (Ebenen) unterschiedlicher Komplexität vorgestellt und angewendet. Kern war jeweils der Vergleich zu einem fiktiven „Alternativen PolitikszENARIO“ mit identischer Emissionsminderung, aber ohne die Flexibilität des Handels mit Emissionsberechtigungen. Dafür wurden Fallstudien durchgeführt unter Verwendung von Grenzvermeidungskostenkurven (abgeleitet aus einem Energiesystemmodell) und je einem Bottom-up-Modell des Energiesektors und der Industrie. Neben dem gewählten Modellinstrumentarium unterscheiden sich die Fallstudien im Wesentlichen in der Herleitung bzw. der konkreten Ausgestaltung des i) Counterfactual-Szenarios, ii) des Alternativen Politikszenarios, iii) der Detaillierung der Sektoren, iv) der Vermeidungskosten und CO<sub>2</sub>-Preise und v) der zeitlichen Perspektive. Für die Analyse der Wirksamkeit des Emissionshandels ist immer eine Abwägung zwischen Detail in der Breite der Analyse oder in der Tiefe nötig. Im Ergebnis zeigt sich, dass alle Ansätze dem Emissionshandel Effizienzgewinne gegenüber einem Alternativen PolitikszENARIO zuschreiben. In der Fallstudie zum Tier2-Ansatz beispielsweise - einem Ansatz mit mittlerer Detailtiefe - werden die Emissionshandelssektoren in verschiedenen Aggregationsebenen über alle teilnehmenden Länder hinweg jeweils für die gesamte 2. Handelsperiode und für ein einzelnes Jahr der 2. Handelsperiode abgebildet. Die (Vermeidungs-) Kosteneinsparungen im Emissionshandelsszenario gegenüber einem Alternativen PolitikszENARIO liegen je nach Ausgestaltung zwischen 15% und 50%. Der Emissionshandel zeigt demgemäß einen deutlichen Effizienzgewinn gegenüber einem Alternativen PolitikszENARIO.

## Short Summary (English Abstract)

This document presents the final report of the project “Efficiency and effectiveness of the EU ETS – extended analyses (EU-ETS 6)”. The project aims to deliver further contributions for the evaluation of the efficiency and effectiveness of the European Emission Trading System (ETS). In doing so, the project provides advice to 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 methodological aspects of ex-post assessments and lessons learned for ex-ante analyses. The project builds on a previous study, titled „*Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)*“. The current project focusses on methodological approaches for an ex-post assessment of the effects of the EU ETS and introduces different “Tier” levels reflecting different scopes of complexity. The core of each analysis is to compare estimated abatement costs under the EU-ETS with cost estimates for a fictitious “alternative policy scenario” that aims to achieve the same total abatement but does not provide the flexibility of trading allowances. Case studies are conducted based on marginal abatement cost curves derived from a partial equilibrium model and from bottom-up models for the industry and the electricity sector respectively. Besides the different modelling approaches, the case studies differ essentially in the design and assumptions chosen with respect to the i) counterfactual scenarios, ii) alternative policy scenario, iii) sector detail, iv) abatement costs and CO<sub>2</sub>-prices and v) temporal perspective. An efficiency analysis of the ETS always implies a trade-off between breadth and depths of the analysis. Yet, the case study analyses all reveal efficiency gains for the ETS compared to an alternative policy. For example, the Tier 2 analysis –covering a medium level

of detail – investigated different sector disaggregation and different time frames for the 2<sup>nd</sup> trading period and concluded that 15% to 50% of abatement costs were saved within the ETS compared to the alternative policy scenario. Emissions trading thus leads to important efficiency gains according to these estimates.

## Inhaltsverzeichnis

<b>Überblick über das Projekt und Zusammenfassung</b> .....	8
<b>Hintergrund</b> .....	8
<b>Overview and summary of the project</b> .....	17
<b>Annex – Einzelanalysen</b> .....	25
1 Annex 1: Tier 2 Analysis: Estimation of cost savings from trading by means of a model-based abatement cost curve (Tier 2 analysis):.....	25
2 Annex 2: Tier 3 Analyse Industrie: Bottom-up Simulation der CO <sub>2</sub> -Grenzvermeidungskosten im Industriesektor – Methodische Überlegungen und ein Anwendungsfall für Deutschland .....	72
3 Annex 3: Tier 3 Analyse Strom: Der Budgetansatz als ordnungsrechtliche Maßnahme im deutschen Stromsektor – eine ex-post Analyse für das Jahr 2010.....	117
4 Annex 4: Summary of methodologies, applications and lessons learnt - ex-post analysis of cost efficiency in the second trading period of the EU ETS - .....	132
5 Literaturverzeichnis/References.....	152

## Überblick über das Projekt und Zusammenfassung

Bei dem vorliegenden Bericht handelt es sich um den Schlussbericht des Projektes „Untersuchung der klimapolitischen Wirksamkeit des Emissionshandels – erweiterte Analysen (EU-ETS 6)“. Ziel des Projektes war, zur Verbesserung der Evaluation von Effektivität und Effizienz des EU-Emissionshandels (EU-EHS) beizutragen. Im Rahmen der wissenschaftlichen Beratung des Umweltbundesamts (UBA) als vollziehender Behörde und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) als federführendes Ressort sollten Methoden zur ex-post Bewertung des EU-EHS weiterentwickelt und Erkenntnisse für ex-ante Analysen abgeleitet werden. Dabei baute das Projekt auf Ergebnissen eines früheren Projektes „*Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)*“ auf. Im vorliegenden Bericht wurden methodische Ansätze für eine ex-post Bewertung der Kosteneffizienz des EU-EHS betrachtet und verschiedene „Tier“ (Ebenen) unterschiedlicher Komplexität vorgestellt und angewendet. Kern war jeweils der Vergleich zu einem fiktiven „Alternativen PolitikszENARIO“ mit identischer Emissionsminderung, aber ohne die Flexibilität des Handels mit Emissionsberechtigungen. Dafür wurden Fallstudien durchgeführt unter Verwendung von Grenzvermeidungskostenkurven (abgeleitet aus einem Energiesystemmodell) und je einem Bottom-up-Modell des Energiesektors und der Industrie. Die Arbeiten wurden vom Öko-Institut e.V. und dem Fraunhofer ISI ausgeführt. Im Folgenden werden die relevanten Hintergründe sowie die Methoden und Ergebnisse der Analysen, die im Rahmen des Projektes durchgeführt wurden, zusammengefasst. Vollständige Versionen der einzelnen Analysen sind in den folgenden Anhängen enthalten: Annex 1 - Tier 2 Analyse, Annex 2 - Tier 3 Analyse Industrie, Annex 3 - Tier 3 Analyse Strom und Annex 4 - Vergleichende Diskussion der Annahmen/Erfahrungen und Schlussfolgerungen.

## Hintergrund

Der EU-Emissionshandel (EU-EHS) wurde im Jahr 2005 als weltweit größtes Emissionshandelssystem eingeführt. Es deckt CO<sub>2</sub> und andere Treibhausgase von ungefähr 11.000 Anlagen in 31 Ländern (EU 28 + Island, Liechtenstein und Norwegen) ab. Insgesamt werden etwa 45% der Treibhausgasemissionen der EU durch dieses System reguliert (etwa 1.900 Mt CO<sub>2</sub>eq. verifizierte Emissionen im Jahr 2013, hauptsächlich aus der Energie- und Wärmeerzeugung und energieintensiven Industriezweigen wie Eisen und Stahl, Nicht-Eisen-Metalle, Raffinerien, Zellstoff und Papier, mineralverarbeitende Industrie und chemische Industrie).

Die erste Handelsperiode (2005-07) wurde als Lernphase verstanden. Daher standen nicht alle Flexibilitätsmechanismen in vollem Umfang zur Verfügung. Zwar wurde eine volle Flexibilität innerhalb der Handelsperiode in Bezug auf die Verwendung von Zertifikaten garantiert, allerdings war ein Banking der Emissionszertifikate für eine Verwendung in späteren Handelsperioden nicht erlaubt. Das führte zu einem Preisverfall im zweiten und dritten Jahr der ersten Handelsperiode, als sich herausstellte, dass auf dem Markt mehr Zertifikate verfügbar waren, als benötigt wurden, um die Abgabeverpflichtung zu erfüllen. Seit der zweiten Periode (2008-12) ist Banking erlaubt und Anlagen können Zertifikate für Abgabeverpflichtungen in späteren Phasen aufheben. Das Leihen von Zertifikaten ("Borrowing"), d.h. die Verwendung von Zertifikaten aus kommenden Jahren, um aktuelle Verpflichtungen einzuhalten, ist dagegen nur in stark limitiertem Umfang und nur innerhalb einer Handelsperiode möglich.

Nach dem Abschluss der zweiten Periode des EU-EHS Ende 2012 wurden erste ex-post Evaluierungen des Instruments und einer seiner wichtigsten Eigenschaften, der Kosteneffizienz durch den Handel mit Emissionsberechtigungen, möglich. In einem Vorläuferprojekt „*Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)*“ wurden methodische Ansätze für die Bewertung der ex-post Kosteneffizienz-Analyse des EU-EHS anhand von Fallbeispielen untersucht. Das aktuelle Projekt entwickelt die dabei angewandten Methoden weiter, indem das Datengerüst angepasst wird, weitere Be-

rechnungen erfolgen, erste ex-ante Vermeidungskostenschätzungen durchgeführt werden, sowie wesentliche Annahmen variiert werden. Im vorliegenden Bericht werden die Forschungsergebnisse aus der Anwendung dieser Ansätze und die daraus gewonnenen Erkenntnisse vorgestellt, Vor- und Nachteile diskutiert und verschiedene Möglichkeiten aufgezeigt, die Methoden und/oder ihre Anwendung weiterzuentwickeln. Im Wesentlichen stehen drei Fragen im Vordergrund:

- ▶ Was lässt sich über die verschiedene Methoden lernen? Wofür sind sie jeweils geeignet?
- ▶ Was lässt sich aus den Fallstudienanwendungen insbesondere in Bezug auf die Annahmen und Daten lernen?
- ▶ Welche Empfehlungen ergeben sich daraus für künftige ex-post Bewertungen des Instruments Emissionshandel?

## Methodik

Für die Kosteneffizienzanalyse des EHS vergleichen wir die Kosten, die durch das EHS entstehen, mit den Kosten, die durch eine hypothetische alternative Politik entstehen würden, die auf dieselbe Treibhausgasminderung abzielt, jedoch keine Möglichkeit zum Handel bietet. Für die Umsetzung dieser Idee ist eine eindeutige Definition der Dimensionen der Analyse wichtig. Implizit wird angenommen, dass diejenigen Dimensionen, die nicht in die Analyse mit einbezogen werden, sowohl im EHS-Szenario als auch im alternativen PolitikszENARIO kosteneffizient sind, auch wenn in der Realität Ineffizienzen existieren könnten.

Beispiel: Eine Analyse des Handels zwischen zwei Sektoren ermöglicht uns, durch den Handel zwischen Anlagen in Sektor A mit Anlagen in Sektor B entstehende Effizienzgewinne zu erkennen und abzuschätzen. Effizienzgewinne, die durch den Handel zwischen Anlagen innerhalb eines Sektors entstehen, bleiben in diesem Fall jedoch unberücksichtigt. Daher werden Effizienzgewinne bei einer Analyse auf der Sektoren-Ebene vermutlich kleiner eingeschätzt, als bei einer sehr detaillierten Analyse auf Anlagen-Ebene. Bei einem Emissionshandelssystem, das über 11.000 Anlagen beinhaltet, würde eine Analyse auf der Anlagen-Ebene jedoch enorme Informationsmengen und Ressourcen erfordern und scheint daher nicht in angemessenem Umfang machbar. Die Abgrenzung der Analyse sollte also eine angemessene Balance zwischen dem Wunsch, so viele Effizienzdimensionen wie möglich zu berücksichtigen und somit ein realistisches Bild widerzugeben auf der einen Seite und den Informations- und Ressourcenanforderungen auf der anderen Seite bilden. Neben der sektoralen Dimension sind regionale Abgrenzungen, die zeitliche Perspektive und die Definition des alternativen Politikszenarios selbst weitere wichtige Analyse-Dimensionen.

Die Grundlage jeder ex-post Beurteilung des EU-EHS bilden Informationen über Vermeidungskosten für die einzelnen Anlagen, Sektoren und Länder. Da die tatsächlichen Kosten je Anlage nicht quantifizierbar sind, basieren Kosteneffizienzanalysen auf Schätzungen der Vermeidungskosten. Im Folgenden unterscheiden wir drei Möglichkeiten, die Vermeidungskosten zu schätzen (Tier 1-3).

**Tier 1** – Kostenkurven-basierte Schätzung: Tier 1 stellt eine Schätzung 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.<sup>1</sup> Um mit den vorhandenen Daten arbeiten zu können, wird ein linearer Verlauf der Grenzvermeidungskosten unterstellt. Der Tier 1-Ansatz stellt den am wenigsten informationsintensiven Ansatz dar und bietet daher eine recht einfache, unverbindliche Schätzung. Die einzigen notwendigen Informationen sind der

---

<sup>1</sup> Das entspricht der gängigen ökonomischen Theorie. In der Realität des EU-EHS in der 2. Handelsperiode traf diese Annahme infolge wachsender Überschüsse jedoch nicht oder nicht immer zu.

Marktpreis für Emissionszertifikate (der theoretisch den Grenzvermeidungskosten in allen Anlagen entspricht) und eine Abschätzung der realisierten Emissionsminderungen. Diese Kombination aus Preis und Menge bildet einen Punkt auf der Grenzvermeidungskostenkurve. Unter der Annahme, dass die Grenzvermeidungskostenkurve annäherungsweise linear verläuft und keine Vermeidungskosten entstehen, wenn keine Emissionsminderung stattfindet, kann eine lineare Grenzvermeidungskostenkurve durch eine gerade Linie durch den Ursprung und den Punkt der bereits erwähnten Kombination von Preis und Menge dargestellt werden.

**Tier 2** – (Technologie-basierte oder makroökonomische) Grenzvermeidungskostenkurven: Im Gegensatz zum Tier 1-Ansatz, der auf die Verwendung zusätzlicher Informationen über emissionsmindernde Technologien und Optionen oder Charakteristika einzelner Sektoren verzichtet, basiert der Tier 2-Ansatz auf Grenzvermeidungskostenkurven, die auf techno-ökonomischen Informationen fußen. Es existieren verschiedene Arten von Grenzvermeidungskostenkurven, die für diese Analyse verwendet werden können. Bottom-up Grenzvermeidungskostenkurven werden aus Informationen über Kosten verschiedener emissionsmindernder Technologien oder Optionen und deren geschätztem (Minde-rungs-) Potential gebildet. Diese Art von Grenzvermeidungskostenkurven („Kosten-Potenzial-Kurven“) können bei Ecofys (2009), Ecofys & JRC-IPTS (2009), McKinsey&Company (2007, 2009), ifo & FfE (2012) gefunden werden. Eine zweite Art von Grenzvermeidungskostenkurven wird mit Partial- und mit Energiesystemmodellen erstellt. Zusätzlich zu den Bottom-up ermittelten techno-ökonomischen Informationen können Energiesystemmodelle zumindest teilweise Interaktionen zwischen Sektoren und zwischen Energieangebot (z.B. über Preise) und --nachfrage, sowie weitere Informationen wie Reinvestitionszyklen von Anlagen, Lernkurven verschiedener Technologien und Technologieverbreitung berücksichtigen. Beispiele für Modelle, die diese Art von Grenzvermeidungskostenkurven liefern, sind Markal/TIMES, PRIMES, POLES, aber auch Sektormodelle wie Forecast Industry und PowerFlex, die den Industrie- bzw. den Stromsektor detailliert abbilden und dabei die Nachfrage als gegeben nehmen. Die dritte Art von Grenzvermeidungskostenkurven sind top-down Grenzvermeidungskostenkurven die auf makroökonomischen Modellierungen wie Allgemeine-Gleichgewichts-Modelle basieren (auch computable general equilibrium models oder CGE-Modellen genannt). Sie beinhalten Interaktionen zwischen allen Wirtschaftssektoren, vernachlässigen jedoch häufig detaillierte technische Informationen (siehe z.B. GEM-E3, PACE, FARM-EU etc.).

Für eine Tier 2-Analyse werden Grenzvermeidungskostenkurven entweder basierend auf techno-ökonomischen Informationen oder mit Sektor- oder Energiesystemmodellen konstruiert. Top-down-Grenzvermeidungskostenkurven wären für eine Analyse makroökonomischer Effekte geeignet, sind jedoch für Effizienzberechnungen auf Basis von Vermeidungskosten einzelner Sektoren und/oder Anlagen aufgrund ihrer fehlenden Detailgenauigkeit zumeist weniger passend. Grenzvermeidungskostenkurven können entweder in ihrer Originalform verwendet werden (z.B. für die gesamte Ökonomie eines Landes oder nach einzelnen Sektoren aufgeschlüsselt) oder weiter differenziert werden, indem zusätzliche Informationen hinzugefügt werden. Beispiel: eine Grenzvermeidungskostenkurve kann in mehrere verschiedene Grenzvermeidungskostenkurven für verschiedene Produkte oder Produktionstechnologien oder für Anlagen mit unterschiedlichen Wirkungsgraden differenziert werden.

**Tier 3** – Modell-basierte Analyse: Anstelle von Grenzvermeidungskostenkurven, die mit Hilfe von Energiesystemmodellen konstruiert wurden, kann die Analyse auch mit dem Modell selbst durchgeführt werden. Die Verwendung des Modells erlaubt eine detailliertere Beschreibung von Vermeidungskosten inklusive aller Interaktionen innerhalb und zwischen verschiedenen Sektoren. In vielen Fällen konzentrieren sich diese Modelle jedoch auf einen oder wenige Sektoren und/oder Länder. Für eine Analyse des gesamten EU-EHS wäre ein Modell (oder mehrere verknüpfte Modelle), das sowohl den Energiesektor, als auch sämtliche abgedeckten Industriebranchen in möglichst allen Ländern gut

abbildet, notwendig. Die meisten Modelle weisen diese Detailgenauigkeit jedoch nicht auf. Grundsätzlich gestaltet sich die Verwendung von Modellen für die Analyse komplizierter und zeitaufwändiger als die Analyse basierend auf Vermeidungskostenkurven (z.B. Tier 2). Im vorliegenden Projekt wird der Tier 3-Ansatz zum einen für eine ex-post Analyse der Wirkungen des Emissionshandels im Stromsektor und zum anderen für eine ex-ante Analyse des Emissionshandels im Industriesektor angewendet.

Die Weiterentwicklungen gegenüber dem Projekt „*Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)*“ erfolgten im Bereich der Tier 2 und Tier 3-Analysen. Insbesondere sind dies:

Tier 2:

- ▶ Abweichungen bei den Haupteinflussfaktoren für Emissionen, zwischen der Realität und den verwendeten Vermeidungskostenkurven von POLES: Da die verwendeten Vermeidungskostenkurven ex-ante entwickelt wurden, weichen die Annahmen hinsichtlich wichtiger Treiber wie Bruttoinlandsprodukt (BIP), Energieträgerpreise und Anteile der Erneuerbaren Energien am Strommix von der Realität ab. Im Rahmen des Projektes wurden die verwendeten POLES-Vermeidungskostenkurven für Abweichungen in den wichtigsten Treibergrößen korrigiert.
- ▶ Disaggregation: Um auch die Handelsgewinne auf Ebene der Sektoren abbilden zu können, wurden neben aggregierten Rechnungen mit Unterscheidung von 2 Sektoren (Feuerungsanlagen<sup>2</sup> und Industrieanlagen) auch disaggregierte Rechnungen mit Unterscheidung von 6 Sektoren (Feuerungsanlagen und 5 einzelne Industriesektoren) durchgeführt.

Tier 3:

- ▶ Entwicklung von Industrie-Vermeidungskostenkurven: Das Modell FORECAST wurde eingesetzt, um Vermeidungskostenkurven für die Industrie in Deutschland zu entwickeln. Dabei wurde anders als in den übrigen Analysen keine ex-post Betrachtung durchgeführt, sondern es wurden ex-ante Kurven für die Jahre 2020 und 2030 entwickelt.
- ▶ Strommarkt: Für den Strommarkt wurde die Definition des alternativen Politikszenarios weiterentwickelt und verfeinert.

## Vergleichende Diskussion der Annahmen

Im Folgenden werden die wesentlichen Annahmen und Ergebnisse der verschiedenen Tier-Ansätze diskutiert und verglichen. Der Aufbau richtet sich hierbei nach den in den Analysen betrachteten Dimensionen: i) das Counterfactual-Szenario, ii) das alternative Politikszenario, iii) die Detaillierung der Sektoren, iv) Vermeidungskosten und CO<sub>2</sub>-Preise und v) die zeitliche Perspektive.

### i) Das Counterfactual-Szenario

Um das Counterfactual-Szenario (Szenario ohne Emissionshandel) zu entwickeln, wurden verschiedene Ansätze angewandt. Die kostenkurven-basierten Abschätzungen des Counterfactual-Szenarios basieren auf historischen Emissionsdaten der vorhergehenden Jahre (Tier 1) oder auf einer business-as-usual-Projektion mit dem Basisjahr 2005 (Tier 2). Alle Änderungen, die zwischen dem/der für das Counterfactual-Szenario verwendeten Jahr/Periode/Baseline und der tatsächlichen Emissionsent-

---

<sup>2</sup> „Combustion installations“ laut Emissionshandelsrichtlinie (2003/87/EG). Dies umfasst vor allem Kraftwerke und Heizwerke zur öffentlichen Versorgung, außerdem Industrieanlagen mit mehr als 20 MW Feuerungswärmeleistung, die nicht zu einer der besonders energieintensiven Industriebranchen gehören, sondern z.B. zur Nahrungsmittelindustrie oder zum Maschinenbau.

wicklung auftreten – auch Emissionsrückgänge infolge beispielsweise der Wirtschaftskrise oder des technischen Fortschritts, werden der Wirkung des Emissionshandels zugeschrieben. Da die Emissionsentwicklung im Counterfactual-Szenario sich in der Vorgängerstudie (Cludius et al. 2016) als eine der maßgeblichen Annahmen herausstellte, wurde diese Dimension weiter untersucht, um ein verbessertes Counterfactual-Szenario zu erzielen, das aufgetretene Emissionsminderungen, die nicht auf den EHS zurückzuführen waren, möglichst ausschließt.

Hierfür wurden die POLES-Basisemissionen (und Vermeidungskostenkurven) in Bezug auf drei Größen, das Bruttoinlandsprodukt (BIP) sowie die erneuerbare und nukleare Energieproduktion, angepasst. So wurde ein Counterfactual-Szenario erstellt, das die realen Entwicklungen dieser drei Faktoren besser abbildet. Der Einfluss der wirtschaftlichen Entwicklung wurde korrigiert, indem für jedes Land die tatsächliche Entwicklung des BIP zwischen 2008 und 2012 mit der in POLES angenommenen Entwicklung verglichen wurde. Die Entwicklung der erneuerbaren und nuklearen Energieerzeugung in den Szenarien wurde ebenfalls auf Länderebene mit Eurostat-Zahlen verglichen. Länderspezifische Emissionswerte der fossilen Stromproduktion (EEA 2015) wurden angewandt, um die Basisemissionen des Stromsektors entsprechend auf die tatsächliche Entwicklung anzupassen. Für den Industriesektor wurden keine weiteren Anpassungen vorgenommen. Die resultierenden korrigierten Emissionsmengen und Vermeidungskostenkurven wurden dann als Counterfactual-Szenario für die weiteren Analysen verwendet.

Für den Tier 3-Ansatz stellen Unsicherheiten und Annahmen verglichen mit den Tier 1- und Tier 2-Ansätzen ein deutlich geringeres Problem dar. Da sowohl das Counterfactual-Szenario, als auch die Vermeidungskostenkurven modellendogen bestimmt werden, können sie in der ex-post Analyse konsistent abgeleitet und mit dem EHS-Szenario verglichen werden. Das Counterfactual-Szenario wird dabei mit einem Emissionshandelspreis von Null simuliert. Damit lässt sich die auf die Implementierung des EU-EHS zurückzuführende Veränderung der Emissionsmengen isoliert ermitteln. Die Auswirkung der Änderung anderer Parameter (z.B. die wirtschaftliche Entwicklung oder politische Maßnahmen), die nicht in Zusammenhang mit dem EU-EHS stehen, sind gleichermaßen im Counterfactual-Szenario wie auch im Alternativen PolitikszENARIO berücksichtigt.

Die Anwendung des Tier 3-Ansatzes für den Industriesektor hat jedoch gezeigt, dass die Definition des Counterfactual-Szenarios selbst dann eine der zentralen Herausforderungen für die Analyse darstellen kann, wenn ein Modell zur Verfügung steht. In der Tier 3-Analyse des deutschen Industriesektors sind 2/3 der gesamten Emissionsminderung zwischen 2010 und 2030 bereits im Rahmen des Counterfactual-Szenarios realisiert und werden damit nicht dem Emissionshandel zugerechnet. Die auf das EU-EHS zurückzuführenden Emissionsminderungen sind entsprechend begrenzt. Dies führt einerseits dazu, dass bei einer klassischen Vermeidungskostendarstellung diese knapp 2/3 Vermeidungspotenzial zunächst nicht mehr in der Kurve ausgewiesen werden. Andererseits muss bei der Definition des Counterfactual-Szenarios überlegt werden, welche Entwicklungen und welche Minderungsmaßnahmen darin bereits auftauchen sollen, z.B. der – im Modell exogen hinterlegte – Wechsel von Oxygen- zu Elektrostahl oder die Auswirkungen der Entwicklung der Energieträgerpreise.

#### ii) Alternatives PolitikszENARIO

Das Alternative PolitikszENARIO, das in den Fallstudien zum Tier 1- und Tier 2-Ansatz verwendet wird, basiert weitgehend auf der ex-ante Zuteilung der Emissionszertifikate an Unternehmen. Dabei werden die auktionierten Mengen dem Energie-Sektor zugerechnet. Dahinter steht die Überlegung, dass die in der zweiten Handelsperiode auktionierten Mengen weitgehend von der kostenlosen Zuteilung des Stromsektors abgezogen wurden, während der Industriesektor aufgrund von internationalem Wettbewerb eher großzügige kostenfreie Zuteilungen erhalten hat. Inwieweit solche Überlegungen eins zu eins auf ein realistisches alternatives Ordnungsrecht zu übertragen sind, ist unklar. Es ist allerdings davon auszugehen, dass die Grenzwerte für den Energiesektor dort nicht so stark reduziert würden wie real die kostenlosen Zuteilungen im EHS.

Da die realen Zuteilungsmengen höher waren als die in der Analyse erwarteten Emissionsmengen, wurden die anteiligen Zuteilungen und nicht die absoluten Werte verwendet. Dies bedeutet jedoch, dass die Unsicherheiten über die Definition des Counterfactual-Szenarios und der Zuteilungsmengen die Ergebnisse beeinflussen.

Im Rahmen des Tier 3-Ansatzes kann ein Alternatives PolitikszENARIO entwickelt werden, das die abgeleiteten EHS Minderungen erreicht und dabei andere Politikannahmen zugrunde legt. Für die Analyse des deutschen Stromsektors wurden zwei alternative Politikansätze verwendet: i) ein Emissionsstandard (beispielsweise pro produzierter Energieeinheit) und ii) ein Emissionsbudget (beispielsweise pro Jahr). In beiden Fällen entsprechen die Emissionsminderungen denen des EU-EHS-Szenarios.

Bei der Anwendung des Tier 3-Ansatzes auf den Industriesektor wurden drei alternative Politikszenarios definiert. Die Minderungsanforderungen wurden umgesetzt als: i) ein innerhalb der deutschen Industrie zu erbringendes Emissionsminderungsziel, das sich gemäß Modellrechnung bei 50 Euro CO<sub>2</sub>-Preis ergibt (dies sind rund 7 Mt CO<sub>2</sub>eq), ii) gleiche prozentuale Minderung um 43% (entsprechend des EU-EHS Minderungsziels von 43% im Jahr 2030 im Vergleich zu 2005) für alle Industriesektoren ohne Handelsmöglichkeit zwischen ihnen und mit dem Energiesektor, und iii) Ermittlung der Summe der kosteneffizienten Minderungsmenge für die deutsche Industrie insgesamt anhand des projizierten EUA-Preises für 2030 und Vorgabe der entsprechenden prozentualen Minderung für jeden einzelnen Industriesektor, ohne Handelsmöglichkeiten zwischen den Industriezweigen. Jede dieser drei Spezifikationen hat Vorzüge und ermöglicht wertvolle Einblicke. Die Berechnung der Szenarien unterscheidet sich jedoch erheblich in ihrer Komplexität. Ein Nachteil der in den Industrieanalysen gewählten Vorgehensweise ist, dass sich die alternativen Politikszenarios hinsichtlich der erzielten Emissionsminderungen unterscheiden. Dies verhindert einen direkten Vergleich der alternativen Politikszenarios miteinander. Die Szenarien sind dagegen derart konzipiert, dass sie unterschiedliche Flexibilität des EU-EHS bei der Zielerfüllung abbilden.

### iii) Disaggregation nach Sektoren

Die Tier 2-Analyse wurde mit verschiedenen sektoralen Auflösungen durchgeführt. In der stärker aggregierten Analyse wurden nur der Stromsektor und ein aggregierter Industriesektor unterschieden. Für die disaggregierte Analyse wurde der Industriesektor jedes Landes weiter untergliedert in die Branchen Stahl, nichtmetallische Mineralien, andere Umwandlung (insb. Raffinerien) und Sonstige. Dadurch werden höhere Effizienzgewinne ausgewiesen, da die Annahme, dass die Minderungen effizient über die Sektoren verteilt sind, im alternativen PolitikszENARIO fallen gelassen wird.

Die Tier 3-Analyse des Industriesektors hatte nicht nur die Bewertung der Kosteneffizienz des EU-EHS zum Ziel. Zusätzlich wurde untersucht, wie gut der Umfang und Detaillierungsgrad des verwendeten Modells dem durch die EU-EHS-Regulierung definierten Rahmen entspricht. Die Tier 3-Analyse des Industriesektors zeigt, dass Schwierigkeiten bei der Kalibrierung eines Bottom-up-Modells (wie hier FORECAST Industrie) auf die Daten des European Transaction Logs (EUTL) auftreten können. Speziell Hochofengase werden im Modell (als Teil des Stahlsektors) anders erfasst, als durch die EU-EHS-Regulierung, in der die damit verbundenen Emissionen in der Regel im verbrennenden Energieerzeugungssektor berichtet werden. Eine zweite Herausforderung stellt die Genehmigungspraxis für Industriekraftwerke dar, die im EHS entweder als Teil der Industrieanlagen oder als separate Kraftwerke (dann würden die Emissionen anstelle des Industriesektors dem Energiesektor zugerechnet) eingeordnet werden können. Während diese beiden Schwierigkeiten im Allgemeinen überwunden werden können, erfordert die uneinheitliche Genehmigungslage detaillierte Kontrollen der einzelnen Anlagen im Register, um alle Unterschiede aufzudecken und eine bessere Übereinstimmung zu liefern.

### iv) Vermeidungskosten und CO<sub>2</sub>-Preise

Vermeidungskosten und -optionen hängen überwiegend von den in der Vermeidungskostenkurve berücksichtigten Technologien ab. Um ex-post Analysen durchzuführen ist es also nötig zu wissen, welche Technologien tatsächlich zum Einsatz kamen, um ggf. eine Anpassung vorzunehmen

Bei ex-ante Analysen bestimmen das Wissen über zukünftige Technologien, deren Verfügbarkeit und Kostenentwicklung die Vermeidungskosten. Für die Interpretation der Ergebnisse einer Kostenanalyse ist also die transparente Darstellung der einbezogenen Technologien (z.B. CCS-Technologie ja/nein, low carbon-Zement ja/nein) notwendig. Informationen darüber, welche anderen Vermeidungsoptionen, wie die Substitution von Produktionsprozessen (z.B. von primären zu sekundären Produktionswegen) oder von Produkten selbst, einbezogen wurden, sollten ebenfalls transparent bereitgestellt werden. Nicht zuletzt können auch Annahmen über die Entscheidungshorizonte eines Unternehmens, wie auch die tatsächlich von den Betrieben genutzten Kriterien für ihre Investitionskalküle, die Ergebnisse signifikant beeinflussen.

Eine weitere wichtige Annahme besteht darin, dass der beobachtete Marktpreis für CO<sub>2</sub>-Zertifikate eine tatsächliche Knappheit an CO<sub>2</sub>-Zertifikaten widerspiegelt und die realen Grenzvermeidungskosten der Anlagen darstellt und nicht primär von anderen Aspekten wie Spekulation oder Marktmacht bestimmt wird. Das war in der zweiten Handelsperiode angesichts des wachsenden Marktüberschusses nicht immer der Fall. Sollte sich in den kommenden Jahren wieder eine Knappheit an Zertifikaten einstellen, kann sich diese Annahme dagegen als zutreffender erweisen.

#### v) Zeitliche Perspektive

Ein Defizit unserer Analysen besteht darin, dass sie intertemporalen Handel zwischen der zweiten und späteren Handelsperioden nicht berücksichtigen. In der Realität wurde jedoch eine große Menge an Emissionszertifikaten für eine spätere Verwendung aus der zweiten in die dritte (und ggf. folgende) Handelsperiode übertragen. Die zusätzlichen Emissionsminderungen, die zu diesem Überschuss führten, beeinflussen entsprechend die Kosten. Die Analysen vernachlässigen jedoch die mit dem Übertrag verbundenen Aspekte der Kosteneffizienz. Zukünftige Arbeiten sollten daher versuchen, durch intertemporalen Handel erzielte Effizienzgewinne mit einzubeziehen.

Als Sensitivitätsanalyse zu Tier 2 wurden die Kosteneffizienzberechnungen für ein durchschnittliches Jahr der zweiten Handelsperiode und für das Jahr 2008 durchgeführt. Wir nehmen an, dass die Ergebnisse für das Einzeljahr 2008 stärker durch singuläre Effekte des Datensatzes beeinflusst werden, die sich über eine längere Periode hinweg üblicherweise ausgleichen.

## **Zusammenfassung der Ergebnisse**

Angesichts der Unsicherheiten in den getroffenen Annahmen und der Berücksichtigung unterschiedlicher Zeiträume in den Tier 1- und Tier 2-Analysen (Durchschnitt von 2008-2012 oder einzelne Zeitpunkte, aggregierte oder disaggregierte Analyse) reichen die berechneten Emissionsminderungen durch das EU-EHS im Vergleich zum Counterfactual-Szenario in Tier 1 und Tier 2 von 133 bis 211 Mt CO<sub>2</sub> für die EU im Zeitraum 2008-2012. Die damit verbundenen Kosteneinsparungen liegen bei diesen beiden Tier-Ansätzen zwischen 12% bis 50% verglichen mit einem alternativen PolitikszENARIO, das zu identischen Emissionsminderungen führt. Detaillierte Beschreibungen der Ansätze, Annahmen und Ergebnisse finden sich in der Dokumentation der Tier-2-Analyse im Annex 1.

Die Ergebnisse der Tier 3-Analyse können wie folgt zusammengefasst werden: In der Fallstudie zum deutschen Stromsektor wurden im Jahr 2010 geschätzte 2,29 Mio. t CO<sub>2</sub> (verglichen mit dem Counterfactual-Szenario) durch das EHS reduziert. Der CO<sub>2</sub>-Preis lag 2010 durchschnittlich bei 14,80 Euro/t CO<sub>2</sub>. Das erste Alternative PolitikszENARIO, das auf einem Emissionsstandard pro erzeugter MWh Strom basiert, impliziert die Schließung dreier Braunkohlekraftwerke, um dieselbe Emissionsminderung zu erreichen. Das zweite Alternative PolitikszENARIO, ausgestaltet als ein Emissionsbudget, impliziert die Reduzierung von Betriebsstunden von Kohlekraftwerken, wobei die exakten Betriebsstunden vom jeweiligen Wirkungsgrad der Anlagen abhängen und von 7800 bis 8600 Stunden pro Jahr bei Braun-

kohlekraftwerken und 1300 bis 5800 Stunden pro Jahr bei Steinkohlekraftwerken reichen. Die Vermeidungskosten im EHS-Szenario lagen ungefähr 90% unter den Kosten im alternativen PolitikszENARIO (konkret 137 Mio. € unter den Kosten im Emissionsstandard-Szenario und 122 Mio. € unter jenen im Emissionsbudget-Szenario).

Bei der Tier 3-Industrie-Fallstudie wurden wie erwähnt drei PolitikszENARIEN analysiert. Aufgrund des Charakters der Studie als exemplarische Modellrechnung mit dem Ziel, methodische Erkenntnisse zu gewinnen, können die Ergebnisse nur illustrativ und nicht detailliert dargestellt werden. Die Vermeidungskosten waren für jede Ausgestaltung der alternativen Politik wesentlich höher als im EHS-Szenario. In den Fällen, in denen prozentuale Minderungen für jede Industriebranche festgelegt wurden, unterschieden sich Vermeidungskosten je nach Industriesektor stark. Für Chemie- und Papierindustrie war die Belastung höher als bei NE-Metallen und Eisen und Stahl.

## Erfahrungen und Schlussfolgerungen

- ▶ Die Analysen haben gezeigt, dass die folgenden Annahmen die Ergebnisse einer ex-post Analyse des EU ETS in besonderem Maße beeinflussen:
- ▶ die Auswahl der Methodik und die damit verbundene Abwägung zwischen Datenverfügbarkeit und Realitätsnähe der Analyse (vgl. Tier-Ansätze)
- ▶ die Verfügbarkeit und Qualität von geeigneten Vermeidungskostenkurven
- ▶ die Bestimmung der Emissionsminderungen unter dem EU-EHS verglichen mit einem Szenario ohne Emissionshandel (Counterfactual-Szenario)
- ▶ die Ausgestaltung des Alternative-Politik-Szenarios.

Grundsätzlich besteht bei ex-post Analysen des EU-EHS ein Abwägungsbedarf zwischen Breite (Einbeziehung aller Sektoren und Länder) und Tiefe (Abbildung eines gewissen Detailgrads in einzelnen Sektoren) der Analyse. Die Wahl der Methodik wird weiterhin durch die Datenverfügbarkeit und die finanziellen und zeitlichen Ressourcen beeinflusst.

Der vorgestellte Tier 1-Ansatz ist relativ einfach und intuitiv, die Ergebnisse der Analyse stellen jedoch nur eine relativ grobe Abschätzung der Kosteneffizienzgewinne dar. Der Ansatz stellt einen guten Startpunkt für Analysen dar und erlaubt mit wenig Aufwand, alle Sektoren und Länder in die Analyse einzubeziehen. Die grobe Abschätzung der Vermeidungskosten unter Verzicht auf technologische Informationen bewirkt, dass dieser Ansatz eher für ein aggregierteres Analyselevel empfehlenswert ist. Dies schließt eine Differenzierung von Ländern und Sektoren jedoch nicht aus. Zukünftige Forschung zum Tier 1-Ansatz sollte darauf abzielen den Detaillierungsgrad der Analyse zu steigern, um daraus weitere Erkenntnisse zu gewinnen, ohne dass dabei jedoch der Aufwand der Analyse deutlich zunimmt.

Für Tier 2-Analysen werden darüber hinaus Informationen zum Verlauf der Vermeidungskostenkurven benötigt. Wo diese Informationen verfügbar sind, erlaubt der Tier 2-Ansatz eine detailliertere Analyse mit realitätsnäheren Ergebnissen. Besonders geeignet scheint der Ansatz bei der Verwendung von realen techno-ökonomischen Informationen, die den direkten Vergleich verschiedener technischer Lösungen erlauben. Die Verfügbarkeit geeigneter Vermeidungskostenkurven stellt jedoch auch eine Grundvoraussetzung dieses Ansatzes dar und sollte kritisch betrachtet werden. Optimal wäre der Einsatz von ex-post Vermeidungskostenkurven, die in dem benötigten regionalen und sektoralen Detailgrad vorliegen. Wie in dieser Studie gezeigt, können bei der Verwendung von ex-ante geschätzten Vermeidungskostenkurven Anpassungen an den Kurven vorgenommen werden (vgl. Abschnitt 1.3 im Annex), um ihre Passfähigkeit zu den tatsächlich in der Realität beobachteten Entwicklungen zu erhöhen. Die Nutzung von ex-post ermittelten Kurven ist jedoch in jedem Falle diesem Vorgehen vorzuziehen. Eine weitere Herausforderung und zentraler Punkt für die Ergebnisse der Analyse ist die Ausgestaltung des alternativen PolitikszENARIOS. In der vorliegenden Analyse wurden die Minderungs Vorga-

ben für das alternative Politikscenario basierend auf den kostenfreien Zuteilungen und den Auktionierungsmengen (beim Stromsektor berücksichtigt) festgelegt. Es wäre wünschenswert weitere Spezifikationen für alternative Politikscenarien und ihre Auswirkungen auf die Ergebnisse der Analyse zu untersuchen, z.B. spezifische Emissionsgrenzwerte für einzelne Produkte.

Im Gegensatz zu den anderen beiden Ansätzen erlaubt der Tier 3-Ansatz eine endogene Analyse der Emissionsminderungen und der damit verbundenen Kosten. Er erfordert jedoch die Verfügbarkeit und den Einsatz eines geeigneten Modells. Modelle in dem entsprechenden Detaillierungsgrad auf Sektorebene liegen jedoch häufig nur für einzelne Sektoren vor und nicht für alle dem EU-EHS unterliegenden Sektoren oder sind nicht frei zugänglich. Die Analyse selbst ist für den Stromsektor einfacher durchzuführen als für den Industriesektor, der deutlich heterogener ist. Darüber hinaus müssen die Modelle in der Lage sein, sowohl lang- als auch kurzfristige Effizienz- und Vermeidungsoptionen (z.B. Brennstoffwechsel in der Industrie) abbilden, um die Effekte des Emissionshandels realistisch abbilden zu können. Analysen von inter-sektoralen Handel sind nur möglich, wenn verschiedene Modelle zu einem Modellsystem zusammengeschlossen werden können, oder wenn, wie oben beschrieben, ein Energiesystemmodell vorliegt. Dabei muss berücksichtigt werden, ob das Modellsystem auch in der Lage ist, Wechselwirkungen zwischen Sektoren, insbesondere Energieangebot und -nachfrage abzubilden. Eine einfache Addition von Modellergebnissen verschiedener sektoraler Modelle ist nicht möglich.

Für zukünftige Analysen sollten die Modelle weiterentwickelt und verfeinert werden (z.B. in Hinblick auf den Detailgrad und die Datenbasis). Gleichzeitig sollte die Datenqualität in Bezug auf Vermeidungsoptionen und die Abbildung von Investitions- und Produktionsentscheidungen in Unternehmen in den Modellen verbessert werden. Unternehmensinterviews und schriftliche Unternehmensbefragungen können dazu eingesetzt werden, den Kenntnisstand diesbezüglich zu verbessern. Grundsätzlich gilt, dass Modelle für Tier 3-Analysen einen hohen Detailgrad aufweisen müssen, einer Vielzahl von Annahmen in Bezug auf die Analyse unterliegen und Modellierer entsprechend viele Freiheitsgrade bei der Analyse haben. Die Qualität der Analysen ist in großem Maße davon abhängig, wie die Analyse ausgestaltet wird. Darüber hinaus sei darauf hingewiesen, dass Modelle ein vereinfachtes Abbild komplexer Sachverhalte darstellen; Ziel von Modellen ist nicht, die Realität in ihrem vollen Umfang abzubilden. Daher werden immer Unsicherheiten bestehen bleiben.

Zusammengefasst haben die Analysen in diesem Projekt gezeigt, dass unter Berücksichtigung von Datenverfügbarkeiten und Ressourcen keiner der Tier-Ansätze grundsätzlich als der Beste hervorzuhelben wäre. Im Gegenteil, die Ansätze verfolgen verschiedene Ziele und können einander ergänzen. Bei der Auswahl der Methodik wird es immer ein Abwägen zwischen Breite und Tiefe der Analyse geben müssen; Datenverfügbarkeit und Ressourcen sind weitere wichtige Faktoren bei der Wahl der Analysemethodik. Darüber hinaus sind die getroffenen Annahmen in hohem Maße relevant für die Ergebnisse der Analyse. Daher ist es wichtig im Vorfeld der Analyse klar abzustecken, welches Ziel mit der Analyse verfolgt wird (z.B. Evaluation der EU-weiten Effizienz, Einschränkung auf einzelne Regionen oder Sektoren, erste Abschätzungen oder Detailanalysen, Einbeziehen von intra-sektoralen Handel usw.) und darauf basierend den Detailgrad an benötigten Daten und Informationen festzulegen.

## Overview and summary of the project

This document presents the final report of the project “Efficiency and effectiveness of the EU ETS – extended analyses (EU-ETS 6)”. The project aims to deliver further contributions for the evaluation of the efficiency and effectiveness of the European Emission Trading System (ETS). In doing so, the project provides advice to 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 methodological aspects of ex-post assessments and lessons learned for ex-ante analyses. The project builds on a previous study, titled „*Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)*“. The current project focusses on methodological approaches for an ex-post assessment of the effects of the EU ETS and introduces different “Tier” levels which reflect the scope of the analyses in terms of breadth and depth. The core of each Tier level analysis is to compare estimated abatement costs under the EU-ETS with cost estimates for a fictitious “alternative policy scenario” that aims to achieve the same total abatement but does not provide the flexibility of trading allowances. Case studies are conducted based on marginal abatement cost curves derived from a partial equilibrium model and from bottom-up models for the industry and the electricity sector respectively. The work was carried out by Öko-Institut e. V. and Fraunhofer ISI. This overview summarises the relevant background, methods and results of the analyses conducted within the project. Complete versions of each analysis are included in Annexes, named Annex 1 - Tier 2 Analysis, Annex 2 - Tier 3 Analysis Industry and Annex 3 - Tier 3 Analyses Power Sector and Annex 4 - Comparative Analysis/Lessons learnt.

## Background

In 2005, the EU Emissions Trading System (EU ETS) as the world’s largest emissions trading system was launched. It covers CO<sub>2</sub> 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 1900 Mt CO<sub>2</sub>eq verified emissions in 2013, mainly from power and heat generation as well as energy-intensive industries such as iron and steel, refineries, non-ferrous metals, cement, pulp and paper, glass and ceramics and the production of chemicals).

The first trading period (2005-07) was used as a learning phase. 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 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 Emissions Trading Scheme (EU ETS) at the end of 2012, first ex-post evaluations of the instrument and one of its major characteristic, the flexibility through trading, have become possible. In a preceding project “Evaluation and development of the EU Emissions Trading Scheme (EU ETS 5)”, methodological approaches to assess the ex-post cost efficiency of the EU ETS were analysed by means of case studies. These methods are further developed in this report, in terms of data improvement, additional assessments and scenarios, and first ex-ante abatement cost analyses. The current project focuses on insights gained by applying the different methodological approaches and to discuss the pros and cons of each. It then concludes with possible ways forward to further refine the methods and/or applications. We specifically ask three questions:

- a) What did we learn about the methods? What are they suitable for?

- b) What did we learn about assumptions and data employed in the case studies?
- c) What do we recommend for future ex-post evaluations of the EU ETS?

## Methodology

For a cost-efficiency analysis of an ETS, we compare the costs resulting from the ETS to the costs that would have resulted from a hypothetical alternative policy aiming at the same level of GHG emissions mitigation, but without the possibility to trade. To follow this idea, 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 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, with an emission trading system that includes more than 11,000 installations it can easily be seen that an analysis on the installation level requires a tremendous amount of information and resources and does not appear feasible, unless a modified method can be developed that takes into account these issues. 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. Besides the sectoral dimensions, other important dimensions include the regional boundaries, the temporal perspective and the definition of the alternative policy scenario itself.

At the heart of any ex-post assessment of the EU ETS 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 differentiate three options to estimate the abatement costs (Tier 1-3).

*Tier 1 – Cost curve based estimation:* 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 realized 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 (i.e. without intercept) 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 can be constructed from information on costs and abatement potentials of certain abatement technologies. This type of marginal abatement cost curve ("cost potential curve") can be found in Ecofys (2009), Ecofys & JRC-IPTS (2009), McKinsey&Company (2007 and 2009), ifo & FfE (2012). A second, different type of marginal abatement cost curves are constructed with partial equilibrium or energy-system models. In addition to the techno-economic information that bottom-up analyses account for, these 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. Exam-

ples of models which supply this kind of marginal abatement cost curves are Markal/TIMES, PRIMES, POLES, and also sectoral-models such as Forecast Industry and PowerFlex which model the industry and power sector respectively with demand for products/outputs given exogenously. The third type of marginal abatement cost curves are top-down marginal abatement cost curves based on macro-economic modeling 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.). For a Tier 2 analysis, marginal abatement cost curves constructed either based on techno-economic information, or with sector level or energy-system models, are used. In contrast top-down marginal abatement cost curves would be suitable for an analysis of the macro-economic effects but are less suitable for efficiency calculations based on the abatement costs of single sectors and/or installations because they are not sufficiently detailed.

Marginal abatement cost curves can either be used in their original form (e.g. for the total economy of a country or 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 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. In many cases, however, such models focus on one or a few individual sectors and/or countries. For the analysis of the whole EU ETS, however, 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 this level of detail. The use of models is thus more complicated and time intensive than applying calculated curves directly to the analysis (i.e. Tier 2). Within the current project, we apply the Tier 3 approach twofold. First, we conduct an ex-post assessment of the effects of the EU ETS in the German power sector. Second, we provide an ex-ante analysis of the EU ETS in the industry sector.

The advancements to the project „Evaluation and development of the EU Emissions Trading Scheme (EU ETS 5)“ lay in the Tier 2 and Tier 3 analyses. In particular:

Tier 2:

- ▶ Differences in main drivers for emissions in POLES marginal abatement cost curves and in reality: As the POLES MACCs are ex-ante curves, assumptions on key drivers, such as gross domestic product (GDP), energy prices and share of renewables in electricity mix, differ from historic values. In this project, the MACCs were therefore corrected for differences in main drivers.
- ▶ Disaggregation: To take into account efficiency gains also from trade between industry sectors, aggregated (two sectors, combustion installations and industry as a whole) as well as disaggregated (six sectors, combustion installations and five different industry sectors) analyses were conducted.

Tier 3:

- ▶ Development of industry marginal abatement cost curves: Based on the model FORECAST marginal abatement cost curves were developed for the German industry sector. In contrast to other analyses within this project, this exercise was an ex-ante analysis for the years 2020 and 2030.
- ▶ Electricity: We analyse different specifications of the alternative policy scenario.

## Comparative discussion of assumptions

For the purpose of this summary, the main assumptions and results are discussed and compared for each of the Tier level approaches. The discussion is structured along the different dimensions we consider in the analyses: i) the counterfactual scenario, ii) the alternative policy scenario, iii) the sectoral disaggregation, iv) the abatement costs and CO<sub>2</sub>-prices and v) the temporal perspective.

### i) Counterfactual scenario

Different approaches were applied to develop the counterfactual scenario. In the cost curve based estimates, the counterfactual scenario was based on historical emissions data of the previous year/previous trading period (Tier 1) or on a business-as-usual projection with base 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. Since the counterfactual emissions development was identified as one of the main caveats for the application of the Tier 2 method in an earlier study (Cludius et al. 2016), it was decided to further analyse this assumption to as best as possible derive a counterfactual scenario that excludes effects that are not due the EU ETS.

Therefore, while using the same model-based abatement cost curves from the POLES model as in UBA 2016, we adjusted the model's baseline emissions (and abatement cost curves) based on an investigation of the assumptions underlying the POLES curves in terms of GDP development, renewable energy and nuclear energy production and established a counterfactual that better reflects actually observed developments. We corrected for the impact of economic development by comparing actual GDP development in 2008–2012 to the development assumed in the POLES scenarios for each country. Emission levels for both industry and electricity sector were rescaled using an elasticity of emissions to changes in GDP of 1 following Trotignon (2012). Additionally, we compared the development of renewable energy sources and nuclear based on Eurostat to the one assumed in POLES and applied emissions factors of fossil electricity generation from EEA (2015), differentiated by country (aggregate) to re-scale emissions for the electricity sector at country level. For industry, no further adjustments were made. The resulting corrected counterfactual emissions levels were then applied in the cost efficiency 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 ETS. The counterfactual scenario is derived by running the model with a zero carbon price. In this case, the counterfactual only accounts 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.

However, the application for the industry sector (see Annex 2) has also shown that even though the model was available, the definition of the counterfactual scenario presents one of the key challenges for the further analysis. Namely, in the Tier 3 industry analysis, 2/3 of total emission reductions in 2030 compared to 2010 are already realised under the counterfactual scenario. As a result, calculated emission reductions due to the EU ETS are limited. On the one hand, in a classical marginal abatement cost curve representation, these reductions are not included in the curve. On the other hand, the definition of the counterfactual scenario requires an intensive discussion on which effects should already be included in the counterfactual scenario, e.g. switch from BOF steel to EAF steel or the effects from the development of energy prices.

### ii) Alternative policy scenario

The *alternative policy scenario* in the case studies applying the Tier 1 and Tier 2 approach was designed based on allocation of emissions allowances, e.g. grandfathering for the second trading period, without allowing for trade. Auctioned amounts were attributed to the combustion sector. The rationale behind the decision is that the amounts auctioned in the second trading period primarily came from the combustion installations while industry installations for competitiveness reasons still received generous free allocation. It is unclear to what extent such considerations would also hold in case of regulations and standards in reality. It is also conceivable that, in case of a regulations and standards policy approach, emission limits for the electricity would be somewhat higher compared to their free allocation under the EU ETS.

Allocation needed to be corrected for overallocation as emissions reductions need to be in line with the ETS emission reduction. For this reason, allocation was derived as a relative measure rather than absolute values. This implies, however, that uncertainties remain with regards to the counterfactual scenario and alternative policies scenario which might affect the results.

For Tier 3, an alternative policy scenario can be designed in a way to reflect the derived emissions reductions, leaving all other assumptions constant. Two alternative policy approaches were applied for the analysis of the German power sector, i) an emission standard (for example, per unit of electricity produced) and ii) an emission budget (for example, per year). Both were set up in a way to achieve the same amount of emissions reductions as in the EU ETS scenario. Other implementations of an alternative policy scenario could relate to fuel type specific emissions limits, a coal ban, CO<sub>2</sub>-price floors etc.

For a first application of the Tier 3 industry model, three alternative policy scenarios were defined. Reduction requirements were implemented as i) a fixed emission reduction level derived from modeling at 50 Euros per ton of CO<sub>2</sub>-eq to be achieved by German industry without trading (i.e. reduction of about 7 Mt CO<sub>2</sub>-eq), ii) equal percentage reduction according to the EU ETS cap of 43% in 2030 compared to 2005 for each industrial sector without the possibility of trading in industry or with the electricity sector, iii) equal percentage reduction for each industrial sector in Germany based on the amount that German industry in total would reduce in response to the projected EU ETS price in 2030, without the possibility of trading among the industry sectors. Each of these three specifications has its merits and allows drawing valuable insights. The complexity of the scenarios differs substantially. A drawback here is that the alternative policy scenarios do not result in equal emissions reduction but rather present different interpretations of EU ETS features as alternative policies, applying the cap and its resulting EUA price with and without sectoral and EU-wide trading to the German industry sector.

### iii) Sectoral detail

The Tier 2 analysis was carried out at different levels of sectoral detail. In the aggregated analysis only the electricity sector and an aggregated industry sector were differentiated. In the disaggregated analysis we further differentiated the industry sector in each country distinguishing steel, non-metallic minerals, other transformation (including the refineries) and other industry. This allows discovering more efficiency gains since the assumption of efficient abatement allocation between these industry sectors in the alternative policy scenario is dropped.

The Tier 3 analysis for the industry sector aimed not only at estimating cost efficiency of ETS, but also at investigating how close the model scope of the model used matches the scope defined by the EU ETS regulation. Our analysis showed that challenges can arise from matching a bottom-up model such as FORECAST industry with the data contained in the EU ETS transaction log (EUTL). In particular, blast furnace gases are accounted for differently in the model (as part of the steel sector) compared to the EU ETS regulation, where they are usually covered as part of the energy sector. A second challenge is the permitting practice for industrial power plants, which can be either covered in the ETS as part of the industry installation or as a separate power installation (in which case emissions are attributed to the power sector rather than the industry sector). While in general, these challenges could be over-

come, the heterogeneous permitting situation requires detailed, installation-by-installation checks to identify all differences and provide for a better match.

#### iv) Abatement costs and CO<sub>2</sub> price

Abatement costs and abatement options depend to a large extent on the technologies included in the abatement cost curve. For ex-post analyses, knowledge on the technologies that were being applied is needed to adapt the curves in accordance with actual circumstances.

For ex-ante analyses, knowledge on future technologies, their availability and cost development is determining the abatement costs. Transparency on which technologies are being included (e.g. CCS technology yes/no, new low-carbon cement yes/no) is a necessity to interpret the results of a cost analysis. Also, information on which other abatement options such as substitution of production processes (e.g., from primary to secondary production routes) or product substitution are being included, should be provided in a transparent manner. Not least, assumptions on the firms' degree of foresight, as well as the precise investment appraisal criteria used by the firms can significantly affect the results.

Another major assumption is that the observed market price for CO<sub>2</sub> certificates reflects a real shortage of CO<sub>2</sub> certificates and indicates the real marginal abatement costs of installations rather than being primarily affected by other aspects such as market power or speculation. This assumption may prove to be less of a caveat as the situation may change in future years leading to a shortage in certificates at some point.

#### v) Temporal dimension

A caveat of our analyses is that they do not account for inter-temporal trade between the second trading period and later trading periods. In reality, however, a large surplus of emission certificates was banked from the second trading period into the third one for use in later periods. The additional emission reductions leading to this surplus affect costs, but the present analysis neglects efficiency gains from trade with, and in, later periods. Hence, future work should try to include efficiency gains from inter-temporal trade.

As a sensitivity analysis to Tier 2, we carried out the cost efficiency calculations for both an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period and the single year 2008. We suppose that the results for the single year are more influenced by singular effects of that year's dataset, which might normally level out over a longer period in time.

## **Summary of results**

Given the uncertainties about our assumptions, and given the different time periods considered in the Tier 1 and Tier 2 applications (average of 2008-2012 or single year, disaggregated and aggregated analysis) the resulting emissions reductions due to the ETS compared to the counterfactual scenario in Tier 1 and Tier 2 range from 133 to 211 Mt CO<sub>2</sub> for the EU. At the same time, the associated cost savings compared to an alternative policy scenario leading to identical emission reductions cover a span from 12% to 50% in these two Tier approaches. Detailed descriptions of the approaches, assumptions and results are provided in this report.

The results for the Tier 3 analyses can be summarized as follows: In the power sector case study for Germany, 2.29 Mt CO<sub>2</sub> (compared to the counterfactual) were reduced in the Germany power sector in the year 2010 through the emissions trading scheme, the carbon price was at an average of 14.80 Euro/t CO<sub>2</sub> in 2010. The alternative policy approach based on an emission standard (t CO<sub>2</sub> per MWh) implied the closure of three lignite power plants to reach the same level of emission reduction. The alternative policy scenario based on an emissions budget implied the reduction of operating hours for coal plants, with the exact operating hours depending on each plant's conversion efficiencies, ranging from 7,800 to 8,600 hours per year for lignite powered plants and from 1300 to 5800 hours per year

for hard coal power plants. Abatement costs were about 90% lower in the ETS scenario than in the alternative policy scenario, i.e. 137m € lower in the ETS scenario compared to the emission standard scenario and about 122m € lower compared to the emission budget scenario.

For the Tier 3 industry case study, the above-mentioned three alternative policy scenarios were analysed. Due to the methodological character of the study that aims to provide lessons learned through exemplified model runs, the results are only of illustrative nature and cannot be presented in detail. For each alternative policy definition, however, abatement costs were substantially higher than in the emissions trading scenario. In those cases where percentage mitigation reductions were set for each industry, abatement costs differed substantially by industrial sector, with a higher burden for the chemicals and paper industry than for non-ferrous metals and iron and steel.

## Lessons learnt and conclusions

The analysis revealed that the most important aspects driving the results of an ex-post assessment of the EU ETS include

- ▶ the choice of the assessment perspective with its trade-off between data requirements and accuracy (cf. the 3 tiers)
- ▶ the availability and quality of suitable abatement cost curves
- ▶ determining the avoided emissions due to the ETS compared to a system without ETS (counterfactual scenario)
- ▶ designing the alternative policy scenario

In general, 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.

The *Tier 1 approach* while relatively easy and intuitive provides a very rough assessment of cost efficiency. It serves as a 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.

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. Therefore, it is well suited to assess the cost efficiency of the ETS, as the abatement costs are based on underlying real-world data and therefore can compare the costs of different abatement options directly. However, the availability of suitable abatement cost curves is key and needs to be carefully considered. In a best case, ex-post cost curves would be available with required sectoral and regional detail. If such curves are not available, adjustments can be considered, as they were applied in this study. However, such adjustments can always only be second best. Another challenge is the definition of an appropriate alternative policy scenario which is crucial for the analysis. We defined abatement requirements based on each sector's respective free allocation, plus the auctioned amounts (for the electricity sector), as an indicator for the emissions that each sector would still be allowed to emit. It would be desirable to investigate other scenarios e.g. with specific emission limits by product or sector.

The *Tier 3 approach* allows for endogenous analysis of emissions reductions and mitigation costs and may therefore be superior to the other two tiers. However, it requires access to, and use of, a detailed model which often is not free of charge or might only be available for individual sectors in specific countries. This type of analysis is more easily carried out for the electricity sector than the industry sector, which is much more heterogeneous. Furthermore, the models have to be able to describe both

long- and short-term efficiency and abatement opportunities (e.g. fuel switch options in industry) in order to realistically assess the effects of an ETS. An assessment of trading across a number of sectors (or all EU ETS sectors) can only be made if the respective bottom-up models can be linked or if, as described above, an energy system model is available, in order to take account of the interactions between sectors and between energy supply and demand. A simple addition of model results is not possible.

For future assessments, models should be further improved regarding the level of detail they provide and use as data basis, and at the same time improve the data quality regarding mitigation options and elaborate the modelling of decision making by firms. Firm interviews and written surveys can provide a helpful technique to gain a better understanding of the firm's decision making processes and the technology choices made in the past. Generally, models in Tier 3 applications require detailed information and are based on various assumptions. All functional specifications and model parameters need to be carefully chosen, checked throughout calibration processes and possibly readjusted. Still, it needs to be kept in mind that models aim to provide a simplified representation of some complex phenomenon; they do not aim to grasp - and can never reflect - the full extent of reality. Thus, uncertainties remain.

To sum up: The analysis revealed that taking into account data availability and resource intensity of the different tiers, none of the three methods is generally superior to the other, they rather have different uses and may complement each other. The approaches will always face a trade-off between breadth and depth of the analysis, and encounter data and resource constraints. Moreover, the assumptions taken to define a framework might shape the results to a specific 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.

## Annex – Einzelanalysen

### 1 Annex 1: Tier 2 Analysis: Estimation of cost savings from trading by means of a model-based abatement cost curve (Tier 2 analysis):

*Cost savings from trades across industries and Member States in the EU ETS second trading period - based on an ex-post modified MAC curve from the energy system model POLES*

Von Nele Friedrichsen Fraunhofer ISI, Karlsruhe; Johanna Cludius, Öko-Institut e.V., Berlin; Vicki Duscha, Fraunhofer ISI, Karlsruhe; Katja Schumacher, Öko-Institut e.V., Berlin

#### Table of Contents

1.1	Introduction .....	28
1.2	Factors influencing the development of CO <sub>2</sub> emissions within EU ETS sectors .....	30
1.3	POLES BAU corrections: Method, selected factors and application.....	34
1.3.1	Methodology of BAU correction and its impacts on the cost efficiency analysis.....	39
1.3.2	Correction of BAU emissions.....	42
1.3.2.1	Economic activity	42
1.3.2.2	Changes in the electricity generation mix	45
1.4	Efficiency calculations based on corrected POLES BAU and MACCs .....	50
1.4.1	Aggregated calculations and results .....	51
1.4.1.1	Aggregated calculation for an average year of the 2 <sup>nd</sup> trading period (2008-12)	52
1.4.1.2	Aggregated calculation for 2008	54
1.4.2	Disaggregated results.....	55
1.4.2.1	Disaggregated calculation for 2008-2012	57
1.4.2.2	Disaggregated calculation for 2008	58
1.4.3	Comparison of aggregated and disaggregated results under both price and quantity approach .....	60
1.5	Summary and Conclusions.....	62
1.6	Annex - Factors not applied for BAU emission correction.....	65
1.6.1	Energy intensity.....	65
1.6.2	Fuel mix / Fuel price development.....	66
1.6.3	Structural changes in the economy.....	68
1.6.4	Climatic factors.....	68
1.6.5	CO <sub>2</sub> -intensity as correction factor .....	69

## List of Figures

Figure 1-1:	Illustration of projected and corrected BAU emissions for industrial and electricity sector in the EU.....	40
Figure 1-2:	Projected and corrected emissions at different price levels for electricity and industrial sector (average 2nd TP) .....	41
Figure 1-3:	Cost-efficiency analysis based on projected and corrected MACCs.....	42
Figure 1-4:	GDP development POLES BAU vs. EUROSTAT data, starting in 2006.....	43
Figure 1-5:	RES share in total gross electricity generation in 2008-12 POLES vs. EUROSTAT .....	46
Figure 1-6:	Development of RES-E share in total gross electricity generation POLES vs. EUROSTAT.....	47
Figure 1-7:	Comparison of abatement cost for all scenarios.....	61
Figure 1-8:	Development of gross inland consumption per GDP in POLES vs. BAU based on EUROSTAT .....	65
Figure 1-9:	Development of oil, gas and coal import prices and coal production prices in Germany (Index: 2007=100)* .....	66

## List of Tables

Table 1-1:	Overview of studies estimating counterfactual emissions.....	32
Table 1-2:	Summary of corrections and their effect on the POLES BAU emissions .....	36
Table 1-3:	Handling of selected factors influencing CO2 emissions in the analysis .....	37
Table 1-4:	Ratio of BAU GDP based on EUROSTAT to POLES BAU (GDP correction factors).....	44
Table 1-5:	Absolute changes in CO2 emissions [Mt] from differences in RES electricity generation, based on EEA CO2-factor of fossil power mix.....	48
Table 1-6:	Absolute changes in CO2 emissions [Mt] from differences in nuclear electricity generation, based on EEA CO2-factor of fossil power mix.....	49
Table 1-7:	Inputs for calculation of the aggregated scenarios .....	51
Table 1-8:	Abatement: ETS vs. alternative policy (2008-12) .....	53
Table 1-9:	Cost of abatement (2008-12) .....	54
Table 1-10:	Abatement: ETS vs. alternative policy (2008).....	55
Table 1-11:	Cost of abatement (2008).....	55
Table 1-12:	Matching of POLES sectors and EUTL activity codes .....	56
Table 1-13:	Inputs for calculation of the disaggregated scenario .....	56
Table 1-14:	Abatement: ETS vs. alternative policy (2008-12) (disaggregated calculation) .....	57
Table 1-15:	Cost of abatement ETS vs. alternative policy (2008-12) (disaggregated calculation) .....	58
Table 1-16:	Abatement: ETS vs. alternative policy (2008) (disaggregated calculation) .....	59
Table 1-17:	Cost of abatement ETS vs. alternative policy (2008) (disaggregated calculation) .....	59
Table 1-18:	Comparison of relative efficiency gain for all scenarios.....	60
Table 1-19:	CO2 intensity change rates for the industry.....	69

## 1.1 Introduction

Emissions trading is a popular instrument in climate policy since in economic theory, it can be shown that an emissions trading system reaches a given emission target (“cap”) at least costs (Montgomery, 1972). The possibility to trade emission certificates at the market creates a situation where – in theory – all firms participating in the emissions trading system face equal marginal abatement costs, equal to the market price for emission certificates. Trade ensures that only least cost abatement options are realized, because firms will buy emission certificates if the marginal cost of abatement is higher than the certificate price and in contrast they will pursue additional reductions and sell their excess emission certificates at the market if the marginal costs of abatement are lower than the certificate price. Regulatory measures such as e.g. minimum standards do not provide this flexibility concerning the abatement options inherent to an emissions trading system. Hence, chances are small that under regulatory measures equal emission reductions can be reached at comparable costs. Ex-ante analyses support this assumption (see e.g. Böhringer 2002; Fujimori et al. 2015; Kemfert et al. 2006; Paltsev et al. 2014; Stevens & Rose 2002) and report efficiency gains from trade in the order of 23 % to 40 % (Capros and Mantzos 2000; Böhringer 2002, Matthes et al. 2003), but so far to the knowledge of the authors no ex-post analysis are available. Within this report, we present an approach and results for a backward looking analysis of the cost savings from trade under the EU ETS in its second trading period.

The methodology follows Ellerman et al. (2000) who carried out an ex-post analysis of the SO<sub>2</sub> trading system in the U.S.<sup>3</sup> We adapt the approach to the EU ETS. The general idea to determine efficiency gains from emissions trading is to compare the costs of emission reductions in an ETS policy scenario (“ETS Scenario”) to the cost under an Alternative Policy Scenario achieving the same emission reduction, but without the possibility to trade. The analysis relies on marginal abatement cost curves combined with historical price and emissions data. The analysis proceeds in four steps:

- ▶ Calculation of total emission reductions

The emission reduction is determined via two different approaches: under the *quantity method* observed emission levels (verified emissions) are subtracted from counterfactual emission levels (corrected BAU) to obtain total emission reductions. Under the *price method* total emission reductions are derived by applying the observed CO<sub>2</sub> price to an aggregated marginal abatement cost curve.

- ▶ Allocation of emission reductions between countries and sectors

Total emissions abatement under the Alternative Policy Scenario is scaled down to match the one in the ETS Scenario. This is important in order to be able to interpret differences in abatement costs between the ETS Scenario and the Alternative Policy Scenario as differences in efficiency, rather than as differences in the absolute amount abated. But the allocation of the emission reductions to the countries and sectors differs between the two scenarios.

In the ETS scenario, the country and sector specific emission reduction is determined based on an equal price for all sectors and countries. The individual abatement per country and sector is derived by applying this price to each sector and country’s marginal abatement cost curve.

In contrast, the Alternative Policy Scenario does not allow for the flexibility of trade and the associated equalisation of marginal abatement costs. The individual abatement of each country and sector in the Alternative Policy Scenario is determined based on each sector’s and country’s share in free allocation during the second trading period. Allowances that have been auctioned or sold are added to the freely

<sup>3</sup> A summary of their approach in German is given in the preceding research project’s final report (Umweltbundesamt 2016) in Chapter 3,1.

allocated ones in the electricity sector to not underrate the permitted emissions level under the Alternative Policy Scenario.

- ▶ Calculation of total abatement costs for policy scenarios

In both scenarios the mitigation cost are calculated based on cost curves for abatement options realised under the ETS and an Alternative Policy Scenario. Since the abatement options are very diverse for the different sectors, the marginal abatement cost curves are taken from the bottom-up techno-economic POLES model.

- ▶ Calculation of the efficiency gains

Efficiency gains are represented by the abatement cost difference between the two scenarios. The percentage gain is calculated as the cost saving compared to the cost under the Alternative Policy Scenario.

The analysis faces a major challenge: the construction of a counterfactual scenario and accordingly abatement under the EU ETS since there are other factors also influencing emissions such as changes in economic activity, “autonomous” efficiency improvements or price-driven changes in the demand for fuels. Emission reductions associated with these factors are not due to the existence of the EU ETS and hence should not be included in the cost analysis based on the marginal abatement cost curves. In particular the inclusion of the (temporary) effects from the economic downturn on industrial production and hence emissions would result in a significant overestimation of abatement and, as a consequence, abatement costs in the second trading period. Hence, a correction has been applied to estimate counterfactual emissions that are consistent with the observed developments of other factors that have an impact on emissions. This correction is nontrivial; therefore section 1.2 of this report discusses factors that likely influence emissions in the ETS sectors other than the carbon price. This is followed by a description of the methodology for the BAU correction and of the corrections that have been carried out within this report.

Another major challenge is the definition of the Alternative Policy Scenario, namely, the definition of assumptions how the aggregate reduction requirement would be divided among industry sectors and countries in the case of climate policy without an ETS.

In this paper, the main factors influencing CO<sub>2</sub> emissions are discussed based on a literature review (Section 1.2). Several studies have evaluated the impact that different factors have on emissions under the EU ETS (e.g. Laing et al. 2014, Gloaguen and Alberola 2013; Chevallier 2011, Declercq et al. 2011, Ellermann and Buchner 2008). The literature-based part is followed by a discussion of how to operationalise the correction for selected factors and what problems might arise (Section 1.3). The discussion of each factor impacting emission development is followed by a short conclusions and recommendations section on which a selection of factors was made.

The previous analyses carried out in a preceding research project on the evaluation and further development of the EU-ETS (Cludius et al., 2016) employed abatement cost curves generated by the POLES model (a partial equilibrium model of the energy system in the EU) which were generated in 2009 on the basis of economic and emissions projections available at that time. Abatement information is available for all EU Member States, Norway and Switzerland<sup>4</sup> and all sectors covered under the EU ETS.<sup>5</sup>

---

<sup>4</sup> Within the POLES model some countries are grouped: Belgium and Luxembourg are summarized as BLX; Estonia, Latvia and Lithuania are grouped as Baltic States; Slovenia, Malta and Cyprus form the group of Small Mediterranean Countries (SMC). Norway, Switzerland and Iceland are grouped as Rest of Western Europe (RoWE).

For the aggregated analysis, the curves were aggregated to provide two curves for each region/ country, one for the Electricity Sector and a second one for the Industry Sector. Within the disaggregated analysis, for the Industry sector the disaggregated curves for “other transformation”, “steel”, “non-metallic minerals” and “other industry” have been used. Assuming different mitigation obligations for the Member States and sectors under an ETS Scenario compared to an Alternative Policy Scenario, total abatement costs under both scenarios were compared. This approach was labelled a “Tier 2” approach in the previous project, characterised by reliance on exogenous abatement cost curves. Other approaches are based on simpler assumptions such as linear abatement cost curves (called “Tier 1” in the previous project) or own model runs (“Tier 3”).

A corrected BAU-estimation allows the correction of these POLES marginal abatement cost curves, and thus a more accurate estimation of emission abatement and, based on this, of cost reductions triggered by the EU ETS in the context of the Tier 2 analysis. The discussion in this paper is therefore targeted towards the Tier 2 approach and the POLES marginal abatement cost curves (MACCs) used within this analysis.

For those factors selected for the correction, section 1.3 includes the calculated impact of the correction on POLES BAU emissions. In section 1.4 the corrected POLES BAU curves and MACCs are used to estimate the efficiency gains (abatement cost savings) from allowance trading in the EU ETS. The section first presents results for a calculation for an average year of the 2<sup>nd</sup> TP and for the year 2008 based on aggregated data for the industrial sector vs. the electricity sector. This is complemented by a disaggregated calculation of cost savings that includes gains from intra-sector trade. Section 1.5 concludes.

## **1.2 Factors influencing the development of CO<sub>2</sub> emissions within EU ETS sectors**

Apart from the CO<sub>2</sub> price within the EU ETS, there is a variety of factors that have or might have an impact on the emission of greenhouse gases from the ETS sectors. Several studies analyse the influencing factors theoretically or empirically, focussing on the EU ETS or the economy as a whole. In the following, we concentrate on the empirical studies.

Ellerman and Buchner (2008) present one of the first approaches to estimate emission reductions resulting from the EU ETS for the years 2005 and 2006. They argue that a counterfactual estimate purely based on economic activity indicators is misleading. Therefore their estimate is based on an extrapolated trend for CO<sub>2</sub>-intensity improvements calculated as average annual improvements between 2000 and 2004 as well as on economic activity developments in the years 2005 and 2006. Based on sector-specific data they conclude that CO<sub>2</sub>-intensity is likely to develop similarly in single sectors and in the economy as a whole. Estimates should, however, be country-specific to reflect significant differences between countries. Changes in energy prices are not directly included in the estimate of the counterfactual emissions, the authors point out, however, that the estimate is rather conservative. Their reasoning is that prices for oil and gas increased significantly more than prices for coal. This likely had an increasing effect on CO<sub>2</sub> emissions (from electricity generation) in the short-term. A similar approach is used by Ellerman, Convery and de Perthuis (2010) for later years.

---

<sup>5</sup> The relevant sectors in the POLES model are “electricity”, and the four industrial sectors “other transformation”, “steel”, “non-metallic minerals” and “other industry”

Ellerman and Feilhauer (2008) follow a very similar approach by estimating counterfactual emissions for Germany based on historic trends. They also use CO<sub>2</sub>-intensity, but vary the measure used for economic development (GDP vs. gross value added and production) and split the estimate between power sector and industrial sectors. They also mention that the estimate should be seen as an upper bound due to e.g. changes in energy-intensity that are not taken into account in the applied methodology.

Anderson and Di Maria (2011) estimate a counterfactual scenario without EU ETS for the first trading period based on a dynamic panel data model. They include data on economic activity, weather factors (heating and cooling days as well as rain) and energy prices (either for energy carriers or for electricity). Having checked different specifications they decided to use a specification including economic activity, weather variables and electricity prices to predict counterfactual emissions. Based on those counterfactual emissions they calculate that net abatement of around 3 % occurred in the first trading period. This is significantly lower compared to net abatement calculated based on ex-ante BAU emission estimates taken from the countries' NAPs (13 %). According to Anderson and di Maria (2011) this may point to a potential overstatement of BAU emissions calculated ex-ante as contained in the NAPs. Alternatively, the estimate of Anderson and DiMaria (2011) could be inadequate.

Gloaguen and Alberola (2013) estimate counterfactual emissions for the years 2005 to 2011 including data on the share of renewable energies (RES-E) in electricity generation, energy efficiency, the manufacturing output and, a carbon price to switch price ratio to take into account differences in energy prices. Estimates are again based on a panel data model.

Berghmans et al. (2014) concentrate on the power sector. They test the significance of a number of different factors likely to impact CO<sub>2</sub> emissions in the power sector also based on a panel-data set. The factors include economic activity, low-carbon power production, primary energy prices (gas, coal), CO<sub>2</sub> prices and other factors influencing the operation of power plants contained in their data set, such as other regulations limiting the use of a power plant as well as plant specific factors such as size of the power plant, energy efficiency of the power plant, availability of CHP within the plant, fuel type used within the plant and turbine technology. Not included are data on weather conditions and on power generation outside the EU.

Abrell, Ndoye-Fay and Zachmann (2011) analyse the factors influencing changes in firms' CO<sub>2</sub> emission levels. They find that not only economic activity is an important factor, but also that changes in allocation and sectoral affiliation influence the emission reductions of firms. The approach taken by Abrell, Ndoye-Fay and Zachmann is interesting as in contrast to most other studies they perform an econometric analysis based on firm-level data. They match CITL data with data from the AMADEUS data base. Further, the analysis is based on differences comparing developments between the years 2005-06 and 2007-08.

Diakoulaki and Mandaraka (2007) focus on the manufacturing sectors within 14 EU countries. They analyse the changes in energy-related CO<sub>2</sub> emissions between 1990 and 2003 (i.e. before the EU ETS). They find that among the most important factors influencing the development of CO<sub>2</sub> emissions are the changes in output, structural shifts between output sectors, changes in energy intensity, changes in the energy mix (e.g. from coal to natural gas respectively renewables and CHP) and power utility mix (i.e. more renewable power plants). Based on a decomposition analysis, they conclude that 7 out of 14 EU countries demonstrate a significant decoupling between their industrial growth and the growth of CO<sub>2</sub> emissions.

Trotignon (2012, chapter 2) empirically investigates the relationship between industrial production, GDP growth and emissions for the EU 27. To derive an elasticity of emission growth to GDP growth (we will call this "mapping" in the remainder of this report), he estimates elasticities of industrial production to GDP and of emissions to industrial production. A basic assumption is that elasticities remain constant over time. For the period 1999-2004 the estimated elasticity is 0.8 for industrial production to GDP (i.e. industrial production increases by 0.8 % in reaction to a 1 % increase in GDP) and 0.6 for

emissions to industrial production.<sup>6</sup> Hence, the resulting elasticity of emissions to GDP is 0.5 ( $0.8 \cdot 0.6$ ) or in other words a 2:1 relation from GDP to emissions. Trotignon (p. 52) suggests, however, that the elasticity of emissions to GDP is likely more pronounced in case of an economic crisis (i.e. a decrease in economic activity) because old and relatively inefficient installations would tend to reduce output first, and proposes a “doubled” elasticity of 1.2 between emissions and industrial production without further elaboration. For the elasticity between industrial production and GDP, he assumes 0.8 also for downward shifts. This would imply a 1 % reduction in emissions for a 1 % reduction in GDP that is a 1:1 correction which will be used when estimating responsiveness of emissions to a reduction of GDP.

Since the elasticity of emissions to GDP depends on the relationship between industrial production and GDP, obviously, the industrial structure within a country influences the elasticity of emissions to GDP. However, no overview of emission elasticities has been found by the authors of this report for individual European countries.

Table 1-1: Overview of studies estimating counterfactual emissions

Study	Factors other than CO <sub>2</sub> prices found to have an impact on CO <sub>2</sub> emissions	Data set & methodology
Ellerman and Buchner, 2008; Ellerman, Convery and de Perthuis, 2010	<ul style="list-style-type: none"> <li>- economic activity</li> <li>- CO<sub>2</sub>-intensity of GDP</li> </ul>	Estimation of counterfactual emissions based on historic data and trend extrapolation
Ellerman and Feilhauer, 2008	<ul style="list-style-type: none"> <li>- CO<sub>2</sub>-intensity of GDP</li> <li>- weather (only qualitatively)</li> <li>- energy prices (only qualitatively)</li> </ul>	Estimation of counterfactual emissions based on historic data and trend extrapolation
Anderson and Di Maria, 2011	<ul style="list-style-type: none"> <li>- economic activity</li> <li>- weather variables</li> <li>- energy/ electricity prices</li> </ul>	Panel data analysis for 25 EU member states
Gloaguen and Alberola, 2013	<ul style="list-style-type: none"> <li>- economic activity</li> <li>- switch price of gas and coal</li> <li>- energy efficiency</li> <li>- renewable energy</li> <li>(- weather variables)</li> </ul>	Econometric panel data analysis
Berghmans et al., 2014	<ul style="list-style-type: none"> <li>- economic activity</li> <li>- low-CO<sub>2</sub> power generation</li> <li>- other legislations</li> <li>- energy prices</li> </ul>	Panel data analysis for the power sector, based on firm-level data
Abrell, Ndoye-Fay and Zachmann, 2011	<ul style="list-style-type: none"> <li>- economic activity</li> <li>- initial allocation</li> <li>- sectoral affiliation</li> </ul>	Firm-level data, econometric analysis based on change rates
Diakoulaki and Mandaraka, 2007	<ul style="list-style-type: none"> <li>- output</li> <li>- structural changes</li> <li>- energy intensity</li> <li>- energy mix</li> <li>- utility mix</li> </ul>	Decomposition analysis for 14 EU countries for the development of CO <sub>2</sub> emissions between 1990-2003

<sup>6</sup> Gloaguen and Alberola (2013) estimate with 0.44 a slightly lower elasticity of emissions to industrial production (operationalized as an index of manufacturing output). Their sample includes 21 European countries and refers to the years 2005-2011. For consistency, we stick to the elasticities estimated by Trotignon.

Study	Factors other than CO <sub>2</sub> prices found to have an impact on CO <sub>2</sub> emissions	Data set & methodology
Trotignon 2012	<ul style="list-style-type: none"> <li>- economic activity</li> <li>- energy intensity</li> </ul>	Estimation of counterfactual emissions based on extrapolation via industrial production index and elasticity of emissions

The above overview shows that several different factors are assumed to have an impact on CO<sub>2</sub> emissions, of which some have been found to be significant within econometric analyses and others have not. The most obvious factor taken into account in all counterfactual estimates is the economic activity. The increase in production triggers higher emissions if the emission intensity remains (roughly) constant (or at least does not improve more than the rate of economic growth). This effect reverts when the economic activity decreases. Therefore, if the affected sectors participate in the EU ETS, an economic downturn is expected to reduce CO<sub>2</sub> emissions covered by the scheme. Estimates on the impact of the economic downturn vary between 174 Mt CO<sub>2</sub> over the years 2008 and 2009 in the power sector (Declercq et al. 2011) and 300 Mt CO<sub>2</sub> over the period from 2005-2011 for the whole EU ETS (Gloaguen and Alberola 2013). Gloaguen and Alberola further point out that the reduction of CO<sub>2</sub> emissions because of decreased economic output mainly took place within the manufacturing sector. The decrease in the output in the energy sector was less pronounced.

As economic activity has been shown to be a major driver of emissions in the literature, we carry out an in-depth analysis of potential indicators that can be used to correct for this factor in Section 1.3.10. Apart from economic activity, other factors found to be of relevance for the development of CO<sub>2</sub> emissions are:

- ▶ (Autonomous) changes in energy-intensity
- ▶ Weather-related factors (such as rain or heating and cooling days)
- ▶ Changes in energy prices (absolute, and relative to each other)
- ▶ Policy instruments (besides the ETS) to foster the transition towards a low-carbon economy
- ▶ Changes in the amount of renewable or nuclear energy generation
- ▶ (Industrial) structural changes, e.g. off-shoring of emissions

As the overview above shows, several authors try to include one or more of those factors in an econometric analysis to estimate counterfactual emissions based on econometric models. However, such a combination is difficult as the significance of individual factors is low in such models. In particular weather-related factors are therefore often excluded again from the models as their significance cannot always be shown. Also, some authors assume that the variables chosen to reflect the impacts they assume are not always optimal and might therefore not be able to capture the effect expected/ assumed.

Ellerman and Buchner (2008), Ellerman, Convery and de Perthuis (2010) and Ellerman and Feilhauer (2008) use CO<sub>2</sub>-intensity (per unit of GDP) instead of different factors such as the above ones to estimate counterfactual emissions. While this approach neglects the different individual factors influencing CO<sub>2</sub> emissions listed above, it allows a simplified estimation taking into account the joint effect of all factors influencing the CO<sub>2</sub> intensity instead of focusing on only one or two of the factors. Moreover, it is less data intensive and uses robust inputs to the estimation as data on GDP and emissions can in general be assumed to be both available and fairly well reported. As we will discuss in Section 1.3, for some indicators, data (un-)availability is one of the main barriers to correction of the BAU emissions.

Regarding the mapping between changes in GDP/production and changes in CO<sub>2</sub> emissions, the study by Trotignon provides an indication to their relationship. Trotignon assumes that while the elasticity

between production and GDP is 0.8 independent of an increase or decrease of GDP, the elasticity between industrial production and emissions is 0.6 in case of an increase in industrial production and 1.2 in case of a decrease in industrial production. Both assumptions can be critically examined. For the relation between GDP and production it can just as well be assumed that in case of negative GDP growth reductions in industrial production are over-proportionately high. For the relation between production and CO<sub>2</sub> emissions, it can, on the one hand, be reasoned that less efficient installations will be the first to reduce their production, increasing overall efficiency of the installations still producing and supporting Trotignon's assumptions. On the other hand, a lower level of capacity utilization will result in lower efficiency, contradicting Trotignon's assumptions.

Summarising the papers analysed it seems that comparing counterfactual and real observed data is an adequate and common way to analyse the impact of different factors on CO<sub>2</sub> emissions. At the same time, the analyses show that several other factors than the CO<sub>2</sub> price also impact CO<sub>2</sub> emissions. Therefore, it seems reasonable to try to correct the POLES BAU for those factors that differ largely from historic development to reduce the distortions within the following estimate of emission reductions from the EU ETS and the cost efficiency analysis.

#### Box 1: Most important factors influencing CO<sub>2</sub> emissions in ETS sectors in addition to CO<sub>2</sub> prices

**Based on the analysed studies, the most important factors influencing CO<sub>2</sub> emissions in the ETS sectors apart from CO<sub>2</sub> prices are:**

- ▶ Economic activity
- ▶ (Autonomous) changes in energy-intensity
- ▶ Weather-related factors (such as rain or heating and cooling days)
- ▶ Changes in energy prices
- ▶ Policy instruments (other than ETS) to foster the transition towards a low-carbon economy
- ▶ Changes in the amount of renewable or nuclear energy generation
- ▶ (Industrial) structural changes, e.g. off-shoring of emissions

**Alternatively, CO<sub>2</sub>-intensity can be used as an aggregate indicator for the effects of the above mentioned factors excluding the economic activity.**

### 1.3 POLES BAU corrections: Method, selected factors and application

This section gives an overview of the methodology for the BAU correction applied in this analysis, the factors that can be corrected for – and the possibilities of doing so – in the context of the POLES curves used in the Tier 2 approach for estimating cost savings from an ETS. It ends with a discussion of those factors that have not been used for the BAU correction.

In the case of the Tier 2 approach, counterfactual developments are those defined in the BAU of the marginal abatement cost curves, here the POLES curves (at a carbon price of 0 €/t CO<sub>2</sub>). These can be compared against actually observed developments to level out emission effects from other factors and derive the estimated actual abatement under the ETS. Restrictions exist, however, since a correction of factors determining the BAU in POLES requires the following conditions to be met:

1. the assumptions for the factor made in the BAU in POLES are available and published – or, in case this does not hold, a reasonable assumption can be made,
2. data on actual developments of the factor are available,
3. the factor is exogenous within the model (in case of endogenous factors they cannot be corrected for without running the model) and
4. the impact of factors on CO<sub>2</sub> emissions can be estimated.

In the following subsections we provide further data and arguments on which of the above identified factors should be included in a correction of the POLES BAU. For the factors that were considered suitable for a correction of the POLES BAU, this section also presents the results of the correction.

Based on the discussion of all factors, a correction is done for the economic activity and for the generation mix, the latter in the form of the share of renewable and nuclear electricity generation:

- ▶ The factor *economic activity* meets all requirements and can be operationalised via the GDP. We briefly discuss the potential use of production indices, energy demand and value added/production value as indicators for economic activity since these would allow a more differentiated correction for individual sectors (see below in Section 3.2.1). However, limitations in data availability – especially missing disaggregated (by sectors) information on POLES assumptions – as well as significant divergence in the development between different sector-specific indicators (see Section 3.2.1) let us come to the conclusion that a detailed correction by individual sectors is not advisable. The correction for changes in economic activity should therefore be applied equally to all sectors. For the relationship between GDP and emissions we assume, based on the literature, an elasticity of 1:1. This means, for example, that if real GDP development was lower by 3 % than assumed in the POLES projections, emissions are also reduced by 3 %. This correction is applied to both the electricity sector (-129 Mt) and Industry (-50 Mt) sectors, resulting in an overall downward correction by 179 Mt for the average year from 2008-2012. For the single year 2008, the correction is -27 Mt, of which -20 Mt is in the electricity sector and -7 Mt in the industry sectors (see Table 1-2).
- ▶ For the deployment rate of *renewable energies*, POLES data are available only for a mitigation scenario; however, we argue that it might still be possible to use POLES data on renewable energy shares since for the observed low CO<sub>2</sub> prices it seems very likely that not the ETS but specific renewable energy policies drove the deployment of renewable energy sources. For similar reasons we assume that corrections for the amount of *nuclear power generation* are also feasible with the data available. The correction is only applied to the electricity sector and leads to an upward correction of BAU emissions of 28 Mt (for the development of renewables +26 Mt and nuclear energy +2 Mt) for the average of 2008-2012 (see Table 1-2). For the single year 2008, the correction increases the BAU emissions by 61 Mt (of which 55 Mt is from correction for renewables and 6 Mt from nuclear). The correction is based on the share of renewables and nuclear in electricity generation. For renewable alternatively the correction could also be done based on the share in consumption. However, for nuclear this would not be possible because data is not available for the POLES scenario.

The more general correction for economic activity via GDP can be combined with the correction for the share of RES and nuclear power generation since there is no (or only little) overlap between these different factors to achieve a more complete correction.

Table 1-2 summarizes the changes thus made to the POLES BAU emissions in both the electricity sector and industry sectors, as well as overall. Whilst the correction for GDP leads to a downward correction, the correction for renewable sources and nuclear energy in electricity increases the BAU. Overall BAU emissions decrease by 7 % for the analysis of the average year of the second trading period and increase by 1 % for the single year 2008 analysis.

These corrections are not only applied to the POLES BAU, i.e. emissions at a carbon price of 0, but also at each step of the abatement cost curve. In order to do so, the percentage changes between the original BAU and the corrected BAU are applied to all (relevant) abatement cost curves as described in Section 1.3.10.

Table 1-2: Summary of corrections and their effect on the POLES BAU emissions

Mt CO2 eq.	Counterfactual emissions before correction	GDP correction	RES-E and nuclear correction*	Counterfactual emissions after correction
Ø 2008-2012				
Electricity Ø'08-'12	1,652	-129	28	1,551
Industry Ø'08-'12	636	-50	0	586
Total Ø'08-'12	2,289**	-179	28	2,137
2008				
Electricity '08	1,621	-20	61	1,662
Industry '08	643	-7	0	635
Total '08	2,264	-27	61	2,298**

Note: These data refer to the disaggregated analysis. For methodological reasons, the corresponding values of counterfactual emissions before correction differ in the aggregated analysis, and hence also corrected counterfactual emissions differ. The main reason is that emissions from the POLES models are scaled to match EUTL emissions in 2006 separately for all four industry subsectors in the disaggregated analysis, but for the aggregated analysis the scaling is made on the aggregated level for the whole industry sector.

Sources: own calculation based on POLES data and data sources described above.<sup>7</sup>

\*set to 0 for Norway, since no emissions in POLES electricity sector

\*\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

Apart from economic activity and the power generation mix, several other factors with an impact on CO<sub>2</sub> emissions have been considered with respect to whether they can be corrected for in the BAU emissions. The factors for which a correction has not been carried out are summarised in the following. A more detailed discussion is provided in the Annex.

- ▶ No correction of *industrial structural changes* is possible due to a lack of data from the POLES BAU. However, we assume this to be a minor problem since the countries included in the analysis are industrialised countries with stable economies where structural changes in the period under investigation have likely been small.
- ▶ *Also, climatic factors* are not considered further since no information is available on their impact in the POLES projections. Since the effect may appear mainly in heating and cooling, this does not appear to be a major concern for the present analysis, which is concerned only with those factors covered by the EU ETS.
- ▶ Fuel prices impact the fuel mix. Data for *fuel price development*, POLES data on oil, gas and coal prices are available on an aggregate level, i.e. without further specification for countries. Additionally, electricity prices are available at country level differentiated by industrial and residential customers. Since data is not available at country level and since information on how

<sup>7</sup> Two further changes compared to the analysis carried out in the previous ETS-5 project (Umweltbundesamt 2016) were applied: Bulgaria, Romania, Norway/Switzerland/Iceland were added to the analysis and the sector refineries was shifted to the Industry sector (as part of "other transformation").

price changes impact the fuel mix in reality and within the POLES model is too limited to carry out a meaningful correction, these factors cannot validly be corrected for.

- ▶ For *energy intensity*, POLES data on energy intensity is available only for a mitigation scenario. Since the CO<sub>2</sub> prices assumed in the POLES mitigation scenario very likely had an effect on energy intensity, these data cannot be used as a valid substitute for POLES BAU. Hence, a valid correction cannot be carried out.
- ▶ *CO<sub>2</sub>-intensity* is available from POLES and is an appealing indicator potentially allowing a correction for several factors influencing CO<sub>2</sub> emissions at once, and requiring less detailed information than a correction based on several individual factors. Importantly however, the different drivers for changes in CO<sub>2</sub> intensity (amongst which the EU ETS is one) cannot be separated. Also changes in production affect CO<sub>2</sub> intensity, which occurred in particular during the economic crisis. Therefore, we refrain from using CO<sub>2</sub>-intensity to correct the POLES BAU.

Table 1-3 gives an overview of how the correction of the POLES BAU for the factors discussed above can be operationalised. It shows the emission-driving factor to be corrected for, indicators that can be used for correction, data on these indicators in POLES and data sources that show their actual historical development. Finally, we give an overview of the recommendation regarding the different factors, which will be further substantiated in the in-depth discussion of the different indicators carried out in the following sub-sections.

Table 1-3: Handling of selected factors influencing CO<sub>2</sub> emissions in the analysis

Factor	Indicator	Variable in POLES [unit]	Variable(s) in EUROSTAT/ other sources [unit]	Handling in the analysis
Economic activity	GDP	GDP at constant prices [\$1995]	GDP annual volume changes [%]	Indicator applied in the BAU correction
	Energy demand	Gross inland consumption [toe]	Gross inland consumption [toe]	No correction feasible since no POLES BAU data for this factor is known and since CO <sub>2</sub> price may affect it.
	Sector-specific indicators	Not available	Value added, production value, energy purchases Annual volume changes vs. 2008 [%]	No correction feasible since no POLES BAU data for these indicators are known.
Structural change		Not available		No correction for structural change because underlying data from POLES is not available. Since the investigated countries are stable economies the resulting deviation can be expected to be small.
Climatic factors		Not available		No correction for climate factors because of lacking data on the assumptions in POLES. Effect likely small for the EU ETS sectors and hence a minor con-

Factor	Indicator	Variable in POLES [unit]	Variable(s) in EUROSTAT/ other sources [unit]	Handling in the analysis
				cern for the present analysis
Fuel mix	Fuel prices	Prices for oil, gas and coal	Oil, gas and coal prices from DESTA-TIS/ Statistisches Bundesamt	No further correction for fuel prices as potential driver of fuel mix changes since information on how price changes impact the fuel mix within the POLES model and in reality is lacking
Renewable energy policy	RES-E share	Share of renewables in electricity [%]	Gross electricity generation by sources [GWh]	Indicator applied in the BAU correction. Although no POLES BAU figures are available, corrections can be recommended based on the POLES mitigation scenario, assuming that historic CO <sub>2</sub> prices have had a very limited impact on the deployment of renewables
		Share of renewables in gross inland consumption	Gross electricity generation [GWh] Gross inland consumption [toe] Renewable energy products in gross inland consumption [toe]	
Low-carbon power generation other than RES (i.e. nuclear)	Nuclear share in power generation	Share of nuclear in electricity	Gross electricity generation by sources [GWh]	Indicator applied in the BAU correction. Although no POLES BAU figures are available, corrections can be recommended based on the POLES mitigation scenario, assuming that historic CO <sub>2</sub> prices have had limited impact on the deployment of nuclear power
Energy intensity/ energy efficiency	Energy consumption per economic output	Gross Inland Consumption/GDP [toe/M\$95]	Gross inland consumption [toe] GDP annual volume changes [%]	As POLES BAU values are not available and CO <sub>2</sub> prices should have had an impact on energy intensity, it is not recommended to correct for differences in the development of energy intensity
CO <sub>2</sub> -intensity	CO <sub>2</sub> emissions per economic output	CO <sub>2</sub> emissions /GDP [kt CO <sub>2</sub> /M\$95]	CO <sub>2</sub> emissions from countries' inventories under the UNFCCC GDP annual volume change	CO <sub>2</sub> -intensity is an aggregate indicator that is influenced by energy intensity as well as fuel mix and changes in production or economic structure. Therefore, a correction based on CO <sub>2</sub> -intensity is not recommendable.

Factor	Indicator	Variable in POLES [unit]	Variable(s) in EUROSTAT/ other sources [unit]	Handling in the analysis
			es [%]	

### 1.3.1 Methodology of BAU correction and its impacts on the cost efficiency analysis

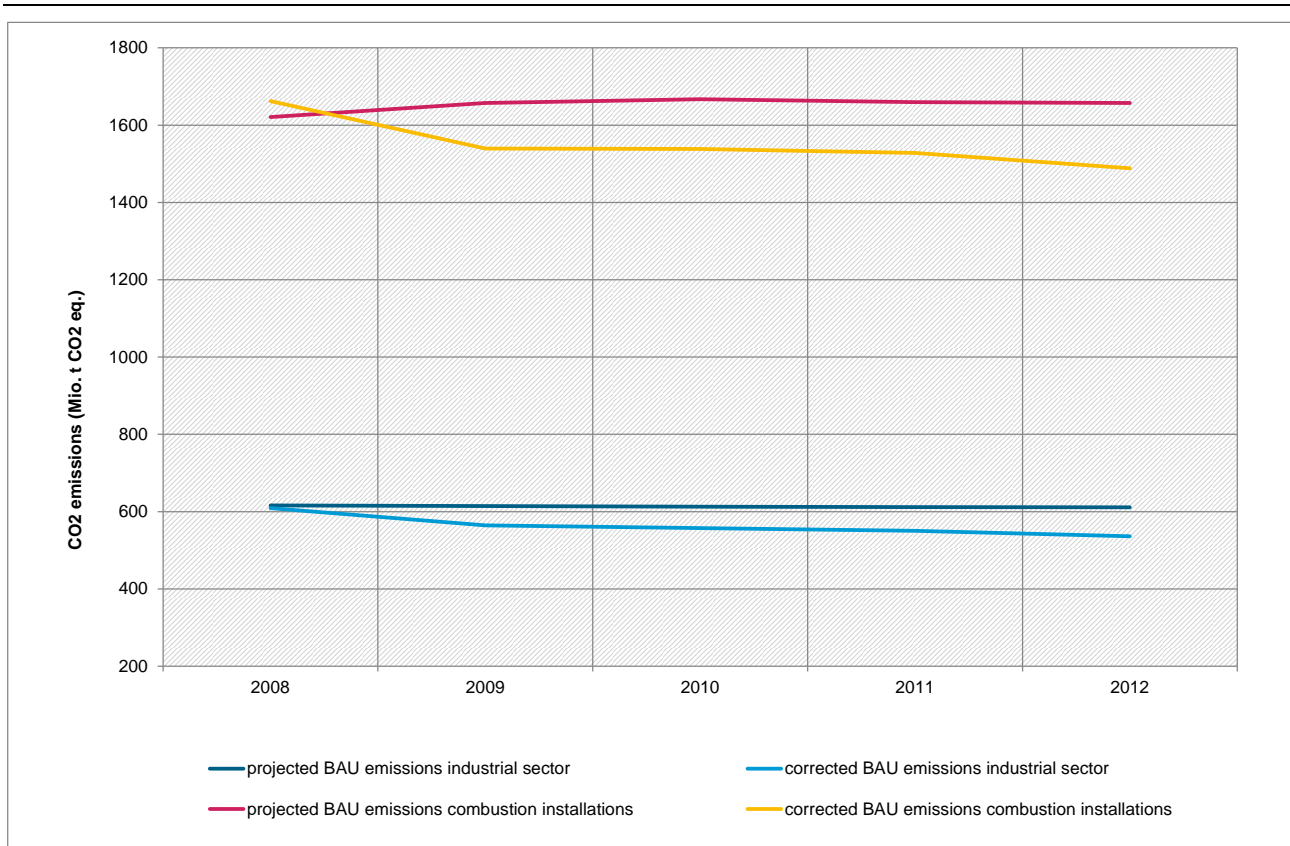
The BAU correction is operationalised by correction factors. These factors are established by comparing the historical development of certain factors with an impact on emissions (e.g. economic development operationalised via GDP) with the projected development of those factors in the POLES BAU scenario. The correction factors are established individually for each country/region. The correction factors are then applied to correct the respective BAU emissions and marginal abatement cost curves of the sectors to which the correction applies in the respective country. This is done in two steps.

In step 1, we adjust the level of the BAU emissions to a level which we assume is more adequately reflecting the actual development of economic and other factors in the past than the assumptions underlying the POLES BAU emissions.<sup>8</sup> In Figure 1-1, the principle of the BAU emission level's correction is illustrated for the electricity sector and the industrial sector (based on the data used for the analysis). Starting from the red line for the electricity sector (respectively the dark blue line for the industrial sector), corrected BAU emission levels are determined indicated by the yellow line (light blue line). In this example for the electricity sector in the year 2008, the development was corrected slightly upwards and in 2009 substantially downwards due to the economic crisis for the electricity sector as well as the industrial sector. For 2010 to 2012, although the historic development was again similar to the projections, due to the differences in the year 2009, the level is significantly different.<sup>9</sup>

<sup>8</sup> As noted in the introduction, the analysis is based on POLES curves constructed in 2009 with 2006 as base year. For practical reasons we could not generate new model-runs covering for the actual historic developments, but had to use the available curves.

<sup>9</sup> Results are presented for the average year of the 2<sup>nd</sup> TP and the aggregate of the four industrial sectors for ease of presentation. The corrections are applied for each year and each sector individually.

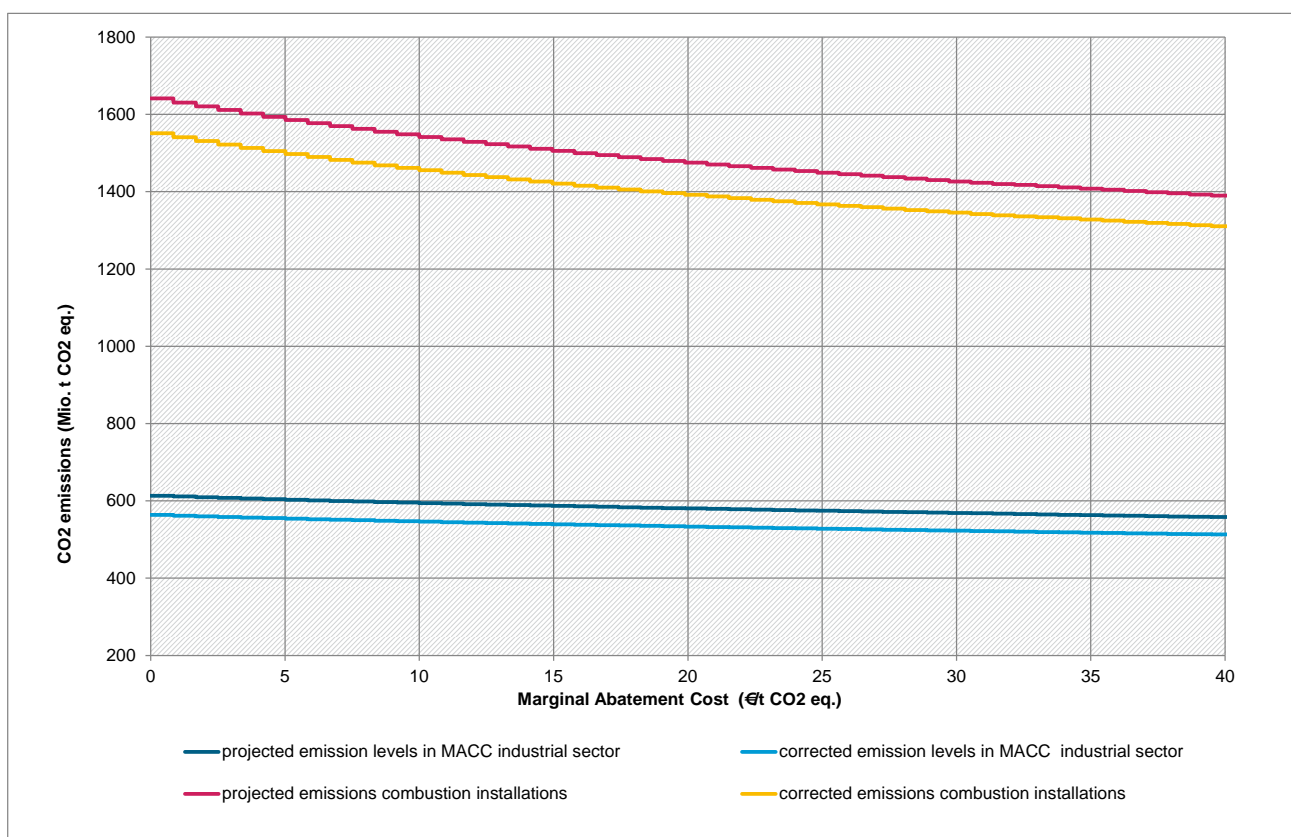
Figure 1-1: Illustration of projected and corrected BAU emissions for industrial and electricity sector in the EU



Source: Own illustration based on POLES data and own calculations, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

In step 2, the marginal abatement cost curve for each year is adapted based on the corrected BAU emission levels. We begin by calculating the percentage change in BAU emissions between the projected BAU and the corrected BAU. This ratio is then used to adapt the mitigation potential in each step of the marginal abatement cost curve. Figure 1-2 illustrates the second step. The red and dark blue step functions correspond to the projected emission levels in the MACC for the average year of the 2nd trading period. The yellow step function is derived from the red step function by multiplication with 0.94 and the light blue from the dark blue function via multiplication with 0.92, the respective ratio between the corrected BAU and the projected BAU emissions in the average year of the 2nd trading period. The step functions in Figure 1-2 show the corresponding MACCs in the projected (uncorrected) BAU and the corrected BAU case for the electricity sector and the industrial sector.

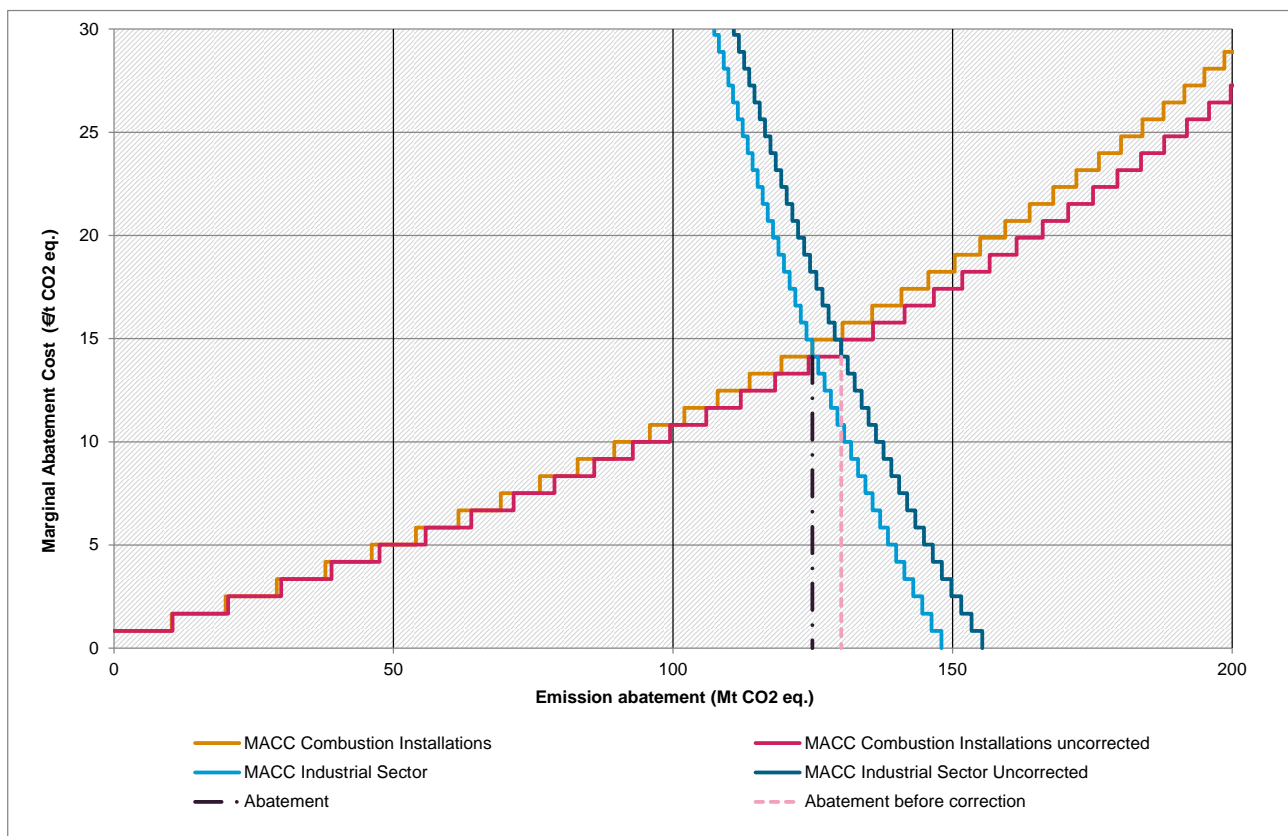
Figure 1-2: Projected and corrected emissions at different price levels for electricity and industrial sector (average 2nd TP)



Source: Own illustration based on POLES data and own calculations, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

By this approach we assume that the abatement potential on all steps of the abatement cost curve is equally impacted by the change in emissions. Hence, the adaptation changes the level of the MACCs, but it does not change the distribution of the reduction potential across different prices. Alternative assumptions could have been made on which abatement potential (i.e. for which carbon price) is particularly affected by the change in BAU emissions. The changes in emissions could e.g. have been applied exclusively to a price of zero, leaving the remaining curve unchanged. This would imply that the change in economic activity (or any other deviation in the BAU) would impact only the lowest cost reduction options leaving the absolute higher-cost potential unchanged. This assumption does not seem plausible to the authors. To the authors it seems more realistic to assume that changes in BAU emissions equally affect installations across all sectors. In that case, abatement potential is equally affected for different prices, too. Based on the corrected MACCs, we can then apply the cost efficiency analysis as usual, by determining the abatement for different groups of ETS installations (grouped by Member State, sector, etc.) under the ETS, i.e. at an equal price and under the alternative policy and from this, quantifying the associated total and relative abatement cost with, and without, trading between them. As a result of the above-mentioned corrections of the BAU and the associated changes in the MACCs, the point of intersection of the two MACCs changes and hence the abatement costs and (likely) the efficiency gains change (see Figure 1-3). The original MACCs (in red and dark blue) resulted in total abatement of around 156 Mt CO<sub>2</sub> eq. in the example provided in Figure 1-3. Applying the same analysis, but using instead the corrected MACCs (in yellow and light blue) results in lower total reductions (148 Mt CO<sub>2</sub> eq.) even though the price at the point of intersection remains the same.

Figure 1-3: Cost-efficiency analysis based on projected and corrected MACCs



Sources: own calculations and illustration based on data from EUROSTAT and POLES; Fraunhofer ISI, Öko-Institut

In the following, we present the BAU correction of the MACCs for the selected factors economic activity and renewable and nuclear electricity generation. This is followed by a discussion of factors that have an influence on emissions but have not been used for BAU correction.

### 1.3.2 Correction of BAU emissions

#### 1.3.2.1 Economic activity

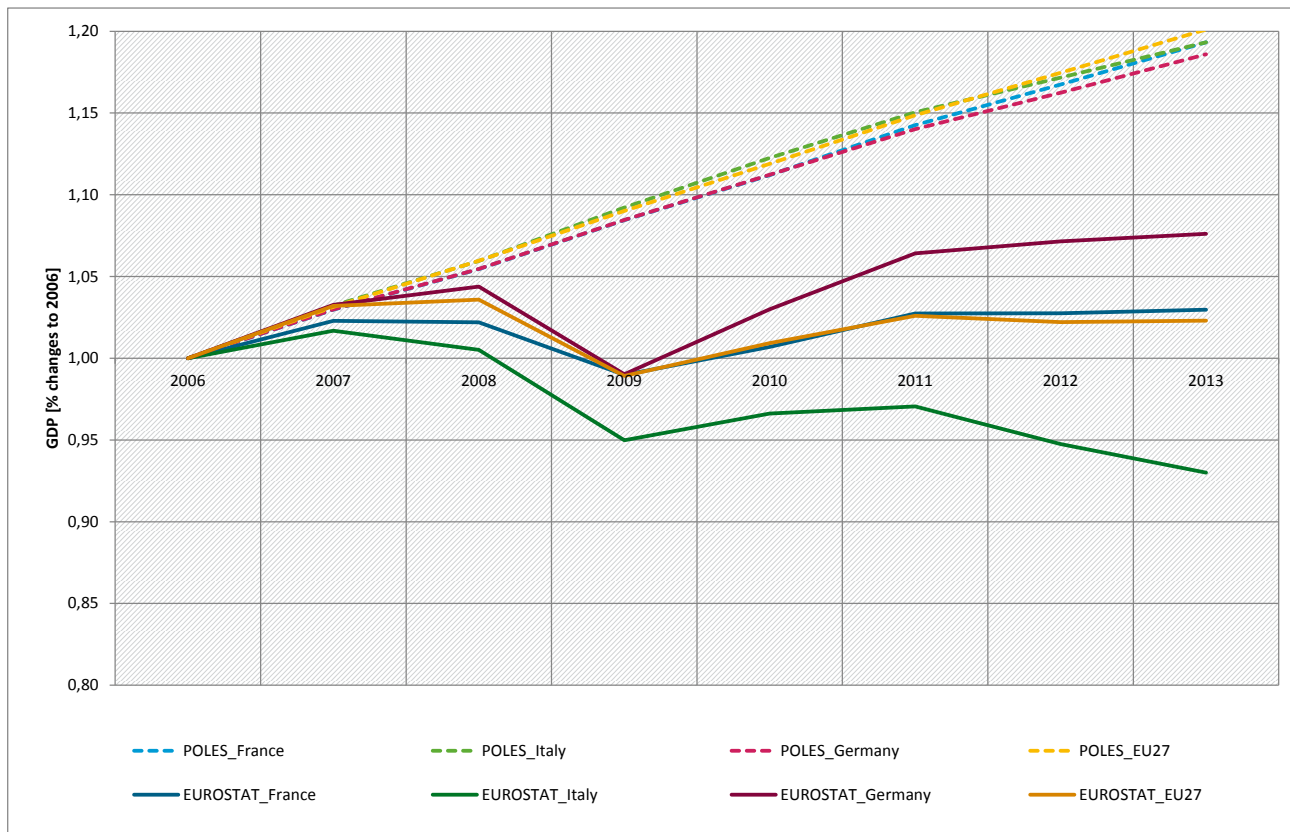
The economic crisis caused significant reductions in production in the EU. It can be assumed that this also had an impact on CO<sub>2</sub> emissions and thus contributed to the observed decline in emissions during the second trading period. The POLES curves used in the Tier 2 analysis in this report do not include this effect since they have been constructed before the full extent of the economic crisis could not have been envisaged.

Since the assumptions made on economic development when constructing the POLES curves are available (in form of GDP figures), it is possible to compare these assumptions to actual economic development from official sources and – if necessary – adapt the curves to better match the actual economic development. This can be done with general indicators applicable to all sectors (overall GDP, overall energy demand). Assuming that the effect of changes in economic activity is different for different sectors, e.g. with changes in the industrial sectors being more pronounced, it can also make sense to employ a sector-specific approach (e.g. using indicators on a sectoral level, for example from EUROSTAT).

Since the relevant factor for the BAU correction of the POLES data is the economic development, i.e. the change over time, rather than absolute GDP values, growth rates implied by the POLES BAU are compared to those obtained from EUROSTAT. In POLES, GDP is provided in 1995\$. The figures are used to calculate growth rates compared to 2006 GDP levels. Similarly, EUROSTAT data on GDP vol-

ume changes are used and growth rates compared to 2006 levels calculated accordingly. This approach of using growth rates rather than absolute values allows comparing the POLES GDP projection to the observed historical development according to EUROSTAT directly and circumvents the problem of having to deal with differences in currencies and prices (€2005 vs. \$1995).

Figure 1-4: GDP development POLES BAU vs. EUROSTAT data, starting in 2006



Sources: POLES, own calculations based on EUROSTAT: „GDP and main components – volumes“ [nama\_gdp\_k]

A comparison of GDP developments based on those figures for three big economies (France, Italy, Germany) and the EU27 is provided in Figure 1-4. It shows that, while trends in the POLES data and the EUROSTAT growth rates are similar from 2006 to 2007, after 2007 the development of GDP diverges significantly for all three countries as well as the EU27 as a whole. This strongly underlines the necessity to correct for differences between economic activity in the POLES BAU and historical data

The correction factors are calculated by dividing the GDP based on EUROSTAT (which has been constructed based on GDP growth rates from EUROSTAT applied to the POLES GDP value for 2006) by POLES GDP for each year between 2006 and 2012. Correction factors range from 0.7 to 1.16 on a country and yearly basis, average values over the trading period range from 0.84 to 1.06. The correction factors for each country and individual year in 2008-2012 are displayed in 1-4.

Table 1-4: Ratio of BAU GDP based on EUROSTAT to POLES BAU (GDP correction factors)

Country	2008	2009	2010	2011	2012	average GDP ratio 2008-2012: EUROSTAT based/ POLES BAU
Great Britain	97%	90%	89%	88%	87%	90%
France	97%	91%	91%	90%	88%	91%
Italy	95%	87%	86%	84%	81%	87%
Germany	99%	91%	93%	93%	92%	94%
Spain	100%	93%	91%	89%	85%	92%
Greece	98%	92%	85%	77%	70%	84%
Portugal	97%	92%	91%	87%	82%	90%
Austria	101%	95%	95%	95%	95%	96%
Belgium/Luxembourg*	99%	93%	93%	92%	90%	93%
Denmark	96%	88%	87%	87%	85%	89%
Finland	101%	90%	91%	92%	89%	93%
Ireland	95%	85%	81%	80%	79%	84%
Netherlands	100%	94%	93%	91%	88%	93%
Sweden	96%	89%	92%	93%	91%	92%
Hungary	95%	86%	84%	83%	80%	86%
Poland	102%	100%	101%	102%	101%	101%
Czech Republic	99%	91%	90%	89%	86%	91%
Slovak Republic	104%	96%	96%	96%	95%	97%
Baltic States	95%	78%	76%	78%	79%	81%
Slovenia/Malta/ Cyprus*	102%	92%	90%	88%	84%	91%
Bulgaria	103%	94%	91%	90%	88%	94%
Romania	104%	94%	89%	88%	86%	92%
Norway, Switzerland, Iceland*	98%	95%	94%	93%	93%	95%
EU-27	98%	91%	90%	89%	87%	91%

Source: own calculations based on POLES and EUROSTAT "GDP and main components – volumes, current prices, price indices" [nama\_gdp\_k, nama\_gdp\_c, nama\_gdp\_p] Extracted: 3.9.2014, Last Update: 27.8.2014

\*based on sum of individual GDP

Instead of GDP, other indicators could be used to correct for differences in economic development between the projected POLES BAU and historical development. One possible indicator is energy demand. The rationale behind using this indicator is that energy demand typically correlates with economic activity. However, no valid data for the BAU for energy demand are available for the POLES curves. The data that are available within POLES apply to a reduction scenario, which assumes an increasing CO<sub>2</sub> price from 2.50 €/t CO<sub>2</sub> in 2006 to 17.60 €/t CO<sub>2</sub> in 2012. As it is very likely that the CO<sub>2</sub> price results in an improvement in energy efficiency compared to the BAU and, hence, has an impact on energy demand, it is questionable whether the data contained in the reduction scenario are suitable.

In contrast to GDP which covers the economy as a whole, some indicators such as value added, production data or energy demand are available at sector level. Hence, these indicators would allow a differentiated correction of the BAU for the economic development in the sectors covered by the EU ETS. The drawback is however, that no information on these indicators is contained in the dataset underlying the POLES BAU curves and it is impossible to construct an indicator analogous to the one for GDP. Moreover, some issues with regards to data availability per year and country exist. This has been analysed previously and revealed that e.g. production value or value added are fraught with problems of lacking data. Furthermore, the different indicators that have been investigated for a more disaggregated analysis partly diverge strongly. For example for Spain and Germany, in the sector non-metallic minerals / cement, even though the overall direction of the effect is the same, at any point in time the indicators diverge by up to nearly 20 percentage points.

### Conclusions and recommendations:

To sum up, this section has indicated the need to correct for economic activity in the POLES BAU, as it assumes a level that is higher than the one actually observed. GDP seems to be a good indicator candidate for such a correction, since it can be directly compared to values contained in the dataset underlying the POLES curves. In addition, the elasticity of emissions to changes in GDP has to be determined, potentially taking into account a differentiated response to upward and downward changes in GDP.

Based on the literature discussed in section 1.2 we assume an elasticity of 1 for emissions to GDP since the period 2008-2012 includes the economic crisis. This assumption implies that if real GDP development was lower by 1 % than assumed in the POLES projections, emissions should also be reduced by 1 %. Applying this correction to both the electricity sector and industry sectors an overall downward correction results for the average year of 2008-2012 of -179 Mt (-50 Mt in the electricity sector and -129 Mt in the industry sectors). For the single year 2008, the correction is -27 Mt (-20 Mt in the electricity sector and -7 Mt in the industry sectors).

#### 1.3.2.2 Changes in the electricity generation mix

##### Renewable energy

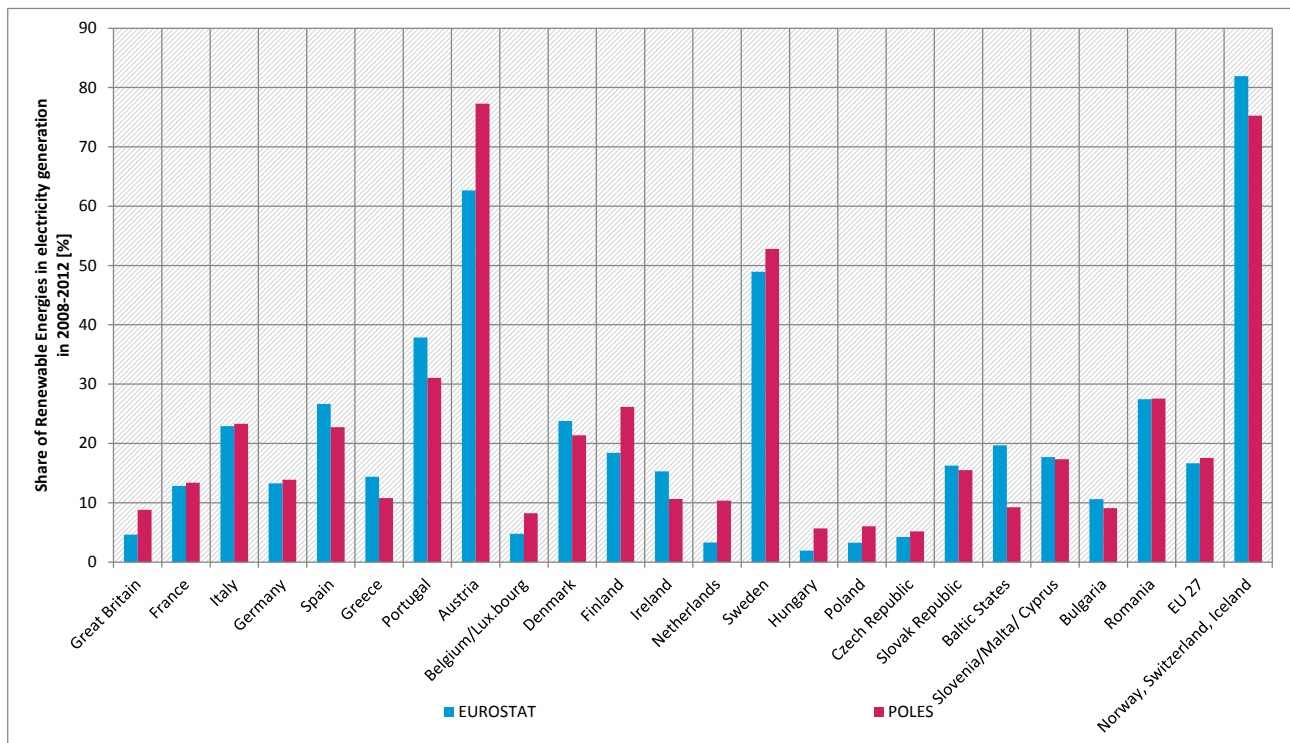
The POLES basic information also includes projections of the share of renewables in power generation. As was the case with energy intensity, the shares of renewables are, however, only available for the mitigation scenario and not for the POLES BAU. With CO<sub>2</sub> prices between 2.50 € and 17.60 € as applied in POLES between 2008 and 2012, it is highly unlikely that incentives for renewable energy generation were high enough to result in additional renewable electricity generation due to the carbon price.<sup>10</sup> Similarly it is highly unlikely that the CO<sub>2</sub> prices in the EU ETS, which were significantly below 17.60 €/t CO<sub>2</sub> between 2008 and 2012, had an impact on deployment of renewables. In contrast, it can be assumed that the development of renewables' deployment can be attributed to country-specific renewable policies such as feed-in tariffs (e.g. German EEG) or quota systems (e.g. UK).

Assuming that the ETS price had no impact on the deployment of renewables in electricity generation, we can compare the renewables share in the POLES mitigation scenario with the actual development for electricity generation. Figure 1-5 shows that the average POLES projection for 2008-2012 was not too far off for most of the countries. For some countries, such as Great Britain, Austria, Finland, the Netherlands and Sweden, the POLES projection for deployment was significantly higher, which means that for these countries, BAU emissions will have to be adjusted upwards. In contrast, for Spain, Portu-

<sup>10</sup> A rough assessment on marginal abatement costs of renewable energies in Germany: Today, wind onshore, as one of the cheapest renewable generation technologies in Germany, is remunerated at a rate of 90€/MWh under the German feed-in tariff. Assuming an average electricity price of 50€/MWh results in a cost difference of 40€/MWh. Divided by the average CO<sub>2</sub>-factor of electricity in Germany, which varied between 656 and 542kg/MWh in the years 2008-12 (Destatis), this leads to marginal abatement costs of 61 to 74€/t CO<sub>2</sub>.

gal, Denmark, the Baltic States and others, the actually observed renewables share was higher than the POLES projection and therefore emissions in the BAU have to be adjusted downwards.

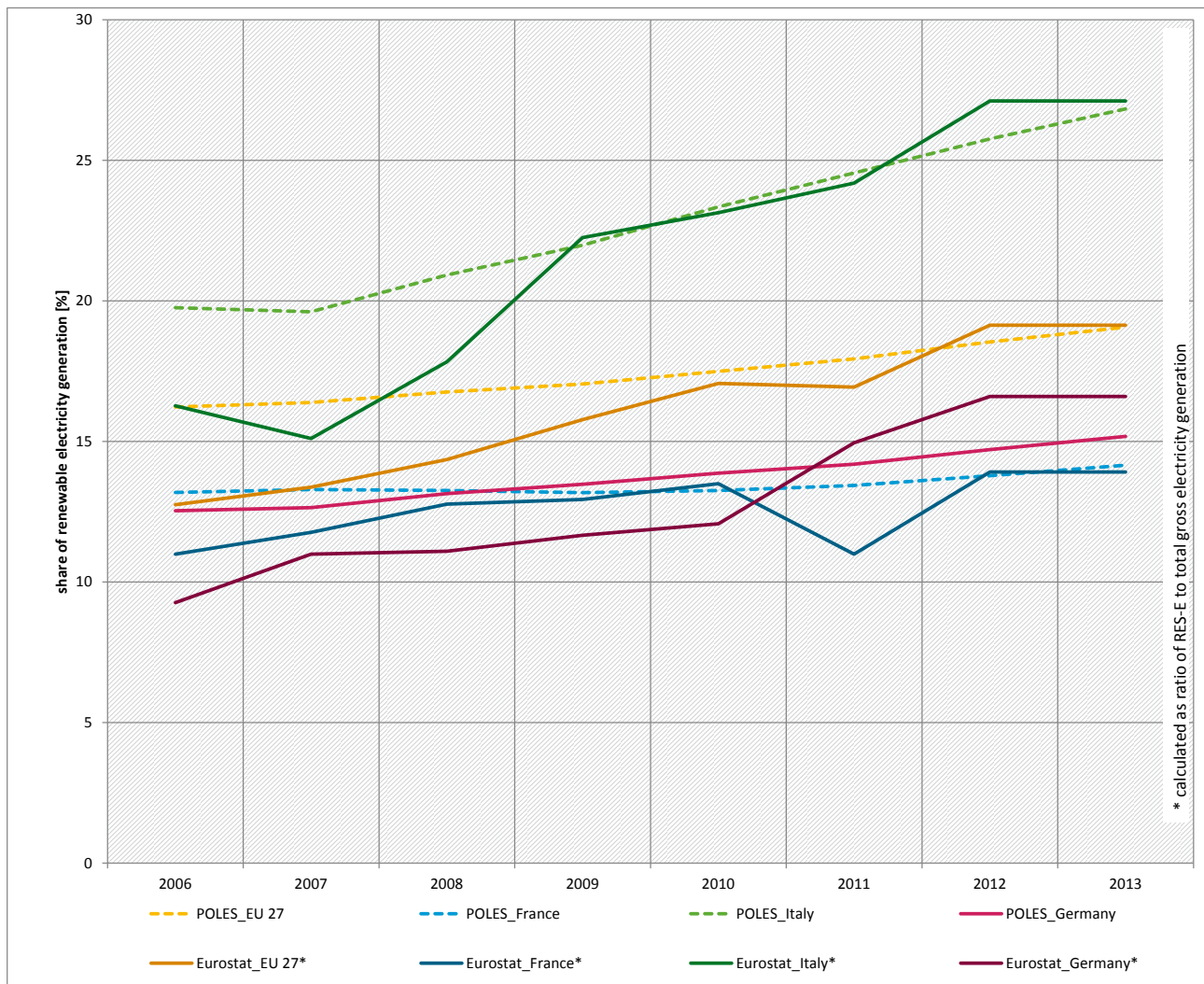
Figure 1-5: RES share in total gross electricity generation in 2008-12 POLES vs. EUROSTAT



Sources: POLES, own calculations based on EUROSTAT: The Share of renewable generation in gross electricity generation (excl. Autoproducers and pumped hydro) was calculated as the Sum of “Gross electricity generation” for the following main activities (electricity only - Solar Photovoltaic, solar thermal, Hydro, Geothermal, , Tide, Wave and Ocean, Wind) divided by total gross electricity generation

In Figure 1-6, the development of RES-E shares is depicted for the EU27, France, Germany and Italy. It can be seen that in the EU as a whole, the RES share in gross electricity generation starts at a significantly lower level (13 % instead of projected 16 %). Over time, RES shares in EUROSTAT data increase more strongly, resulting in RES shares in EUROSTAT being higher in 2012 and 2013 than in the POLES projections. In France the development matches quite well the projection except for a dip in 2011, which is driven by extraordinarily low generation from hydro. In Germany, the RES-E share is below the projection by 2 percentage points until 2010 and exceeds the projection to roughly the same extent afterwards, whilst in Italy, projections are initially higher, with actual developments catching up in 2009.

Figure 1-6: Development of RES-E share in total gross electricity generation POLES vs. EUROSTAT



Sources: POLES, own calculations based on EUROSTAT: “supply, transformation, consumption - electricity - annual data” [nrg\_105a] gross electricity generation

The percentage point differences thus calculated are then multiplied with the total electricity generation [TWh] to estimate absolute deviations. We take the POLES values for electricity generation in 2006 and then use a corrected projection based on the yearly development in EUROSTAT. Using weighted fossil generation mix CO<sub>2</sub>-factors (EEA, 2015) we then calculate absolute changes in emissions from differences in RES electricity generation. For all countries together, those changes amount to an average annual increase of 26 Mt for the EU-27 (the value would be 18 Mt when also including Norway, Switzerland and Iceland)<sup>11</sup> (Table 1-5). This is mainly due to developments in 2008-2011, whilst 2012 is the first year to show higher renewable penetration than projected. For 2008, the upward change is 55 Mt for the EU-27 (respectively 49 Mt including Norway, Switzerland and Iceland). The correction runs counter to the correction for economic development.

<sup>11</sup> The correction is not further used for Norway, Switzerland, Iceland since there are no emissions in the respective POLES combustion sector.

Table 1-5: Absolute changes in CO2 emissions [Mt] from differences in RES electricity generation, based on EEA CO2-factor of fossil power mix

Country	2008	2009	2010	2011	2012	Average 2008-2012
Great Britain	7.92	9.03	11.10	9.23	9.84	9.42
France	1.95	1.04	-1.00	10.08	-0.56	2.30
Italy	5.08	-0.47	0.37	0.62	-2.42	0.64
Germany	9.75	9.29	8.72	-3.79	-9.85	2.82
Spain	5.92	-3.06	-13.95	-10.97	-11.77	-6.76
Greece	0.15	-1.62	-3.94	-1.27	-2.45	-1.82
Portugal	0.87	-1.07	-6.01	-3.29	-2.01	-2.30
Austria	5.54	4.67	6.17	7.52	4.67	5.71
Belgium/Luxembourg**	1.46	1.72	1.67	1.69	2.31	1.77
Denmark	0.46	0.93	0.38	-1.82	-3.10	-0.63
Finland	2.89	5.53	6.04	5.42	1.90	4.36
Ireland	-0.24	-0.70	-0.32	-1.18	-1.10	-0.71
Netherlands	4.45	4.54	4.65	3.81	4.42	4.38
Sweden	2.06	0.86	7.72	10.22	7.26	5.62
Hungary	1.25	1.31	1.22	1.17	1.16	1.22
Poland	2.87	3.14	3.10	3.10	3.28	3.10
Czech Republic	1.77	1.29	0.87	0.08	0.25	0.85
Slovak Republic	0.29	-0.59	-0.76	0.16	0.06	-0.17
Baltic States**	-1.82	-2.15	-3.42	-3.30	-4.54	-3.05
Slovenia/Malta/ Cyprus**	0.37	-0.51	-0.45	0.28	-0.11	-0.08
Bulgaria	0.71	-0.49	-2.54	-0.07	-1.73	-0.82
Romania	0.97	0.49	-3.39	0.73	1.36	0.03
EU-27*	54.66	33.19	16.25	28.41	-3.14	25.87
for information only:						
Norway/Switzerland/Iceland**	-5.96	-4.34	-6.13	-8.74	-12.88	-7.61
EU-27, Norway, Switzerland, Iceland	48.7	28.85	10.12	19.67	-16.02	18.26

Source: own calculations based on POLES and EUROSTAT "Share of renewable generation in gross electricity generation (excl. Autoproducers and pumped hydro)" Extracted: 3.9.2014, Last Update: 27.8.2014; (weighted) emissions factors for fossil fuel mix from EEA (2015): Progress in renewable energy in Europe. Copenhagen; <http://www.eea.europa.eu/publications/renewable-energy-in-europe-approximated/download>.

\*Sum of country corrections for EU-27, i.e., excluding Norway, Switzerland, Iceland since there are no emissions in the respective POLES electricity sector.

\*\*Weighted average based on renewable production

## Nuclear energy

Since nuclear energy is another source of low carbon electricity generation, we also compare the observed share of nuclear power generation to the assumptions in POLES. Again, the data are taken from the POLES mitigation scenario. This can be reasonably done since nuclear power has relatively low marginal costs (even without taking into account CO<sub>2</sub> prices), hence, the EU ETS likely did not influence the dispatch. The deviations from the POLES projections to observed nuclear shares are in most cases relatively small. Yet, in some countries the differences are larger. In the Baltic States nuclear power generation went to zero in 2010 because Lithuania shut down the only existing nuclear reactor in the region due to safety concerns. In France, on the other hand, actual generation from nuclear was higher than projected in POLES by on average 6 percentage points in 2008-2012. Table 1-6 shows absolute changes in CO<sub>2</sub> emissions due to the correction for nuclear generation, which is calculated analogously to the correction for renewables. For all countries together, those changes amount to an average annual upward change of 2 Mt for the EU-27 (5 Mt when including Norway, Switzerland and Iceland).<sup>12</sup> For 2008, the change is plus 6 Mt for the EU-27 (respectively 8 Mt including Norway, Switzerland and Iceland).

Table 1-6: Absolute changes in CO<sub>2</sub> emissions [Mt] from differences in nuclear electricity generation, based on EEA CO<sub>2</sub>-factor of fossil power mix

Country	2008	2009	2010	2011	2012	Average 2008-2012
Great Britain	10.16	-3.19	1.00	-1.84	-0.20	1.19
France	-11.40	-19.39	-19.78	-41.75	-32.60	-24.98
Italy	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Germany	-1.92	-6.45	-10.47	5.46	8.95	-0.89
Spain	1.78	1.71	-3.06	5.81	11.78	3.60
Greece	0.01	0.01	0.01	0.01	0.60	0.13
Portugal	0.02	0.02	0.02	0.02	0.46	0.11
Austria	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Belgium/Luxembourg**	-0.67	-0.78	-0.80	-2.91	-1.82	-1.39
Denmark	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02
Finland	6.27	5.88	8.27	6.30	5.81	6.51
Ireland	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Netherlands	4.61	5.68	6.36	5.98	7.95	6.12
Sweden	-2.71	0.70	-1.58	-7.47	-7.98	-3.81
Hungary	0.55	-1.06	-0.16	0.14	0.46	-0.01
Poland	0.24	0.41	0.68	1.05	2.21	0.92
Czech Republic	2.54	3.94	7.48	10.17	11.55	7.14
Slovak Republic	-2.63	-0.72	0.01	-0.12	-0.02	-0.70
Baltic States**	2.78	1.55	12.77	14.56	16.03	9.54
Slovenia/Malta/ Cyprus**	-0.17	0.56	0.90	0.54	1.83	0.73
Bulgaria	0.87	0.45	2.49	3.13	4.10	2.21

<sup>12</sup> The correction is not further used for Norway, Switzerland, Iceland since there are no emissions in the respective POLES combustion sector.

Country	2008	2009	2010	2011	2012	Average 2008-2012
Romania	-4.13	-6.13	-4.71	-4.06	-3.14	-4.44
EU-27*	6.21	-16.75	-0.55	-4.93	26.02	2.00
for information only:						
Norway/Switzerland/Iceland**	1.66	1.89	2.80	3.77	7.35	3.49
EU-27, Norway, Switzerland, Iceland	7.87	-14.86	2.25	-1.66	33.37	5.4

Source: own calculations based on POLES and EUROSTAT “nuclear generation in gross electricity generation “ Extracted: 3.9.2014, Last Update: 27.8.2014; (weighted) emissions factors for fossil fuel mix from EEA (2015): Progress in renewable energy in Europe. Copenhagen.

\*Sum of country corrections excluding Norway, Switzerland, Iceland since there are no emissions in the respective POLES electricity sector.

\*\*Weighted average based on nuclear production

### Conclusions and recommendations:

Although data for RES-E and nuclear deployment in POLES are available for the mitigation scenario only, it can be assumed that the CO<sub>2</sub> prices assumed within the scenario do not have a large impact on RES-E or nuclear deployment within the model. Therefore, in general, a correction based on RES-E and nuclear shares is possible with the data available. Effects on a country and yearly basis can be significant and corrections only apply to the electricity sector, resulting in asymmetric changes in abatement costs between countries and between the electricity and industry sector, which will in turn be reflected in the efficiency calculations.

The corrections for nuclear and renewable electricity are both applied to the electricity sector only. The resulting correction increases the BAU emissions for the average year of 2008-2012 by 28 Mt. For the single year 2008, the correction is plus 61 Mt mostly driven by the effect from lower than projected renewable electricity generation.

## 1.4 Efficiency calculations based on corrected POLES BAU and MACCs

The following two sections contain analyses on the efficiency of the EU ETS as compared to an alternative policy instrument.<sup>13</sup> This analysis employs the corrected POLES BAU and MACCs and furthermore presents results for a number of different specifications regarding the estimation period and the method with which reductions under the ETS are calculated. In a first step the analysis takes place at an aggregated level where two abatement cost curves – one for the electricity sector and one for the industry sector – are used. In a next step, the analysis is repeated, this time with individual abatement cost curves for each sector (power sector plus four industrial sectors) in each country,<sup>14</sup> i.e. in total 114<sup>15</sup> different abatement cost curves.

We consider two different estimation periods:

<sup>13</sup> See also the results of the previous project Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels(ETS-5) (Umweltbundesamt 2016).

<sup>14</sup> As in the previous project (“ETS-5”), some countries are considered as groups as they are contained in the POLES Model: Belgium and Luxemburg as Benelux (BLX), the Baltic States (BLT) Estonia, Lithuania and Latvia as well as Slovenia, Malta and Cyprus as SMC.

<sup>15</sup> Since the Norwegian power generation originates nearly 100% from hydro generation, the Norwegian combustion installations are considered within the refineries sector and there is no MACC for the Norwegian power sector.

- ▶ 2008-12: Average year of the second trading period
- ▶ 2008: Individual year

The reason for this differentiation lies in the fact that 2008 was arguably a special year of the second trading period and in fact the only year where emissions were larger than available allowances, i.e. installations were “short”. From 2009 onwards, due in part to the financial and economic crisis, a surplus of allowances could be observed in the EU ETS, reducing prices and hampering the effectiveness of the scheme.

Furthermore, two different methods for calculating the abatement induced by the ETS are applied:

- ▶ *Price method:* Applying observed CO<sub>2</sub>-prices to (corrected) POLES curves to derive estimated total abatement;<sup>16</sup>
- ▶ *Quantity method:* Estimating total abated amounts by subtracting observed verified emissions from the POLES BAU. The total amount is then allocated to the sectors using the efficient split (i.e. same marginal abatement cost for both sectors).

#### 1.4.1 Aggregated calculations and results

Table 1-7 shows an overview of the inputs used in the aggregated analysis: POLES BAU emissions (corrected for the factors described in Section 1.2); verified emissions, free allocation in the two sectors taken from the EUTL and finally, EUAs auctioned or sold as published by the EEA. The data for counterfactual emissions (both before and after correction) differ from the data in Table 1-2 and Table 1-13 for methodological reasons: emissions from the POLES models have been scaled to match EUTL emissions in 2006. For the aggregated analysis, i.e. the data in Table 1-7, this has been done at the aggregate level, while in the disaggregated analysis (Table 1-2 and Table 1-13) scaling has been realized for all four industry subsectors individually.<sup>17</sup>

Table 1-7: Inputs for calculation of the aggregated scenarios

Sectors		POLES BAU (corrected) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Verified emissions (EUTL) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	BAU - verified emissions (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Free allocation (EUTL) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Auctions and sales (EEA) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	BAU - free allocation - auctions/sales (Mt CO <sub>2</sub> eq.)
Electricity	2008-12	1551	1396	155	1285	88	178
	2008	1662	1495	167	1254	44	365*
Industry	2008-12	564	546	18	714		- 151*
	2008	609	625	-16	705		-96
Total	2008-12	2115	1942	173	2000*	88	27
	2008	2272*	2120	151	1959	44	269

<sup>16</sup> As in previous analysis (Umweltbundesamt 2016), the last step before the observed price is used, i.e. 14.46 €/t CO<sub>2</sub>eq was the observed average price in 2008-12 and we use 14.13 €/t CO<sub>2</sub>eq. The corresponding prices for 2008 are 22.2 €/t CO<sub>2</sub>eq (observed price) and 22.18 €/t CO<sub>2</sub>eq (used for the calculations).

<sup>17</sup> With respect to verified emissions, the averages in the disaggregated calculation take into account that for some sectors in some countries data is not reported for all years of the 2<sup>nd</sup> TP while the aggregated calculation relies on top-down averages, however, this only leads to very minor differences.

Sources: Own calculation based on POLES; EEA EU ETS Dataviewer and sources described above

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

As Table 1-7 shows, corrected POLES BAU emissions are higher for 2008 than for an average year of the second trading period, reflecting the fact that 2008 was the last year before the financial and economic crisis hit. A corresponding pattern can be observed for verified emissions where average emissions for 2008-12 are about 200 Mt below 2008 levels. The difference between corrected BAU emissions and allocation plus auctioned amounts gives an indication for the need to reduce emissions. It can be observed that both for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period and the single year 2008, total allocated allowances (free and auctioned) were below BAU emissions, i.e. in both cases emission reductions were necessary; but for the year 2008 alone the data indicate that scarcity of certificates has been much bigger than for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period.

Table 1-7 also lists the free allocation amounts and the auctioned amounts, according to EEA data. Although formally the auctioned amounts in the EU ETS do not “belong” to either the electricity or the industry sector, we nevertheless use the convention to assign them to the electricity sector. This is based on the following consideration: In the 2<sup>nd</sup> TP, both countries that account for the bulk of EU-wide auction amounts (Germany and UK) substantially reduced free allocation to electricity installations. Accordingly, it is likely that a large share of the auctioned amounts is indeed purchased by power plant operators, to cover their full operations. A main reason for these cuts in free allocation to the electricity sector were so called “windfall profits” from factoring in the opportunity costs of the allowances into power prices. Under an Alternative Policy Scenario based on installation-specific, non-tradable emission standards, such inclusion in the price would not take place (because emission cuts below the installation-specific standard would be worthless); there would thus be no windfall profits either. Hence, it can be expected that politically, higher emissions would be allowed for the electricity sector in the Alternative Policy Scenario than under the ETS, while for industry, allowed emissions would have to be lower than under the ETS, in order to match the overall cap. As an approximation to this logic, our convention is to assign the auctioned amounts to the electricity sector for determining each sector’s allowed emissions in the Alternative Policy Scenario (in addition to their respective free allocation shares, see below in 4.1.1 for the detailed approach).

Comparing realised abatement (i.e. corrected BAU minus verified emissions) to theoretically required abatement (i.e. corrected BAU subtracted by free allocation and by auctioned EUAs, (see Table 1-7) shows that in the aggregated calculations for an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period, in both cases (quantity method and price method) more aggregate abatement took place (-148 Mt or -173 Mt) than would have been required considering the EUAs available during the 2<sup>nd</sup> trading period (-27 Mt). In contrast, in 2008 less abatement took place than was required. In comparison to the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period, this might be explained by the counterfactual (corrected BAU emissions) that is higher in 2008 than for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period, and lower free allocation and auctioned amounts than in an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period. However, verified emissions in 2008 exceeded those of the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period more strongly than did the emissions in the BAU (corrected). The fact that realised abatement is lower than required abatement implies that not all required abatement took place in 2008, but that some allowances were borrowed from the next year. Additionally, CERs and ERUs in the order of 84m were used (EEA 2014).

#### 1.4.1.1 Aggregated calculation for an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period (2008-12)

Abatement in the ETS scenario (“Abatement ETS”) under the price method is found by applying the observed CO<sub>2</sub>-prices to the (corrected) POLES curves. Aggregate abatement in the scenario for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period using the *price method* is calculated at 148 Mt CO<sub>2</sub>eq. Abatement under the *quantity method* is found by subtracting verified emissions from the POLES BAU. This

yields an aggregate abatement of 173 Mt CO<sub>2</sub>eq. Thus, as shown in Table 1-8, the two methods lead to quite different abatement amounts. Most of the reduction is, under both methods, found in the electricity sector. The underlying reason for the difference is that under the quantity method, the total abatement is determined as the difference between the (corrected) BAU emissions and the verified emissions. This total reduction is then applied to the abatement cost curves to find the price at which the industrial sector and the electricity sector together realize this emission reduction (this is the efficient split i.e. same marginal abatement cost for both sectors). For the emission reduction of 173 Mt CO<sub>2</sub> eq. the corresponding price is 17 €/t CO<sub>2</sub>eq. Sectoral abatement in the ETS scenario is then determined by applying the price of 17 €/t CO<sub>2</sub> eq to the sectors' marginal abatement cost curves (in case of the aggregated calculations, the price is applied to two curves: the POLES MACC for the electricity sector and the aggregate of the POLES MACCs for the industrial sectors). To the contrary, the price method applies the observed price to the MACC to find the corresponding emission reduction. The observed price for the average of the 2<sup>nd</sup> trading period was 14 €/t CO<sub>2</sub> eq.

Table 1-8: Abatement: ETS vs. alternative policy (2008-12)

Sector	Method	Abatement ETS (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Remaining emissions alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Proportional abatement under alternative policy based on allocation shares (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Abatement alternative policy t (Mt CO <sub>2</sub> eq.)
Electricity	Price	125	1294	257	148
	Quantity	146	1277	274	173
Industry	Price	23	673	-109	0.0
	Quantity	27	664	-101	0.0
Total	Price	148	1967	148	148
	Quantity	173	1942	173	173

Sources: Own calculation based on POLES; EEA EU ETS Dataviewer and sources described above

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

Emission reductions required under the Alternative Policy Scenario are derived using a *proportionality assumption*. Under this method the total emissions that remain after abatement has taken place (i.e. subtracting abatement as induced by the ETS from POLES BAU, yielding 1967 Mt or 1942 Mt, respectively<sup>18</sup>) are divided to the two sectors by applying their respective share of free allocation and auctioned amounts (assigning all auctioned amounts to the Electricity Sector; for the aggregated calculation the shares are: Electricity 66 %; Industry 34 %). This yields the values in the column "Remaining emissions alternative policy". The next column "proportional abatement under alternative policy based on allocation shares" displays the difference between (corrected) BAU emissions (2115 Mt) and the values in the column "Remaining emissions alternative policy". It contains negative values, i.e. the industry sector in aggregate would be allowed to increase emissions. Since this is not regarded as a plausible assumption for an alternative policy, we assume instead that industry receives a reduction requirement of zero. The abatement requirement for the electricity sector is scaled down

<sup>18</sup> The calculations are as follows:

- Price Method: BAU emissions – Abatement ETS = 2115 Mt – 148 Mt = 1967 Mt;
- Quantity Method: BAU emissions – Abatement ETS = 2115 Mt – 173 Mt = 1942 Mt.

accordingly to keep the amount of total abatement constant. These abatement requirements are listed in the column “Abatement alternative policy”.

Total abatement costs under the ETS range from 1000 m€ (*price method*) to 1406 m€ (*quantity method*). Due to unequal marginal costs between the two sectors, the Alternative Policy Scenario leads to more costly abatement ranging from 1216 m€ to 1728 m€. The corresponding efficiency gain is equal to 18-19 % (Table 1-18).

Table 1-9: Cost of abatement (2008-12)

Sector	Method	Marginal cost ETS (€/t CO <sub>2</sub> eq.)	Marginal cost alt. policy (€/t CO <sub>2</sub> eq.)	Total abatement cost ETS (m€)	Cost alternative policy (m€)
Electricity	Price	14	17	840	1216
	Quantity	17	22	1175	1728
Industry	Price	14	0.0	160	0.0
	Quantity	17		231	0.0
Total	Price	14	-	1000	1216
	Quantity	17	-	1406	1728

Sources: Own calculation

#### 1.4.1.2 Aggregated calculation for 2008

Instead of using an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period, this section explores results when only a single year (2008) is used. The estimated abatement using the *quantity method* is equal to 151 Mt CO<sub>2</sub>eq. The highest abatement available in our POLES cost curves for 2008 is equal to 144 Mt CO<sub>2</sub>eq. at a price of 25.20 €/t CO<sub>2</sub> eq., the abatement cost curve is extrapolated at a constant price to arrive at an overall abatement of 151 Mt CO<sub>2</sub>eq. In 2008, abatement is thus larger when using the *quantity* rather than the *price method* which uses the observed average 2008 price of 22.2 €/t CO<sub>2</sub> eq, and estimates abatement at 132 Mt (Table 1-10). Calculated total abatement for 2008 is slightly lower than for the average 2008-12, under both the quantity method (151 Mt compared to 173 Mt) and price method (132 Mt compared to 148 Mt). This is remarkable for the price method since the price in 2008 was 22.18 €/t CO<sub>2</sub> eq., compared to 14.13 CO<sub>2</sub> eq. for 2008-12. The main reason for lower abatement in 2008 than for the average of 2008-12 in spite of the higher CO<sub>2</sub> price, are changes in the annual POLES abatement cost curves over time. POLES MACC for 2008 are much steeper compared to 2008-12. This is because for later years, the abatement potential (at each given CO<sub>2</sub> price) is estimated to be higher, which is plausible because of technical progress: in the longer term more options to reduce emissions can be realized than in the short term.<sup>19</sup>

The Alternative Policy Scenario again requires increased abatement from the electricity sector. Under both methods, the industry sectors are again not required to carry out any abatement.

<sup>19</sup> The effect is intensified by increasing CO<sub>2</sub>-prices over time as assumed within the POLES model.

Table 1-10: Abatement: ETS vs. alternative policy (2008)

Sector	Method	Abatement ETS (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Remaining emissions alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Proportional abatement under alternative policy based on allocation shares (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Abatement alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)
Electricity	Price	115	1386	276	132
	Quantity	132	1374	289	151
Industry	Price	17	753	-144	0
	Quantity	19	746	-137	0
Total	Price	132	2139	132	132
	Quantity	151	2120	151*	151

Sources: Own calculation

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

Total abatement cost under the ETS range from 1317 m€ (*price*) to 1795 m€ (*quantity*). Since abatement is higher using the *quantity method*, so too are the abatement costs (Table 1-11). Similarly to the calculation for the ETS, the POLES curve for the electricity sector was extrapolated as a flat line at constant marginal abatement cost of 25.2 €/tCO<sub>2</sub>eq. under the alternative policy. Abatement costs under the alternative policy thus calculated are equal to of 1547 m€ and 2040 m€ respectively. The corresponding efficiency gain is equal to 12-15 %

Table 1-11: Cost of abatement (2008)

Sector	Method	Marginal cost ETS (€/t CO <sub>2</sub> eq.)	Marginal cost alt. policy (€/t CO <sub>2</sub> eq.)	Total abatement cost ETS (m€)	Cost alternative policy (m€)
Electricity	Price	22	25	1139	1547
	Quantity	25	25	1550	2040
Industry	Price	22	0.0	178	0.0
	Quantity	25	0.0	245	0.0
Total	Price	22	-	1317	1547
	Quantity	25	-	1795	2040

Sources: Own calculation

#### 1.4.2 Disaggregated results

The disaggregated scenarios apply the cost efficiency analysis as described above using individual abatement cost curves and reduction requirements per country and sector. This allows to reflect both gains from trade between countries and sectors. The disaggregation level is five sectors per country as available from the POLES model. For the calculations, POLES data are associated with the EUTL data based on a matching of activity codes and POLES sectors as shown in the following table:

Table 1-12: Matching of POLES sectors and EUTL activity codes

POLES Sector	EUTL Activity Codes
Electricity	1. Combustion installations
Transfo	2. Mineral oil refineries
Steel	3. Coke ovens, 4. Metal ore roasting or sintering installations 5. Production of pig iron or steel
Non-metallic minerals	6. Production of cement clinker or lime, 8. Manufacture of ceramic products by firing
Other Industry	7. Manufacture of glass including glass fibre, 9. Production of pulp, paper and board 99. Other stationary activity opted-in

Table 1-13 shows the input data for the disaggregated analysis: POLES BAU emissions (corrected for the factors described in Section 3.3); verified emissions, free allocation taken from the EUTL and finally, EUAs auctioned or sold as published by the EEA. For better readability data are summarized for the industrial sector, whilst the calculations are realized at the disaggregated level i.e. with all data specified for each country-sector combination. Auctioned quantities are applied to the electricity sector as done in the aggregated scenarios, too. In Norway the combustion installations are counted towards transformation and therefore the industrial sector because they comprise a large share of refineries while the electricity sector is dominated by hydropower. Hence, also the quantity auctioned/ sold for Norway has been applied to the transformation sector.

Table 1-13: Inputs for calculation of the disaggregated scenario<sup>20</sup>

Disaggr. calculation Sectors		POLES BAU (corrected) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Verified emissions (EUTL) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	BAU - verified emissions (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Free allocation (EUTL) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Auctions and sales (EEA) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Abatement required (BAU - free allocation - auctions/sales) (Mt CO <sub>2</sub> eq.)
Electricity	2008-12	1551	1396	156	1285	88	178
	2008	1662	1495	168	1254	44	364
Industry	2008-12	586	547	39	715	-	-129
	2008	635	625	10	705	-	-70
Total	2008-12	2137	1942	195	2000	88	49
	2008	2298	2120	178	1959	44	295*

Sources: Own calculation based on POLES; EEA EU ETS Dataviewer and sources described above

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

<sup>20</sup> The data are different from the data in Table 9 for methodological reasons: emissions from the POLES models have been scaled to match EUTL emissions in 2006. For the aggregated analysis, i.e. the data in Table 9, this has been done at the aggregate level, while in the disaggregated analysis (Table 2 and Table 13) scaling has been realized for all four industry subsectors individually. Also averages have been calculated slightly differently, see also footnote 6.

At the disaggregated level, the share of free allocation of each sector in each country and auctioned amounts (for the electricity sector only) is used in order to derive the required abatement under the alternative policy (*proportionality assumption*).<sup>21</sup> This calculation leads to several sectors (at country-level) having negative required reductions. That is, in fact they would have been allowed to increase their emissions over the estimated counterfactual development (corrected BAU). As in the aggregated analysis, the reduction requirement has then been set to zero for these sector-country combinations. The required reductions have been distributed to the remaining sector-country combinations based on their share in the total free allocation and auctioned amounts.<sup>22</sup> The required abatements for each sector-country combination need to be scaled to reach the same reduction as in the ETS scenario (here: 195 Mt CO<sub>2</sub> eq). Most abatement is required in the electricity sector under the Alternative Policy Scenario. However, compared to the aggregated calculation still a significant share of the required reduction (over 10 %) is required in the industrial sectors, mainly in the transformation sectors and “other industry”. Only for Romania and the Slovak republic the electricity sector is not required to reduce emissions in the Alternative Policy Scenario.

#### 1.4.2.1 Disaggregated calculation for 2008-2012

The calculations at the disaggregated level yield an abatement under the ETS of 195 Mt CO<sub>2</sub>eq. (*quantity method*) (Table 1-14). Contrary to the aggregated calculations, required abatement (ETS) (given by POLES BAU – free allocation – EUAs auctioned or sold) was slightly higher than realised abatement (ETS) (49 Mt CO<sub>2</sub> eq.). At the disaggregated level the situation is very diverse with significant negative “reduction” requirements in some sectors in some countries (for example up to -31 Mt CO<sub>2</sub> eq. for the German Steel sector) and real reduction requirements in others (up to 84 Mt CO<sub>2</sub> eq. in the German electricity sector). Positive required reductions sum up to 234 Mt CO<sub>2</sub> eq., but are to large extent compensated by negative required reductions of 185 Mt CO<sub>2</sub> eq.

Table 1-14: Abatement: ETS vs. alternative policy (2008-12) (disaggregated calculation)

Sector	Method	Abatement ETS (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Remaining emissions alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Proportional abatement under alternative policy based on allocation shares (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Abatement alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)
Electricity	Price	125	1425	150	126
	Quantity	159	1384	281	167
Industry	Price	24	564	-102	22
	Quantity	36	558	-86	28
Total	Price	148*	1989	148	148
	Quantity	195	1942	195	195

Sources: Own calculation

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

<sup>21</sup> Detailed data is available upon request from the authors.

<sup>22</sup> Note that these shares are recalculated based on those sectors that are required to reduce their emissions.

Table 1-15: Cost of abatement ETS vs. alternative policy (2008-12) (disaggregated calculation)

Sector	Average cost ETS Scenario €/t CO <sub>2</sub> eq	Average cost Alternative Policies Scenario €/t CO <sub>2</sub> eq	Total abatement cost ETS (m€)	Total abatement cost alternative Policies scenario (m€)	Efficiency gain m€)	Efficiency gain
Electricity (Price)	7	12	840	1475		
Electricity (Quantity)	9	16	1390	2662		
Industry (Price)	7	25	175	547		
Industry (Quantity)	10	26	378	712		
Total (Price)	7	14	1015	2021	1006	50%
Total (Quantity)	9	17	1768	3374	1606	48%

Sources: Own calculation

Total abatement costs for an average year of the second trading period 2008-12 under the ETS scenario (disaggregated calculation) are 1606 m€ (*quantity method*) respectively 1006 m€ (*price method*). Within the Alternative Policy Scenario the different marginal abatement cost of each sector-country combination have to be considered. Overall the Alternative Policy Scenario leads to more costly abatement of 3374 m€ (*quantity method*) and 2021 m€ (*price method*). The corresponding efficiency gain is 48 % (*quantity method*) respectively 50 % (*price method*). This seems very substantial and is driven by some specific aspects in the definition of the Alternative Policy Scenario. Many country-sector combinations (“pairs”), in particular in the industrial sector, are not required to abate at all. This leads to an unequal distribution of abatement requirements. Small differences may lead to relatively large effects in the efficiency estimate. Also, the effects of large countries dominate the analysis. In the present analysis, it is in particular the German and Polish electricity sector and the Polish transformation sector that are making up for 85 % of the cost difference in the ETS vs. the Alternative Policy Scenario. The definition of the Alternative Policy Scenario (based on the share in total free allocation) is sensitive to the rigidity applied in determining free allocation in the different countries. Countries with relatively rigid allocation will also face more ambitious abatement requirements in our definition of the Alternative Policy Scenario. This is fictitious. Hence the value should be interpreted very cautiously.

On the other hand, also the decision to use the free allocation shares of all sectors in all Member States (in relation to the total EU-wide free allocations for all sectors) as the basis for deriving the “allowed” residual emissions in the Alternative Policy Scenario can be questioned: in reaction to the “windfall profits” the free allocation for the electricity sector is relatively low compared to their actual emissions.. Such a definition seems unlikely under a real alternative policy scenario relying on command-and-control. Another simple Alternative Policy Scenario could therefore assume proportional emission reductions (in relation to their emission share across all sectors. This would lead to relatively smaller abatement required from the electricity generators under the Alternative Policy Scenario than under the presently calculated Alternative Policy Scenario.

#### 1.4.2.2 Disaggregated calculation for 2008

For 2008, total abatement costs under the ETS scenario (disaggregated calculation) are 2555 m€ (quantity method) respectively 1424 m€ (price method). Under the Alternative Policy Scenario abatement cost increase to 3312 m€ (quantity method) and 2319 m€ (price method). The corresponding efficiency gain is equal to 23 % (quantity method) respectively 39 % (price method). The reasons

are similar to those mentioned in the discussion of the results for the average of 2008-2012: an unequal distribution of abatement requirements and the effects of large countries. In the 2008 disaggregated analysis, it is in particular the German and British electricity sector and the Norwegian transformation sector that are driving the cost difference in the Alternative Policy Scenario. Again as mentioned above due to the limitations of the definition of the Alternative Policy Scenario, these results should be interpreted with caution.

Table 1-16: Abatement: ETS vs. alternative policy (2008) (disaggregated calculation)

Sector	Method	Abatement ETS (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Remaining emissions alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Proportional abatement under alternative policy based on allocation shares (Mt CO <sub>2</sub> eq.)	Abatement alternative policy (Mt CO <sub>2</sub> eq.)
Electricity	Price	115	1549	259	113
	Quantity	147	1509	289	153
Industry	Price	17	616	-127	20
	Quantity	31	610	-111	25
Total	Price	133*	2165	132	133
	Quantity	178	2120*	178	178

Sources: Own calculation

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

Table 1-17: Cost of abatement ETS vs. alternative policy (2008) (disaggregated calculation)

Sector	Average cost ETS Scenario €/t CO <sub>2</sub> eq.)	Average cost Alternative Policies Scenario €/t CO <sub>2</sub> eq.)	Total abatement cost ETS (m€)	Total abatement cost alternative Policies scenario (m€)	Efficiency gain (m€)	Efficiency gain
Electricity (Price)	9	15	1032	1655		
Electricity (Quantity)	12	17	1801	2555		
Industry (Price)	22	34	391	664		
Industry (Quantity)	25	30	754	757		
Total (Price)	11	17	1424*	2319	895	39%
Total (Quantity)	14	19	2555	3312	757	23%

Sources: Own calculation

\* Deviation of the total from the sum of electricity and industry because of rounding

### 1.4.3 Comparison of aggregated and disaggregated results under both price and quantity approach

All four aggregated scenarios lead to efficiency gains (in relative terms) that are in the same range of 12-19 % (Table 1-18). For the disaggregated calculation the relative efficiency gain is much larger at 23-50 %. It is as expected that efficiency gains are larger than in the aggregated calculations since the assumption of within sector efficient abatement (and across entire Europe) is dropped. Hence, the efficiency gains from trade across the EU and across industrial sub-sectors (4) and the electricity sector are now also included.<sup>23</sup> However, 48 % seems relatively large and results should be interpreted with caution for the following reasons: the results are mainly driven by high abatement cost in the Alternative Policy Scenario in three country-sector pairs due to a very unequal allocation of targets under the Alternative Policy Scenario. Several country sector pairs face negative abatement requirements which are set to zero in our analysis. This implies that abatement is distributed among fewer country-sector pairs that have to mitigate a larger amount at higher cost than if abatement was distributed more evenly. Note that the size of the effect depends on the steepness of the MACCs at the respective targets as well as on the inequalities of target setting between country-sector-pairs.

Table 1-18: Comparison of relative efficiency gain for all scenarios

Scenario	2008-12	2008
Price (aggregated)	18%	15%
Quantity (aggregated)	19%	12%
Price (disaggregated)	50%	39%
Quantity (disaggregated)	48%	23%

\*relative to abatement costs in the Alternative Policy Scenario

In terms of total abatement, both aggregated and disaggregated scenarios, the quantity method leads to higher abatement requirements compared to the price method, i.e. the price predicted by the quantity method is higher than the historic price applied for the price method. One reasonable explanation is that other factors or policies beyond the ETS price are influencing emission reductions. Although an attempt has been made to correct for part of these factors, the analysis suggests this correction is incomplete. Moreover, assumptions made when adapting the BAU and the MACCs could be wrong. Another reason could be that abatement technologies included in the curve do not adequately reflect all available abatement options in the sectors in question.

Also, interestingly, our estimate for total abatement is in most cases higher for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period than for 2008 (for the quantity method, 173 Mt versus 151 Mt), even though allowance prices were substantially higher in 2008. One reason could be the above-mentioned uncertainties associated with the BAU corrections. Also under the price method the calculated abatement is higher for the average of the 2<sup>nd</sup> trading period than for the year 2008 (148 Mt compared to 132 Mt), in spite of lower prices. This is likely caused by the fact that POLES MACC are substantially steeper for 2008

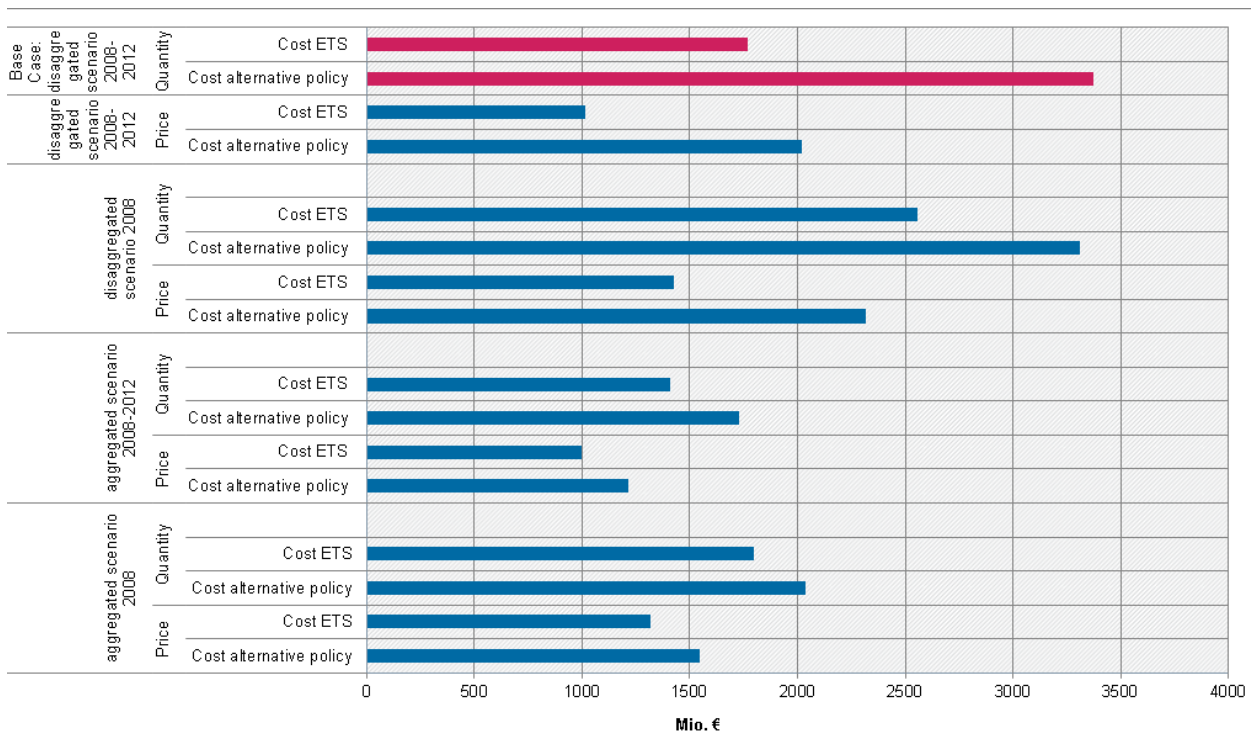
<sup>23</sup> In addition, the methodological issues in the aggregated scenarios lead to a higher abatement requirement for the electricity sector than in the disaggregated scenario while abatement required for industry is lower than in the disaggregated scenario. This enhances the effect of higher efficiency gains from trade in the disaggregated scenario since more trade can take place within industry. In the aggregated scenario trade within industry is not considered hence gains can only take place from trade between industry and electricity sector. However, because the negative abatement requirement for industry is scaled to zero anyway (and the abatement requirement for electricity is alleviated by the same amount), such methodological issues do not appear to have an effect on the cost estimations.

than for the average of the 2<sup>nd</sup> TP. This implies that a significant share of calculated abatement hinges on POLES assumptions about technical progress over time.

In terms of relative efficiency gain, however, for the disaggregated analysis results diverge strongly in the year 2008 depending on the method chosen to determine abatement. One reason may be singular effects in the year 2008. For example, the amount of allowances auctioned was slightly lower in 2008 than in the 2<sup>nd</sup> trading period on average because certificates became available only in November.<sup>24</sup> Another reason are the limitations of the marginal abatement cost curves: for 2008, the maximum abatement is 143.7 Mt CO<sub>2</sub> eq. which does not suffice to represent the abatement of 178 Mt CO<sub>2</sub> eq. derived under the quantity method. The curves have been extrapolated linearly, which leads to a likely underestimation of the cost. Since this applies to both the ETS and the alternative policies scenario, the difference between the scenarios i.e. the efficiency gain in relative terms, shrinks.

In general, the comparison of the different scenarios seems to show that a less disaggregated and less detailed analysis is less vulnerable to the assumptions made. Particularly large differences for efficiency gains are found for the disaggregated analysis for the year 2008 depending on whether price or quantity method is chosen. A potential reason might be that effects can't really level out neither on the sector and country level nor on the time scale. In contrast, estimates in the more aggregate analysis, being it on the timeframe or on the country-sector side, are less volatile to effects or uncertainties concerning a single year. However, the main reason might probably be the limitation of the marginal abatement cost curves as detailed above.

Figure 1-7: Comparison of abatement cost for all scenarios



Source: Own calculation, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

<sup>24</sup> Alternatively to our approach of allocating auctioned amounts to the respective year, one could assume the average auction amount for the 2<sup>nd</sup> trading period (88 Mt) would have been available already in 2008 to get a “representative” assignment of abatement requirements under an Alternative Policy Scenario, and not so much represent all details of the actual outcomes. Furthermore, note that compliance date for the year 2008 was in April 2009, so that auctioned/sold allowances until that date could be used by the firms.

## 1.5 Summary and Conclusions

An emissions trading system is a prominent instrument of climate policy because it is considered to achieve, in theory, emission reductions at least cost. This report presents a backward looking analysis of the efficiency gains from trade in the EU ETS. The analysis is based on marginal abatement cost curves and BAU emissions from the POLES model. Since there are other factors that also impact emissions beyond the ETS, the POLES Baseline had to be corrected to construct an appropriate counterfactual. This report first deals with the BAU correction. Subsequently it presents an estimation of the efficiency gains from the ETS.

Based on a literature review, revision of available data and applicability to correct the POLES curves, the baseline has been corrected for the following factors

- ▶ Economic development: BAU emissions have been adjusted based on the difference between GDP development assumed in the POLES model and observed GDP development. The correction has been applied with a constant correction factor for each year to all sectors and has led to a downwards correction of the BAU emissions by 179 Mt CO<sub>2</sub> eq. for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period and a downwards correction of the BAU by 27 Mt CO<sub>2</sub> eq. for the year 2008 alone.
- ▶ Renewable energy and nuclear generation: Renewable power generation and the share of nuclear power have a strong impact on power sector emissions. Therefore a correction for the share of renewables and nuclear power in gross electricity generation has been carried out and applied to correct the BAU emissions of the electricity sector for differences in historic and projected developments. Since assumed renewables and nuclear power shares have been higher in POLES than observed in reality, this led to an upwards correction of BAU emissions by 28 Mt CO<sub>2</sub> eq. for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period and of 61 Mt CO<sub>2</sub>eq. for the single year 2008.

The BAU correction was carried out to eliminate effects of other developments on emissions and more adequately reflect the effect of the ETS on emission reductions. In total, the BAU corrections resulted in a reduction of POLES BAU emission by 152 Mt CO<sub>2</sub>eq. to 2137 Mt CO<sub>2</sub> eq. for the average of 2008-2012. For the year 2008 the corrected BAU emissions increase by 34 Mt CO<sub>2</sub> eq. to a level of 2298 Mt CO<sub>2</sub> eq. compared to POLES BAU emissions.<sup>25</sup>

The POLES BAU emissions and the POLES marginal abatement cost curves have been adjusted for the above-mentioned factors and then been used to estimate efficiency gains from trade within the EU ETS. The calculations have been carried out on two levels of aggregation: an aggregated level where only trade between the industrial sector and the electricity sector (both aggregated at EU level) is considered and a more disaggregated analysis where trade between five sectors (four different industry sectors and the electricity sector) and between all countries is modelled. The analysis includes an average year of the 2<sup>nd</sup> TP and additionally looks at the single year 2008 which was the only year of the 2<sup>nd</sup> trading period in which emissions exceeded available allowances.<sup>26</sup> In addition, we applied two different methods to determine the abatement. Under the quantity method we used verified emissions

<sup>25</sup> This refers to the values obtained in the disaggregated scenarios. As explained at the beginning of Chapter 3 (see note to table 2), the values calculated for the aggregated scenarios are slightly lower (at 2115 and 2272, respectively), because of methodological differences.

<sup>26</sup> This is possible because a) in the EU ETS the operators receive the allocation for the following year before the current year's compliance deadline, so that they can in effect "borrow" these allowances over one year and b) operators could also use international credits from CDM or JI projects for compliance. In the years 2009 to 2012 these options were available as well, but aggregate allocations exceeded corrected BAU emissions so that no scarcity in terms of allocation existed. This missing scarcity from 2009 to 2012 is the reason why we also include the single year 2008 in this analysis, in order to show possible differences in outcomes.

and the (corrected) POLES BAU emissions to calculate total abatement. We then assumed that the individual sectors electricity generation and industry contributed to this total abatement amount in the ETS case according to the efficient split (i.e. looking at the detailed marginal abatement cost curves at the level of individual sectors and countries from the POLES model, and determining their respective abatement so that they lead to the same marginal abatement costs in all sectors). Under the price method, abatement was derived from the MACCs based on the observed (average respectively yearly) price of the 2<sup>nd</sup> TP/ the year 2008. Emission reduction targets under the Alternative Policy Scenario were determined by allocating the same emission reduction as under the ETS Scenario to the individual sectors (sector-country pairs in the disaggregated analysis) proportional to their share in (free and auctioned) allocation, with the auctioned amounts being assigned to the electricity sector(s).

The analysis of the aggregated scenarios showed efficiency gains in the range of 12-18 %. For the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period, both price and quantity method led to very similar results in terms of the relative gain. For the analysis of the single year 2008, the quantity method led to a higher absolute efficiency gain, but lower relative savings (12 % vs. 15 %) than the price method. The higher absolute cost savings relate to higher abatement estimates than under the price method (155 Mt CO<sub>2</sub> eq. vs. 132 Mt CO<sub>2</sub> eq.). One reason that may have reduced the calculated efficiency gains from trade particularly for the quantity method is that the calculations under the quantity method were found to be affected by the limitation of the POLES MACCs, which cover only abatement of up to 143.7 Mt CO<sub>2</sub> eq. for 2008. The curves were then extrapolated at a flat price. This implies that costs are likely underestimated and since the extrapolation affected both ETS and the Alternative Policies Scenario, the relative cost differences shrank and so did relative efficiency gains. This might explain the lower relative efficiency gain of 12 % under the quantity method compared to 15 % under the price method.

In general, we expect that results for the single year are more influenced by singular effects of that year's dataset, which might normally level out over a period in time. For example, in 2008 auctioned amounts have been significantly lower than in an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period due to the fact that certificates became available only in November. Such issues could, however, be partly corrected for when constructing an Alternative Policy Scenario. Also, the reduction in actual emissions over the trading period does not have to be linear although the cap is reduced linearly year by year. This implies that in a single year, the abatement under the ETS may have been lower or higher than in an average year of the trading period. Since this abatement was used to determine the required abatement in the Alternative Policy Scenario, it also affected the cost estimate in the Alternative Policy Scenario. The size of the effect depends on the steepness of the MACC and the resulting abatement requirements. On the other hand, 2008 was the only year during the 2<sup>nd</sup> trading period in which aggregate allocation was smaller than BAU emissions so that actual scarcity existed in the market, at least on aggregate over the year. As a result, with respect to actual cost savings from trade in the 2<sup>nd</sup> TP, it is unclear, whether the period average 2008-12, or the single year 2008 is more "representative" for a "typical" trading year in the EU ETS and hence more representative with respect to estimated efficiency gains.

For the disaggregated calculations, the relative efficiency gain was determined at 23-39 % for the year 2008 and 48-50 % for the average year of the 2<sup>nd</sup> TP and thus much larger than in the aggregated analysis. Again, the lower calculation results for 2008 may be due to the limitation of the POLES MACC at 143.7 Mt for 2008 which meant that any high-cost options beyond this level were not covered with their true costs. Gains from trading were accordingly underestimated.

Even though it is expected that gains for the disaggregated perspective are much larger since the assumption of within sector efficient abatement, and across entire Europe, is dropped, efficiency gains in the range of 50 % seems relatively high. The result should be interpreted with caution for various reasons.

First, the analysis is very sensitive to the assumption of the distribution of abatement requirements in the Alternative Policy Scenario. Asymmetric distributions of abatement requirements in relation to the mitigation potential result in high abatement costs for the Alternative Policy Scenario while it is not clear that those asymmetric distributions indeed represent a realistic alternative policy. In our analysis the abatement distribution based on free allocation and auctioned amounts of certificates resulted in reduction targets for only few sectors in few countries, while many others had negative required abatement, which was modified to zero abatement in order to avoid negative requirements. This has two effects: Firstly, compared to a situation in which certain sectors would be allowed to increase their emissions even compared to BAU, this “scaling to zero” implies that the remaining sectors face lower reduction requirements (as long as the overall reduction target is kept constant). Secondly, the unequal distribution of the reduction requirements implies that the sectors and countries confronted with a reduction target have to mitigate a larger amount at higher cost than if most of the sector-country pairs had a positive abatement requirement. These two effects are counteracting and the balanced impact on the cost depends – again – on the steepness of the MACCs at the respective reduction target and the inequality of abatement across countries and sectors.<sup>27</sup>

Second, in particular large countries have a significant impact on the cost estimate. Hence, asymmetric distributions resulting in high mitigation targets for those countries and sectors can significantly increase efficiency gains. In the present case results are driven by high abatement costs in the Alternative Policy Scenario in the German and Polish power sectors and the Polish transformation sector (refineries). Third, the analysis hinges on the marginal abatement cost curves and suffers from limitations in terms of maximum quantities or prices that are reflected. These latter limitations have led to a likely underestimation of the efficiency gains from trading. Also the analysis is bound to the sectoral and regional detail represented in the curves.

All problems also exist in the aggregated analysis; however, they become more pronounced in a more disaggregated analysis. A more robust estimation would only be possible if a solid assumption on a realistic alternative policy and the associated required abatement per sector and country could be made. Also, the analysis so far focuses on the gains from trade between sectors and countries. Obviously, it would be interesting to add a firm-level perspective (requiring a different methodology). This could indicate additional efficiency gains. Furthermore, it would allow a more detailed analysis of distributional effects within sectors.

---

<sup>27</sup> The cost obviously also depend on the total abatement. However, since in the presented approach the abatement under the alternative policies scenario is scaled to the abatement in the ETS scenario, only the unequal distribution of abatement requirements contributes to the cost difference and hence efficiency gains.

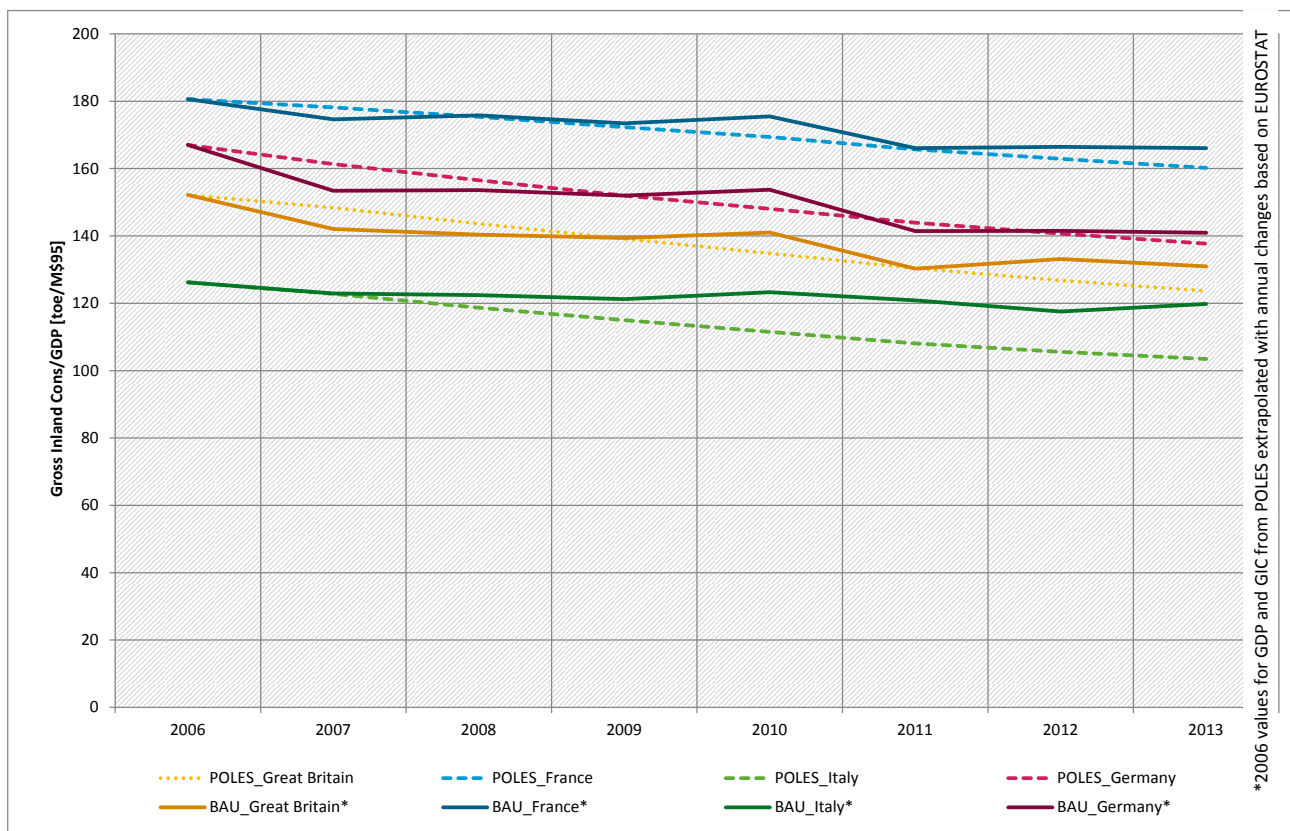
## 1.6 Annex - Factors not applied for BAU emission correction

### 1.6.1 Energy intensity

The key indicators from POLES contain an energy intensity indicator: Gross Inland Consumption/GDP (toe/M\$95). However, this indicator is only available for the mitigation scenario and not for the BAU. In contrast to RES deployment and nuclear power generation, where it could easily be argued that carbon prices as applied within the mitigation scenario should not have had an impact on RES shares and nuclear power generation, energy intensity can be affected much more easily and at lower prices.

Figure 1-8 shows a comparison of gross inland energy consumption per GDP in EUROSTAT and the POLES mitigation scenario. For comparability between historical values and values from POLES, the GDP value for 2006 from POLES is used and the further development is constructed applying the annual volumes changes from EUROSTAT. For gross inland consumption, the same procedure is applied, i.e. the 2006 gross inland consumption from POLES is taken and annual changes based on the data from EUROSTAT applied.

Figure 1-8: Development of gross inland consumption per GDP in POLES vs. BAU based on EUROSTAT



Sources: POLES, own calculations based on EUROSTAT: “Supply, transformation, consumption - all products - annual data” [nrg\_100a] gross inland consumption and “GDP and main components – volumes” [nama\_gdp\_k].

Usually, it would have been expected that in times of lower capacity utilization due to an economic downturn, energy intensity may actually rise and this effect therefore work in the opposite direction than the correction for GDP. In fact, energy consumption per GDP increases in 2010 - i.e., the year after the crisis - and then drops again in 2011. On average for 2008-12, specific consumption (energy intensity) calculated from EUROSTAT GDP and energy consumption data (scaled to POLES level) is significantly higher than what was assumed in POLES. A look at the underlying data on energy consumption

and GDP indicates that this is caused primarily by an increase in energy consumption and to a lesser extent by a decrease in GDP.

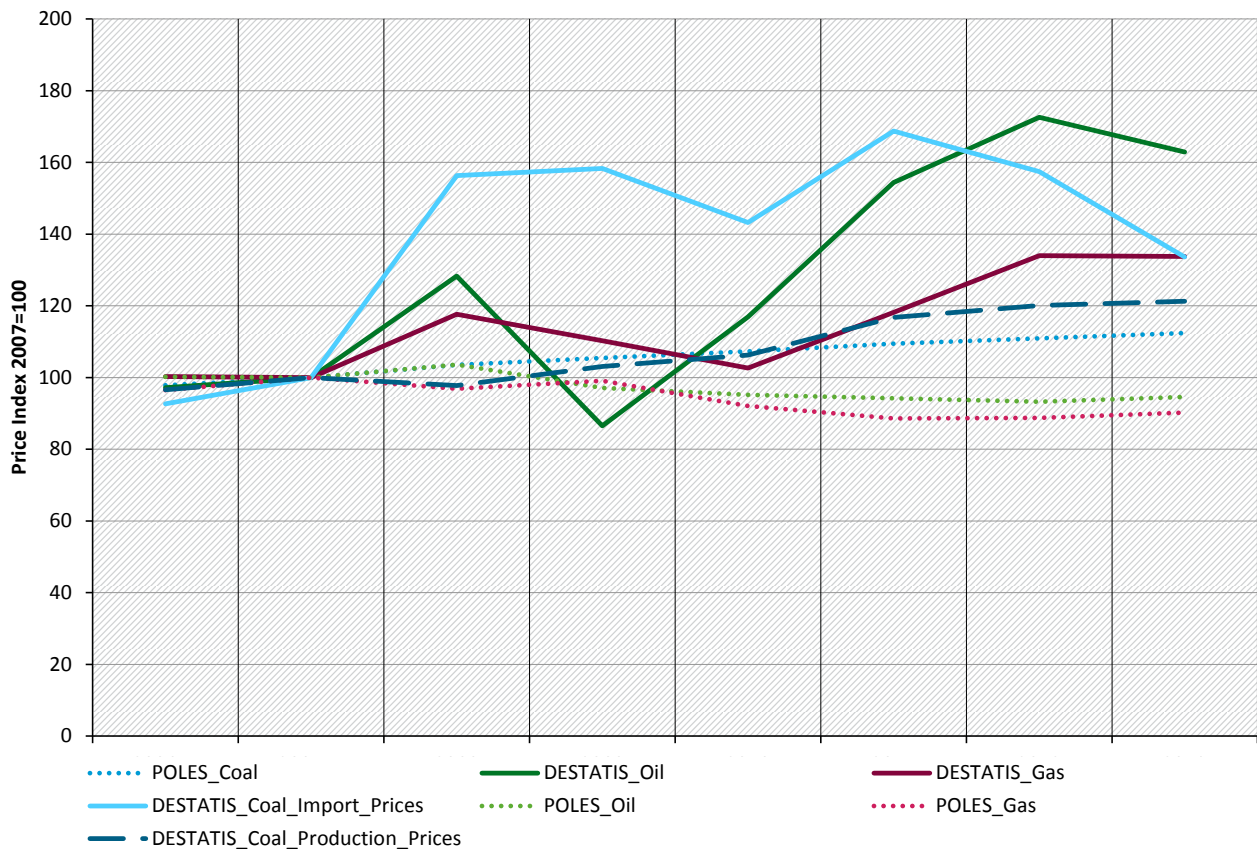
**Conclusions and recommendations:**

The fact that the POLES values are only available for the mitigation scenario (with an implemented CO<sub>2</sub> price of up to 17.60 €/t CO<sub>2</sub> in 2012) plausibly affects the feasibility of a simple BAU correction because the ETS can well influence the energy intensity (in contrast to the situation for RES-E deployment and nuclear energy). Therefore, attempts to correct the POLES BAU for developments in energy intensity are not recommended.

**1.6.2 Fuel mix / Fuel price development**

Similarly to the energy intensity indicator, it would be interesting to be able to correct for the fuel price development as this may be an effect working in the opposite direction (lower economic activity → lower fuel prices → higher emissions). In addition, changes in the relative fuel prices (compared to the fuel price ratios assumed in POLES) can lead to higher or lower BAU emissions than projected in POLES. For example, a higher ratio gas price to hard coal price than assumed in POLES can lead to higher BAU emissions.

Figure 1-9: Development of oil, gas and coal import prices and coal production prices in Germany (Index: 2007=100)\*



\* POLES assumes a world market for oil and a European-African market for gas and coal, i.e. prices do not vary across European countries. We compare these prices to producer prices for gas and lignite as well as import prices for oil and hard coal for Germany as reported in DESTATIS. The comparison is based on price-indices to abstract from potential differences in the start level

Sources: POLES, own calculations based on DESTATIS/ Statistisches Bundesamt: "Daten zur Energiepreisentwicklung - Lange Reihen von Januar 2000 bis Februar 2014 -" Artikelnummer: 5619001141025.

Figure 1-9 shows the development of fossil fuel prices in the POLES BAU compared to historical developments in Germany. Lower energy prices can be observed in the crisis year 2009 for oil. For gas, interestingly, the prices declined even further in 2010, while coal import prices declined only in 2010 (and not in 2009). However, comparing the price dynamics (index-based with 2007 as the base year)<sup>28</sup> assumed in POLES with the observed price development based on German DESTATIS data, it can be seen that energy price rises for imports of oil, gas and coal between 2007 and 2013 were much stronger in reality than assumed in POLES. Only coal production prices ("Erzeugerpreise" in DESTATIS) show a similar development to the price dynamics projected in POLES. As a result, the spread between coal production prices and other fossil fuel prices was wider in reality than modelled in the POLES scenarios. Hence, use of domestically produced coal was more favourable in reality than in the scenarios used. This might have triggered a higher use of domestic coal and accordingly an increase in BAU emissions – but whether this change would be significant depends on the elasticity of domestic coal supply, which cannot be fully verified here.

A major problem, however, arises when trying to correct the POLES data for differences in fossil energy prices. In contrast to RES share and energy intensity, energy prices are a major driver of the model results. That is, price developments and differences in prices determine to a large extent the development of sectoral structures within the model. This includes also the demand reactions in the model based on assumed elasticities for the various energy carriers, and perhaps interactions in these reactions. As a consequence, simply taking given elasticities and applying them to the differences between POLES assumptions and observed energy prices risks ignoring key effects and interactions. Therefore, we do not recommend to try to correct for differences in fossil energy prices even though differences can be up to 20 % for some countries. Furthermore, energy prices are also influenced by the observed CO<sub>2</sub> prices. Calculating counterfactuals for fuel prices that exclude the impacts from CO<sub>2</sub> prices is very difficult since they are influenced by many factors including but not limited to the economic recession. A third problem would be the linking of price changes to changes in energy demand in the specific countries and sectors. This cannot be reasonably carried out since neither information on BAU fuel input is known nor decision routines and real prices in the industry since these typically differ from the published average values. Finally, available data also not necessarily accurately reflect the prices actually paid by industry, household, power generation and other agents.

### Conclusion and recommendations:

Even though the basic fuel prices used in the POLES BAU scenario are known, it is not possible in the context of this analysis to adjust for development in fuel prices. The reasons are

- ▶ the fuel mix and other model results are endogenously driven by fuel prices in the POLES model
- ▶ data on fuel prices are not available for all countries and for all years. Furthermore, data available do not necessarily reflect the prices for industry, household, power generation and other agents.
- ▶ it is problematic to match publicly available data on fuel price development with the aggregation level in POLES. This concerns in particular the aggregated country groups (baltic states, Slovenia, Malta, Cyprus, as well as Belgium and Luxembourg) but also the domestic coal prices,

<sup>28</sup> Thereby we only compare price dynamics, i.e. we implicitly assume an equal price level between POLES and DESTATIS.

where different shares of imported vs. domestic coal may play a role, but this information is difficult to obtain.

- ▶ the emission impact of fuel price changes cannot be validly modelled since it might differ for each country and company depending on other factors such as e.g. energy supply contracts.

It is therefore not recommended to pursue a correction based on fuel prices further in this analysis.

### 1.6.3 Structural changes in the economy

Recurring to the literature, structural changes in the economy are also a major source of changes in emissions. In the context of the present Tier 2 analysis, we analyse countries with a relatively stable economic structure and do not expect that in the time frame considered, i.e. 2006-2012, major structural changes (other than those already contained in POLES) took place. Indeed, all structural changes pertaining to carbon prices should already be contained in POLES and therefore not be corrected for.

Furthermore, the POLES basic information does not include economic activity by sectors, which would be needed in order to be able to calculate the difference in observed activity. Finally, even if this information was available, it may be hard to disentangle structural change from the overall economic downturn. This effect could be, however, discussed qualitatively, but is not further analysed within this paper.

### 1.6.4 Climatic factors

Another important factor for the development of emissions as noted in the literature concerns climatic factors. But this mainly affects heating and cooling in households. In contrast to economic development where we have seen marked differences between the assumptions made by POLES in 2006 and the actual developments, we do not expect comparably large differences in terms of climatic conditions, in particular not for the ETS sectors.

For example, in Germany, 2010 was an extremely cold winter resulting in significantly higher heating days compared to the 20-year-average. The heating days were 15 % higher than usual. In Germany, about 10 % of heating demand in households is supplied via district heating, which is affected by the EU ETS. As a result, the 15 % increase in heating days in 2010 resulted in a 1.5 % increase in heating demand from district heating. In addition, heating in industry makes up about 10 % of energy demand in industry. Again, the 15 % higher amount of heating days results in an increase of roughly 1.5 % in energy demand in industry. Taking further into account that in other years differences in heating days to the 20-year-average were significantly less pronounced, impacts can be expected to be even smaller. Furthermore, the POLES basic information does not include information on the assumptions made on climatic conditions.

Some of these effects could, however, become visible when looking at energy (and especially electricity) consumption in the context of correcting for the share of renewable energy (recall that this correction was based on first calculating the renewables' share based on Eurostat data and second, multiplying the percentage point difference compared to the renewables' share in POLES with the absolute electricity consumption). Effects are likely small, but were not analysed within this paper.

Finally, if a correction for climatic factors were pursued one would have to carefully account for the fact that some of the developments may overlap or influence each other in order to avoid double counting of emissions reductions.

### 1.6.5 CO<sub>2</sub>-intensity as correction factor

The points discussed above aim at correcting for the influence of certain single factors driving CO<sub>2</sub> emissions that may differ from the assumptions in the POLES model. An alternative complementary approach, i.e. partially substituting individual corrections, is to compare differences in the development of CO<sub>2</sub> intensity of the economy as a whole or of certain sectors. This would allow accounting for the effects of a number of different factors at once, and even if detailed information on the factors is not available neither in POLES nor in reality. At the same time, a direct comparison between the CO<sub>2</sub> intensity in the model and the CO<sub>2</sub> intensity in reality only makes sense under the assumption that the CO<sub>2</sub> intensity in reality was not significantly influenced by the introduction of the EU ETS. Otherwise, if the EU ETS had had a significant impact on the CO<sub>2</sub> intensity, a correction based on CO<sub>2</sub> intensity would eliminate this impact in addition to impacts from other factors. Since the different drivers for changes in CO<sub>2</sub> intensity (amongst which the EU ETS is one) cannot be separated, a valid correction is not possible. Since it is an appealing approach, we nonetheless discuss a sample application.

Based on data availability we calculate CO<sub>2</sub> intensity as “CO<sub>2</sub> emissions divided by GDP”. Historic CO<sub>2</sub> emissions are taken from countries’ inventories under the UNFCCC. As differences in levels exist for CO<sub>2</sub> emissions as well as for GDP, the comparison is based on change rates rather than absolute figures. We calculate CO<sub>2</sub>-intensity for the industry sector by dividing industry’s CO<sub>2</sub> emissions by GDP.

For a large number of countries and the EU-27 as a whole, CO<sub>2</sub> intensity as estimated using historical data decreases more strongly than in the POLES projections (Table 1-19). For the remaining countries, reductions in CO<sub>2</sub> intensity in reality were lower than in the POLES projections, indicating that a correction for external factors besides the EU ETS is in order. However, the CO<sub>2</sub>-intensity at an aggregate level is also influenced by structural changes in the economy such as a reduction of the industry share. This very likely contributed to improved CO<sub>2</sub>-intensity in the years 2009 and 2010. This effect cannot be separated from potential effects that the EU ETS had. Potentially a more disaggregated calculation of CO<sub>2</sub>-intensity could be used, but in this case this is not possible, since other indicators such as a production index are not available within POLES and the GDP itself is an indicator for the economy as a whole, that cannot be further differentiated for industry.

Table 1-19: CO<sub>2</sub> intensity change rates for the industry

CO <sub>2</sub> intensity change rates		2008	2009	2010	2011	2012	Average 2008-2012
Great Britain	POLES	-6%	-6%	-5%	-6%	-4%	-5%
	Historic	-4%	-10%	0%	-7%	0%	-4%
France	POLES	-4%	-4%	-4%	-5%	-4%	-4%
	Historic	-4%	-10%	3%	-7%	-1%	-4%
Italy	POLES	-5%	-4%	-4%	-5%	-3%	-4%
	Historic	-4%	-15%	6%	-1%	-8%	-4%
Germany	POLES	-4%	-4%	-3%	-3%	-2%	-3%
	Historic	-2%	-8%	3%	-2%	-3%	-2%
Spain	POLES	-2%	-1%	-2%	-3%	-1%	-2%
	Historic	-8%	-13%	4%	-7%	-2%	-4%
Greece	POLES	-2%	-2%	-2%	-3%	-3%	-2%
	Historic	-4%	-14%	3%	-13%	16%	-3%
Portugal	POLES	-5%	-2%	-3%	-3%	-3%	-3%

CO2 intensity change rates		2008	2009	2010	2011	2012	Average 2008-2012
Austria	Historic	-4%	-14%	4%	-9%	-4%	-5%
	POLES	-5%	-5%	-4%	-5%	-3%	-4%
Belgium/Luxembourg	Historic	1%	-10%	9%	-2%	-2%	-2%
	POLES	-4%	-3%	-3%	-5%	-3%	-3%
Denmark	Historic	-2%	-25%	11%	-8%	-9%	-7%
	POLES	-5%	-3%	-3%	-4%	-3%	-3%
Finland	Historic	-8%	-15%	4%	1%	-5%	-3%
	POLES	-5%	-3%	-3%	-4%	-2%	-3%
Ireland	Historic	-2%	-16%	10%	-5%	-9%	-5%
	POLES	-6%	-6%	-6%	-5%	-5%	-5%
Netherlands	Historic	-2%	-17%	-1%	-8%	3%	-5%
	POLES	-4%	-3%	-3%	-5%	-4%	-3%
Sweden	Historic	-13%	-4%	6%	-4%	0%	-1%
	POLES	-12%	-8%	-7%	-7%	-5%	-6%
Hungary	Historic	-4%	-17%	17%	-9%	-7%	-4%
	POLES	-3%	-4%	-4%	-4%	-2%	-3%
Poland	Historic	-11%	-15%	3%	-2%	-9%	-5%
	POLES	-3%	-4%	-4%	-6%	-6%	-4%
Czech Republic	Historic	-13%	-16%	2%	1%	-5%	-4%
	POLES	-1%	-3%	-3%	-5%	-5%	-4%
Slovak Republic	Historic	-4%	-6%	-2%	-1%	-7%	-4%
	POLES	4%	1%	-1%	-5%	-4%	-2%
Baltic States	Historic	-6%	-6%	-4%	-3%	-12%	-5%
	POLES	-3%	0%	0%	-2%	-2%	-1%
Slovenia/Malta/ Cyprus	Historic	-19%	-41%	8%	21%	-7%	-6%
	POLES	-5%	-4%	-4%	-4%	-4%	-3%
Bulgaria	Historic	-9%	-16%	-8%	-6%	-4%	-7%
	POLES	-1%	1%	1%	-1%	1%	0%
Romania	Historic	-26%	-41%	7%	2%	-5%	-9%
	POLES	-3%	-2%	-1%	-3%	-3%	-2%
Norway/Switzerland/Iceland	Historic	-12%	-28%	8%	5%	0%	-4%
	POLES	0%	0%	0%	0%	-2%	-1%
EU 27	Historic	1%	-1%	4%	-7%	-2%	-1%
	POLES	-4%	-3%	-3%	-4%	-3%	-3%
	Historic	-5%	-13%	4%	-3%	-3%	-4%

Sources: own calculations based on POLES, UNFCCC and EUROSTAT "GDP and main components – volumes, current prices, price indices" [nama\_gdp\_k, nama\_gdp\_c, nama\_gdp\_p] Extracted: 3.9.2014, Last Update: 27.8.2014

As the CO<sub>2</sub> intensity was – on average – lower than projected in POLES, the CO<sub>2</sub> intensity correction would imply an overall downward correction of emissions per year over all countries. However, since this effect cannot be disentangled from the effects of changed production under the economic crisis or structural changes such as a reduced industrial production compared to other economic activities, this correction is not applied.

**Conclusion and recommendations:**

CO<sub>2</sub> intensity is an indicator that allows correction for several factors influencing CO<sub>2</sub> emissions at once and hence presents an attractive indicator for the task at hand in particular for sectors where detailed information is difficult to obtain (e.g. due to heterogeneity of the sectors) or where information from the POLES model is missing. However, it is impossible to separate the impact of other factors on CO<sub>2</sub> intensity such as structural change in the economy and production changes such as under the economic crisis from the impact of the EU ETS on CO<sub>2</sub> intensity. Therefore we do not recommend using it for a BAU correction.

## 2 Annex 2: Tier 3 Analyse Industrie: Bottom-up Simulation der CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten im Industriesektor – Methodische Überlegungen und ein Anwendungsfall für Deutschland

Von Tobias Fleiter, Vicki Duscha, Matthias Rehfeldt, Fraunhofer ISI Karlsruhe

Unter Mitarbeit von Katja Schumacher (Anhang I, Abschnitt 2.7), Öko-Institut

### Inhaltsverzeichnis

2.1	Einleitung .....	75
2.2	Methodik und Annahmen.....	75
2.2.1	Definitionen und Forschungsrahmen.....	75
2.2.2	Das Modell FORECAST-Industry .....	77
2.2.3	Definition der Szenarien.....	80
2.2.4	Rahmendaten .....	80
2.3	Abgleich ETS Sektoren und FORECAST.....	82
2.3.1	Sektorallokation EUTL und FORECAST .....	82
2.3.2	Zuordnung auf Prozessebene.....	82
2.3.3	Zuordnung auf Ebene der Subsektoren .....	82
2.4	Kalibrierung des Modells für das Jahr 2013.....	83
2.5	Ergebnisse des Modellexperiments.....	86
2.5.1	Erläuterungen zum Aufbau der Vermeidungskostenkurven .....	86
2.5.2	Übersicht: Vermeidungskostenkurven.....	87
2.5.3	Einzelauswertung der Technologiefelder.....	92
2.5.3.1	Prozesse – Energieeffizienz .....	92
2.5.3.2	Warmwasser- und Dampferzeugung .....	94
2.5.3.3	Öfen - Brennstoffwechsel .....	96
2.5.4	Exkurs: Strukturelle Unterschiede der CO <sub>2</sub> -Vermeidung in Industrie- und Stromsektor .....	98
2.5.5	Exkurs: Vergleich der Ergebnisse mit Klimaschutzszenario 2050 .....	99
2.6	Schlussfolgerungen.....	101
2.7	Anhang I: Ex-ante Schätzung der Kosteneffizienz des Emissionshandels unter Anwendung der entwickelten Vermeidungskostenkurven .....	106
2.7.1	Vorüberlegungen .....	106
2.7.2	Kostenanalyse der Ordnungsrechtsalternativen.....	110
2.8	Anhang II – Details FORECAST und EUTL .....	112

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Überblick des Modells FORECAST-Industry .....	79
Abbildung 2-2:	Vermeidungskostenkurven für die Jahre 2030 (oben) und 2020 (unten) – differenziert nach Subsektoren .....	87
Abbildung 2-3:	Vermeidungskostenkurve für die Jahre 2030 (oben) und 2020 (unten)– differenziert nach Technologiefeldern .....	88
Abbildung 2-4:	Amortisationsdauer der Einsparoptionen in Abhängigkeit der Szenarien im Jahr 2030 .....	93
Abbildung 2-5:	Marktanteile Energieträger in „Industrieöfen“ 2030 .....	98
Abbildung 2-6:	Illustration Vermeidungskosten für die deutsche Industrie – Jahr 2030 .....	108
Abbildung 2-7:	Grenzvermeidungskostenkurven für Industriebranchen in 2030; Minderung gegenüber dem Emissionsniveau der einzelnen Branchen in 2010 .....	109
Abbildung 2-8:	Grenzvermeidungskostenkurven für Industriebranchen in 2030; Beitrag zu den Gesamtminderungen gegenüber dem Jahr 2010 .....	110

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Entwicklung der EUA-Preise (€/t CO <sub>2</sub> ) je Szenario .....	80
Tabelle 2-2:	Entwicklung der (realen) Energieträgerpreise für ausgewählte Brennstoffe .....	81
Tabelle 2-3:	Emissionsfaktoren je Energieträger .....	81
Tabelle 2-4:	Aggregation der ETS-Sektoren nach Sektoren und Tätigkeitsbereichen in FORECAST .....	82
Tabelle 2-5:	Entwicklung der verifizierten Emissionen [kt CO <sub>2</sub> -äqu] je Tätigkeitsbereich laut EUTL für Anlagen in Deutschland von 2008 bis 2013 .....	83
Tabelle 2-6:	Vergleich der verifizierten Emissionen [kt CO <sub>2</sub> -äqu] je Tätigkeitsbereich der industrie zwischen FORECAST und DEHSt (2014) für das Jahr 2013 bezogen auf Anlagen in Deutschland .....	85
Tabelle 2-7:	Übersicht der induzierten CO <sub>2</sub> -Reduktion für das Jahr 2020 .....	89
Tabelle 2-8:	Übersicht der induzierten CO <sub>2</sub> -Reduktion für das Jahr 2030 .....	90
Tabelle 2-9:	Entwicklung der absoluten CO <sub>2</sub> -Emissionen des modellierten ETS- Industriesektors .....	92
Tabelle 2-10:	Diffusion ausgewählter Effizienztechniken im Vergleich der Szenarien [% des Anlagenbestands] .....	94
Tabelle 2-11:	Vergleich der Entwicklung der jährlichen Kosten der Technologien (indiziert auf Gas-Dampfkessel) .....	95
Tabelle 2-12:	Vergleich CO <sub>2</sub> -Aufschlag und Änderung der Anteile der Energieträger im Anlagenbestand für das Jahr 2030 für ausgewählte Subsektoren (Szenario EUA=50 im Vergleich zu EUA=0) .....	97

Tabelle 2-13:	Vergleich der CO <sub>2</sub> -Minderung mit dem Projekt Klimaschutzszenarien 2050 2. Endbericht.....	100
Tabelle 2-14:	Zuordnung der FORECAST Prozesse zu den EUTL Tätigkeiten – Teil 1 .....	112
Tabelle 2-15:	Zuordnung der FORECAST Prozesse zu den EUTL Tätigkeiten – Teil 2 .....	113
Tabelle 2-16:	THG-Emissionen je Standort der Stahlherstellung inkl. Energieerzeugungsanlagen, bei denen die Stahlhersteller auch Betreiber der Anlage sind, für das Jahr 2010 (NAP) .....	114

## 2.1 Einleitung

Das EU ETS zielt darauf ab, die CO<sub>2</sub>-Emissionen in Europa zu begrenzen und zu reduzieren. Ziel dieses Arbeitspapiers ist es, eine modellgestützte bottom-up Methodik zur Abschätzung der Wirkung des Emissionshandels auf die Industrie zu entwickeln, die Vermeidungspotenziale und damit verbundenen Kosten aufzuzeigen und in einer Fallstudie exemplarisch auf die Industrie in Deutschland anzuwenden. Die Fallstudie ist dabei eher als Modellexperiment zu betrachten und dient dazu ein erstes Verständnis zu generieren. Ziel ist es, die Möglichkeiten sowie die Grenzen einer solchen Analyse kennenzulernen sowie zukünftigen Forschungsbedarf und methodische Empfehlungen abzuleiten. Hinsichtlich der methodischen Überlegungen werden zwei Schwerpunkte betrachtet. Zum einen wird die Passfähigkeit der im Modell bottom-up berechneten THG-Emissionen mit den im Emissionshandel bilanzierten Emissionen für das Jahr 2012 betrachtet (Kapitel 3). Hier wird die Realitätsnähe des genutzten Mengengerüsts geprüft. Zum anderen wird besonderes Augenmerk auf die die Modellergebnisse beeinflussenden Faktoren gelegt. Es wird angestrebt eine möglichst realitätsnahe Investitionsentscheidung anzunehmen, welche z.B. etwaige Barrieren für Investitionen in Energieeffizienztechniken berücksichtigt.

Die Darstellung der Ergebnisse der Modellierung erfolgt in Form von Vermeidungskostenkurven (VKK) für einzelne große vom EU ETS betroffene Industriesektoren. Auf Basis solcher VKK können weitergehenden Untersuchungen etwa zu Belastungen durch CO<sub>2</sub>-Preise durchgeführt werden. Diese sind nicht Gegenstand dieses Papiers; Anhang I zeigt jedoch exemplarisch einen möglichen Einsatz derartiger VKK am Beispiel der für Deutschland entwickelten VKK auf: eine ex-ante Kosteneffizienzschätzung für den Industriesektor in Deutschland gegenüber einem entsprechenden ordnungsrechtlichen Ansatz mit identischer Emissionsminderung.

Die Modellrechnungen wurden mit dem Modell FORECAST-Industry durchgeführt. In Kapitel 2 werden die Methodik und die Szenarioannahmen dargestellt. In Kapitel 3 wird die Übereinstimmung der mit dem Modell bottom-up berechneten Emissionen einzelner Industrieprozesse mit den Emissionsinventaren der einzelnen Tätigkeitsbereiche geprüft. Kapitel 4 zeigt und analysiert die aus der Fallstudie resultierenden VKK für die Industrie in Deutschland. Dabei wird auch auf die Vergleichbarkeit zu aktuellen Szenario-Studien eingegangen. Kapitel 5 fasst Ergebnisse und Schlussfolgerungen zusammen und gibt methodische Empfehlungen für zukünftige Arbeiten zu Wirkungsanalysen und der Entwicklung von VKK im Industriesektor. Anhang I umfasst die oben genannte Kosteneffizienzschätzung für den Handel mit Emissionsberechtigungen.

## 2.2 Methodik und Annahmen

### 2.2.1 Definitionen und Forschungsrahmen

Das vorliegende Papier erläutert wie mit Hilfe des Modells FORECAST-Industry Wirkungsanalysen des Emissionshandels durchgeführt und darauf aufbauend Vermeidungskostenkurven für die dem Emissionshandel unterliegenden Industriesektoren erstellt werden können. Dabei ist es wichtig im Vorfeld eine Reihe von Festlegungen zu treffen, um eine gute Interpretierbarkeit der Endergebnisse zu gewährleisten. Die Anwendung erfolgt in Form einer Fallstudie für den deutschen Industriesektor. Dabei sind nur die Industriesektoren in die Untersuchung einbezogen, die auf Grund ihrer industriellen Tätigkeit dem Emissionshandel unterliegen. Anlagen in Sektoren, die ausschließlich über Feuerungsanlagen in das EU ETS einbezogen sind, sind aus der Untersuchung ausgenommen.

Im Folgenden sind die wichtigsten Annahmen der Methodik und Fallstudie kurz dargestellt.

Art der Vermeidungskostenkurven: Grundsätzlich können mit FORECAST-Industry zwei verschiedene Arten von Vermeidungskostenkurven erzeugt werden: Kosten-Potenzial-Kurven basierend auf Technologiekosten und Vermeidungskostenkurven basierend auf CO<sub>2</sub>-Preis-Szenarien (siehe z.B. Kesicki und Strachan 2011).

Kosten-Potenzial-Kurven basierend auf Technologiekosten verwenden die Informationen zu Investitionen und Einsatzpotenzialen aus FORECAST sowie ggf. die möglichen Energieeinsparungen. Damit und basierend auf Annahmen zur Lebensdauer von Technologien können spezifische Vermeidungskosten für einzelne Technologien oder Technologiegruppen ausgerechnet und in Form einer Kurve aufgetragen werden. Diese Kurven zeigen entsprechend nur die technisch möglichen Potenziale. Wenngleich die Methode den großen Vorteil einer einfach eingängigen Darstellung aufweist, so sind mit ihr auch mehrere Nachteile verbunden: zum einen lässt die Kurve keine Aussagen über die tatsächliche Realisierung der Potenziale bei bestimmten CO<sub>2</sub>-Preisen zu und zum anderen können keine Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Vermeidungsoptionen abgebildet werden.

Alternativ dazu können mit FORECAST Grenzvermeidungskostenkurven erstellt werden. Diese erfordern alternative Modellläufe bei variierenden CO<sub>2</sub>-Preisen. In jedem CO<sub>2</sub>-Preisszenario berechnet das Modell die effiziente Minderungsmenge. Die Differenz der Emissionsniveaus der CO<sub>2</sub>-Preisszenarien zum Basisszenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis entspricht der Minderung zu den jeweiligen Grenzkosten. In diesen Fällen werden neben den Kosten- und Potenzialinformationen aus FORECAST zusätzliche Annahmen zum Investitionskalkül der Unternehmen getroffen um zu bestimmen, zu welchen spezifischen Vermeidungskosten eine Technologie zum Einsatz kommt. Damit sind das Potenzial in der Regel niedriger bzw. die spezifischen Vermeidungskosten höher als in der ersten Variante. Gleichzeitig ist es nicht mehr so einfach die Technologien voneinander getrennt darzustellen, weil beim Übergang von einem Preis zum nächsten Preis in der Regel ein ganzes Bündel an zusätzlichen Vermeidungstechnologien zum Einsatz kommen kann. Damit ist die klassische Stufenform, d.h. Stufe 1 = Technologie x zu Kosten  $y\text{€}/t\text{CO}_2$ , nicht mehr darstellbar. Stattdessen entspricht jede Stufe einem Portfolio an Vermeidungsoptionen und einzelne Vermeidungsoptionen können in verschiedenen Preisstufen vorkommen.

In der vorliegenden Studie wurden die Grenzvermeidungskostenkurven basierend auf CO<sub>2</sub>-Preisszenarien (Variante 2) erstellt, um die damit verbundenen Vorteile – die Investitionsüberlegungen der Unternehmen sowie die Wechselwirkungen zwischen Vermeidungsoptionen – zu berücksichtigen. Im Gegensatz zum ersten Fall kann es damit nicht zu negativen absoluten Kosten kommen.

Zeithorizont: Grundsätzlich können einzelne Vermeidungskostenkurven kumulativ für mehrere Jahre oder für ein einzelnes Jahr erstellt werden. Im zweiten Fall können die Potenziale aus der Vermeidung im Vergleich zum Vorjahr berechnet werden oder basierend auf Investitionen, die über einen längeren Zeitraum getätigt wurden. Im ersten Fall wäre das jährliche Vermeidungspotenzial relativ begrenzt und Analysen mit den Kurven wären relativ umständlich. Um einen besseren Überblick zu gewinnen werden daher die Vermeidungspotenziale und die damit verbundenen Kosten zwar im Sinne einer jährlichen Vermeidung berechnet, allerdings bei Berücksichtigung eines längeren Entwicklungspfades ab 2015. Im vorliegenden Bericht wurde der Zeitraum bis 2030 analysiert. Im Ergebnisteil sind zum einen die Ergebnisse für 2030 dargestellt, welche aus Investitionen im Zeitraum 2015-2030 resultieren, und zum anderen die Teilergebnisse für das Jahr 2020, welche entsprechend aus Investitionen der Jahre 2015-2020 resultieren.

Subsektoren und Analyserahmen: Das Modell FORECAST orientiert sich an der Definition der Industrie entsprechend der Endenergie in den Energiebilanzen (AGEB 2015). Demnach sind Aktivitäten, die dem Umwandlungssektor zuzurechnen sind, nicht im Modell enthalten (Stromerzeugung, zentrale Wärmeerzeugung, Raffinerien). Die in FORECAST sowie in diesem Bericht berücksichtigten Subsektoren umfassen die Eisen- und Stahlerzeugung, die Nicht-metallischen Mineralstoffe (Zement, Glas etc.), die Herstellung von Papier und Zellstoff, die Nicht-Eisen (NE) Metalle sowie die chemische Industrie. 29

---

<sup>29</sup> Andere Emissionshandlungspflichtige Anlagen z.B. aus der Nahrungsmittelindustrie, dem Maschinenbau, der Automobilindustrie oder der Stahlverarbeitung sind in der Untersuchung nicht berücksichtigt.

Abbildung von Technologien: Auf der Technologieseite enthält das Modell differenzierte Informationen zu dem Bereich der Energieeffizienztechnologien der energieintensiven Industrie sowie Brennstoffwechseltechnologien (sowohl bei der Warmwasser- und Dampferzeugung als auch bei Industrieöfen). Der Einsatz von CO<sub>2</sub> Abscheidung und Speicherung (CCS) wird in den Szenarien nicht berücksichtigt. Es ist auf Grund des heutigen Stands der Forschungsaktivitäten in diesem Bereich davon auszugehen, dass dieser bis 2030 keine bedeutende Rolle im Industriesektor spielen wird.

Treibhausgase: Das Modell berücksichtigt alle sechs Treibhausgase entsprechend des Kyoto-Protokolls. Die Modellierung legt den Schwerpunkt auf CO<sub>2</sub>, welches aus Energiewandlung entsteht. Wichtige Vermeidungsoptionen bei den prozessbedingten Emissionen sind auch berücksichtigt (z.B. N<sub>2</sub>O bei der Herstellung von Adipin- oder Salpetersäure). Indirekte Emissionen z.B. über die Nutzung von Strom oder Fernwärme sind – analog zum Emissionshandel - nicht berücksichtigt.

Wechselwirkungen mit der Stromerzeugung: Neben der direkten Wirkung des ETS auf die Industrie über den Preis für vor-Ort entstehende THG-Emissionen induziert das EU ETS auch indirekt Einsparungen über die Bepreisung von Emissionen im Umwandlungssektor, die z.B. zu höheren Strompreisen führen und so Stromeinsparoptionen bei den Endverbrauchern, z.B. den Industrieunternehmen, wirtschaftlicher machen. Vorliegende Studien wie das CO<sub>2</sub>-Barometer (KfW 2015) zeigen, dass dies ein wichtiger Auslöser von Investitionen in Energieeffizienz ist. Allerdings werden Effizienzverbesserungen durch höhere Strompreise emissionsseitig im Umwandlungssektor relevant. In dieser Studie werden dagegen lediglich die direkten Effekte im Industriesektor berücksichtigt, nicht jedoch die indirekten Effekte über angepasste Strompreise und damit verbundene Emissionseinsparungen im Umwandlungssektor.

### 2.2.2 Das Modell FORECAST-Industry

Das Modell FORECAST-Industry gehört zur Gruppe der nachfrageseitigen Bottom-up-Modelle. Mit Hilfe von Energienachfragemodellen lassen sich Möglichkeiten und Potenziale zur Verbesserung der Energieeffizienz und zum Einsatz von alternativen Technologien und ihre Auswirkungen auf den langfristigen Energieverbrauch simulieren. Diese Modelle berechnen Energieverbrauch und Emissionen sowie Kosten und Wirkungen von Einsparmaßnahmen auf Prozessebene und bilden damit die Technologiestruktur der Industrie im Modell ab. Hierzu greift das Modell auf statistische Daten, Veröffentlichungen und Expertenschätzungen zurück.

FORECAST-Industry ist hierarchisch aufgebaut und unterteilt die Industrie anhand der Energiebilanzen in einzelne Wirtschaftszweige bzw. Subsektoren. Diesen sind Prozesse zugeordnet, welche durch einen spezifischen Energieverbrauch und eine Aktivitätsgröße beschrieben werden.

Bezüglich der Technologiestruktur können die Technologiefelder *energieintensive Prozesse, Elektromotorsysteme (und Beleuchtung), Raumwärme, Industrieöfen (Brennstoffwechsel) und Warmwasser- und Dampferzeugung und Verteilung* unterschieden werden (siehe auch Abbildung 2-1 zur grundlegenden Struktur des Modells):

- ▶ *Energieintensive Prozesse bilden die Struktur der energieintensiven Subsektoren auf Prozessebene ab* – als Beispiel kann der Hochofenprozess bei der Stahlherstellung genannt werden. In diesem Modul wird die Diffusion von Effizienztechniken basierend auf ihrer Amortisationsdauer simuliert. Annahmen und Methodik sind ausführlich in Fleiter et al. (2013) zusammengefasst.
- ▶ *Elektromotorsysteme und Beleuchtung* finden in sämtlichen Branchen und verschiedenen Prozessen Anwendung: Elektromotoren werden zum Beispiel sowohl in der Papierherstellung als auch in der Stahlherstellung eingesetzt. Beiden Technologiegruppen sind Einsparmaßnahmen zur Effizienzverbesserung zugeordnet, in der Regel in der Form neuer Technologien oder organisatorischer Maßnahmen.

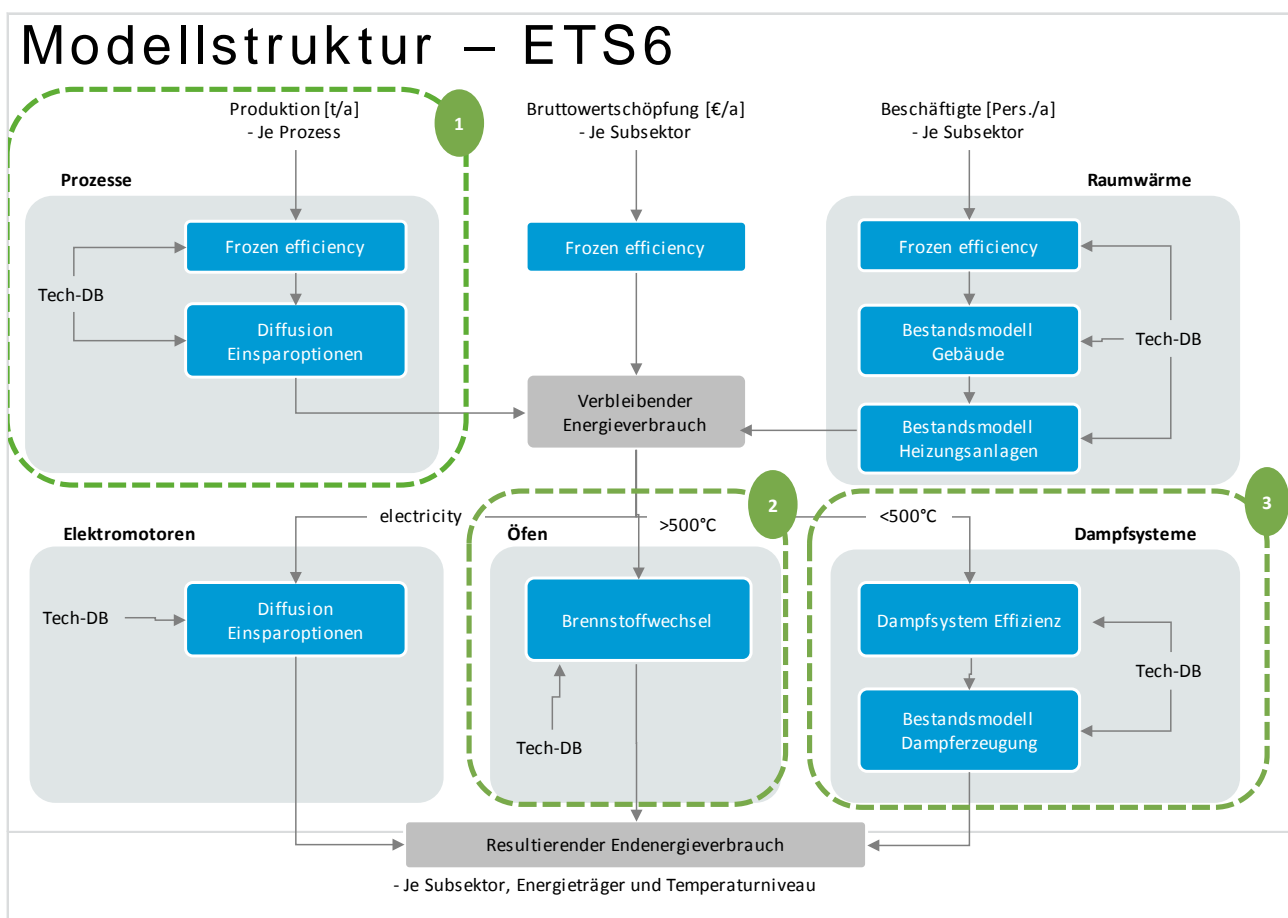
- ▶ Der *Raumwärmebedarf* wird über Flächenkennwerte je Subsektor berechnet. Dies beruht auf einem Bestandsmodell in dem die Kapitalumwälzung anhand der Altersstruktur modelliert wird. Es werden die beiden Bereiche Gebäudehülle und Heizungssystem unterschieden. Eine detaillierte Modellbeschreibung findet sich in Biere (2015).
- ▶ Der Wärmebedarf in *Industrieöfen* findet vorwiegend im Temperaturniveau über 500°C statt und beruht auf den Berechnungen des Prozess-Moduls. In diesem Modul wird der Brennstoffwechsel je Subsektor simuliert, wobei Parameter wie die Energiepreise, der CO<sub>2</sub>-Preis sowie die historischen Trends berücksichtigt werden (der Ansatz ähnelt Kesicki et al. (2014)).
- ▶ *Warmwasser- und Dampferzeugung und -Verteilung* werden in einer Vielzahl von Prozessen der chemischen Industrie, dem Papier- und dem Nahrungsmittelgewerbe benötigt. Aufgrund der Ähnlichkeit der technischen Systeme wird die Dampferzeugung in FORECAST im Sinne einer Querschnittstechnik berücksichtigt. Dabei wird sowohl ein Effizienzfortschritt bei den häufig schlecht gedämmten Dampfsystemen berücksichtigt, wie auch eine Bestandsmodellierung<sup>30</sup> der Dampferzeugung. Der technische Wandel wird anhand von alternativen Wärmeerzeugern abgebildet, deren Einsatz mittels „discrete choice“ Methode simuliert wird (siehe auch Jaccard (2005)). Eine umfassende Beschreibung des Moduls findet sich in Biere (2015).

Die Diffusion der Effizienztechnologien (*Module Prozesse und Elektromotorsysteme und Beleuchtung*) hängt direkt von der Amortisationszeit der Technologien ab. Nur eine Maßnahme, die innerhalb einer erwarteten Amortisationszeit wirtschaftlich ist, wird auch umgesetzt. Die Amortisationszeiten variieren zwischen Unternehmen, Sektoren und Technologien und sind damit Zwischenergebnisse des Modells. Somit lässt sich kein einheitlicher Zahlenwert angeben. Einige Technologien amortisieren sich noch im ersten Jahr, einige erst nach 10 Jahren (wobei letztere dann nicht oder nur in sehr geringem Umfang umgesetzt werden). Es wird eine Verteilung der Unternehmen hinsichtlich ihrer jeweils maximal akzeptierten Amortisationszeit angesetzt. Damit kann eine Technologie in einem Unternehmen bereits eingesetzt werden, während sie in einem anderen Unternehmen (das kürzere Amortisationszeiten voraussetzt) noch nicht als wirtschaftlich wahrgenommen wird. Mit Hilfe der Amortisationszeit in Kombination mit Diffusionsgrenzen können außerdem neben monetären auch nicht-monetäre Hemmnisse abgebildet werden.

---

<sup>30</sup> Ein Bestandsmodell (Englisch "Stock Model") bildet den aktuellen Bestand der Anlagentechnologie ab inklusive wichtiger Informationen wie Effizienz, Brennstoffeinsatz und Alter. Basierend darauf kann dann der Austausch von Anlagen modelliert werden.

Abbildung 2-1: Überblick des Modells FORECAST-Industry



Anmerkungen:

DB = Datenbank

Elektromotoren = Druckluft, Pumpen, Ventilatoren, Kühlung/Klimatisierung, Fertigungstechnik, weitere Motoranwendungen

Quelle: Eigene Darstellung, Fraunhofer ISI

Das Modell basiert auf einer bottom-up-Berechnung des Energiebedarfs der Prozesse sowie des Raumwärmebedarfs. Auf Ebene der Prozesse wird über die physikalische Produktion (in Tonnen) je Prozess und dessen spezifischen Energieverbrauch der absolute Energiebedarf je Prozess als bottom-up-Energieverbrauch berechnet. Der Raumwärmebedarf wird über Kennwerte zum Energiebedarf je m<sup>2</sup> Fläche je Subsektor berechnet. Für die Simulation der Energieverbrauchsentwicklung wird die Restgröße aus dem ermittelten bottom-up-Energieverbrauch je Subsektor mit dem in den Energiebilanzen ausgewiesenen Energiebedarf je Subsektor verglichen. Während der bottom-up Anteil über die Produktionsmengen fortgeschrieben wird, geschieht dies bei der Differenz anhand der Bruttowertschöpfung des Subsektors. Da die Bruttowertschöpfung weniger direkt mit dem Energieverbrauch korreliert als die Produktionsmenge, steigen entsprechend die Unsicherheiten bezüglich der Verbrauchsentwicklung. Allerdings ist dies für die Subsektoren des Emissionshandel nur geringfügig der Fall, da diese sehr hohe bottom-up Anteile aufweisen.

Neben dem eigentlichen Szenario wird für jedes Modul eine theoretische „Frozen-Efficiency“ Entwicklung berechnet, welche lediglich Änderungen der Strukturvariablen (z.B. Produktionsmengen) berücksichtigt, aber keinen weiteren Energieeffizienzfortschritt annimmt. Hier bleibt also der spezifische Energieverbrauch (etwa in GJ/t) über den gesamten Zeitraum konstant. Dieses theoretische Szenario erlaubt eine getrennte Einschätzung zur Wirkung von Produktionsänderungen und Effizienzfortschritt.

Auswirkungen des CO<sub>2</sub>-Preises zeigen sich lediglich in den folgenden Modulen/Technologiefeldern. Entsprechend stehen diese im Mittelpunkt des Berichts:

- ▶ Energieintensive Prozesse
- ▶ Industrieöfen
- ▶ Warmwasser- und Dampferzeugung und -Verteilung

### 2.2.3 Definition der Szenarien

Wie im Abschnitt 2.2.1 gezeigt, wird die Grenzvermeidungskostenkurve auf Basis von 6 einzelnen Szenarien zu CO<sub>2</sub>-Preispfaden berechnet. Tabelle 2-1 zeigt die hinterlegte Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Preise (EUAs) je Szenario. Es wurde dabei in Absprache mit dem Auftraggeber von einer linearen Preissteigerung zwischen 2015 und 2030 ausgegangen. Zwischen 2005 und 2014 wurde der real beobachtete Preis (2010: 14 €/t CO<sub>2</sub>) hinterlegt. Ab 2015 unterscheiden sich die Preise in den Szenarien. Keines der Szenarien bildet einen „Business as usual“- Fall ab, der in allen Aspekten eine Weiterführung des aktuellen Stands des EU ETS darstellen würde. In dem Szenario *EUA\_0* wird ein Absenken des EUA-Preises auf 0€/t CO<sub>2</sub> angenommen.

Tabelle 2-1: Entwicklung der EUA-Preise (€/t CO<sub>2</sub>) je Szenario

Szenario	2010	2015	2020	2025	2030
<b>EUA_0*</b>	14	-	-	-	-
<b>EUA_20</b>	14	8	12	16	20
<b>EUA_30</b>	14	8	16	23	30
<b>EUA_35</b>	14	9	18	26	35
<b>EUA_40</b>	14	9	19	30	40
<b>EUA_50</b>	14	10	23	37	50

\* „-“ im *EUA\_0* Szenario entspricht einer Einstellung des Emissionshandels ab 2015

Alle anderen Rahmendaten und Annahmen unterscheiden sich nicht zwischen den Szenarien. So sind Unterschiede in den Emissionsmengen einzig auf die Änderung der CO<sub>2</sub>-Preise zurückzuführen.

Entsprechend können die „Stufen“ der Kostenkurven als der inkrementelle Unterschied zwischen den Szenarien berechnet werden. Für das Szenario *EUA=30* liegen entsprechend die Vermeidungskosten bei 30 Euro/t CO<sub>2</sub> und die „inkrementelle“ Vermeidungsmenge ergibt sich aus der Differenz der Emissionen im Szenario *EUA=30* zum Szenario *EUA=20*.

### 2.2.4 Rahmendaten

Im Folgenden werden die zentralen Rahmendaten wie die Energiepreise und die Wirtschaftsentwicklung zusammengefasst. Um Vergleichbarkeit herzustellen unterscheiden sich die verwendeten Rahmendaten in den einzelnen Szenarien nicht.

Für die vorliegende Studie wurde – abgesehen von den oben dargestellten CO<sub>2</sub>-Preis-Szenarien, die speziell für diese Studie entwickelt wurden – aufbauend auf den Rahmendaten des Projektionsbericht 2015 (BMUB 2015) Szenarien berechnet. Durch die verschiedenen CO<sub>2</sub>-Preisszenarien sind die Ergebnisse nicht identisch mit jenen des Projektionsberichtes.

Entsprechend des Projektionsberichts 2015 (BMUB 2015) liegt das jährliche Wachstum des **BIP** bis 2020 bei durchschnittlich 1,3%, zwischen 2021 und 2030 bei 1%. Für das verarbeitende Gewerbe liegt das jährliche Wachstum<sup>31</sup> für diesen Zeitraum mit 0,7% bis 0,8% niedriger.

Tabelle 2-2 zeigt die Entwicklung der (realen) **Energieträgerpreise** entsprechend des Projektionsberichts 2015. Zwar ist bei allen Energieträgern ein Anstieg zu verzeichnen, jedoch ist dieser relativ betrachtet deutlich stärker bei Kohle, Biomasse und Heizöl als bei Erdgas. So erreicht Erdgas erst wieder um 2030 das durchschnittliche Preisniveau zwischen 2008 und 2015. Dadurch wird Erdgas im Vergleich zu den anderen Energieträgern deutlich attraktiver (ebenfalls dargestellt in Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Entwicklung der (realen) Energieträgerpreise für ausgewählte Brennstoffe

Energieträger	Einheit	2010	2015	2020	2025	2030	Mittel 2008-2015
Heizöl, leicht	€/GJ	14,09	16,81	17,12	19,22	21,33	16,36
Steinkohle	€/GJ	4,43	4,82	6,53	7,86	9,20	4,70
Erdgas	€/GJ	8,33	8,82	8,61	9,05	9,50	9,32
Heizöl, schwer	€/GJ	10,66	12,97	13,26	15,05	16,84	11,54
Müll	€/GJ	2,20	2,40	3,25	3,92	4,58	2,34
Biomasse	€/GJ	4,33	4,74	6,43	7,74	9,05	4,64
Fernwärme	€/GJ	7,84	10,49	10,94	11,97	13,06	9,67

Quelle: BMUB (2015)

Zur Berechnung von CO<sub>2</sub>-Emissionen aus den Energieverbräuchen kommen **Emissionsfaktoren** zum Einsatz. Die Emissionsfaktoren sind linear mit der Stärke des durch den Emissionshandel induzierten Preissignals korreliert und stellen damit eine wichtige Annahme dar. Diese sind in Tabelle 2-3 dargestellt. Hierbei werden nur Emissionen berücksichtigt, die am Ort der Brennstoffnutzung anfallen. Mögliche Vorketten werden nicht berücksichtigt. Bei den meisten Energieträgern sind die Emissionsfaktoren nur geringfügigen Schwankungen unterlegen (z.B. Steinkohle entsprechend der Herkunft). Nur beim Energieträger „Müll“ sind die Schwankungen abhängig von der Zusammensetzung relativ hoch. Biomasse wird mit einem Emissionsfaktor von 0 tCO<sub>2</sub>/GJ berücksichtigt.

Tabelle 2-3: Emissionsfaktoren je Energieträger

Energieträger	Emissionsfaktor in tCO <sub>2</sub> /GJ
Heizöl, leicht	0,074
Steinkohle	0,094
Koks	0,108
Braunkohle	0,112
Erdgas	0,056
Petrolkoks	0,101
Heizöl, schwer	0,078
Kokereigas, Stadtgas, LPG, Raffineriegas	0,060
Gichtgas	0,139
Müll	0,046
Biomasse	0,000

<sup>31</sup> Gemessen als Bruttowertschöpfung

Energieträger	Emissionsfaktor in tCO <sub>2</sub> /GJ
Solarthermie	0,000

Quelle: BMUB (2015)

## 2.3 Abgleich ETS Sektoren und FORECAST

### 2.3.1 Sektorallokation EUTL und FORECAST

Auf Ebene der Subsektoren orientiert sich die Struktur des Modells FORECAST an der Energiebilanz, wie sie von der AG-Energiebilanzen (AGEB) veröffentlicht wird. Auf Ebene der Prozesse spiegelt das Modell die Struktur der Industrie wider und bildet die energieintensivsten Prozesse separat ab, orientiert sich jedoch gleichzeitig an der Datenverfügbarkeit. Die resultierende Definition der Subsektoren und Prozesse weicht folglich von der Sektordefinition des EUTL ab. Im Folgenden wird beschrieben, wie die Zuordnung der FORECAST Prozesse und Subsektoren zur Definition des EUTL umgesetzt wurde.

### 2.3.2 Zuordnung auf Prozessebene

Auf Prozessebene konnten 41 der 64 im Modell berücksichtigten Prozesse direkt einem EUTL-Sektor zugeordnet werden. Die verbleibenden 23 Prozesse sind laut Prozessdefinition nicht im EU ETS enthalten und entsprechend keinem Sektor zugeordnet, obwohl diese Prozesse in der Realität vereinzelt über die Feuerungsleistung dennoch dem Emissionshandel unterliegen können (z.B. Zuckerherstellung). Viele der restlichen 23 Prozesse weisen jedoch kaum direkte Emissionen auf und sind lediglich aufgrund ihres hohen Strombedarfs im Modell abgebildet. Die Zuordnung der einzelnen Prozesse ist im Anhang in Tabelle 2-14 und Tabelle 2-15 dargestellt.

Bei den 41 dem Emissionshandel zugeordneten Prozessen kann das Preissignal bei Berechnungen auf Prozessebene berücksichtigt werden. Weiterhin erlaubt diese Detaillierung, die bottom-up berechneten Emissionen mit den Emissionen laut EUTL für einen in der Vergangenheit verfügbaren Zeitraum (2008-2013) zu vergleichen (siehe Abschnitt 2.3).

### 2.3.3 Zuordnung auf Ebene der Subsektoren

Die Abbildung von Brennstoffwechsel erfolgt im Modell auf Ebene der Subsektoren. Entsprechend ist es für diese beiden Module (Industrieöfen sowie Warmwasser- und Dampferzeugung) notwendig, eine Zuordnung zwischen den Subsektoren aus FORECAST, die wiederum auf den Sektoren der AGEB beruhen, und den Tätigkeitsbereichen des Emissionshandels herzustellen. Hierfür müssen die ETS-Sektoren zunächst auf ein ähnliches Aggregationsniveau gebracht werden. Die Zuordnung für die Aggregation ist in Tabelle 2-4 dargestellt. Die Sektoren auf der Ebene „ETS aggregiert“ lassen sich je einem Sektor der AGEB zuordnen, wenngleich die Abgrenzung leicht abweicht.

Tabelle 2-4: Aggregation der ETS-Sektoren nach Sektoren und Tätigkeitsbereichen in FORECAST

Subsektor	Tätigkeitsbereich
Eisen und Stahl	Röst- und Sinteranlagen für Metallerz Roheisen und Stahl Kokereien
Nicht-Eisen Metalle	Primäraluminium Sekundäraluminium & Weiterverarbeitung von NE-Metallen
Nicht metallische Mineralstoffe	Zementklinker und Kalk Herstellung und Verarbeitung von Gips

Subsektor	Tätigkeitsbereich
	Keramische Erzeugnisse durch Brennen
	Glas einschließlich Glasfasern
Papier	Zellstoff, Papier und Pappe
Chemie	Adipinsäure & Salpetersäure
	Ammoniak
	Grundstoffchemie
	Industrieruß
	Wasserstoff und Synthesegas
	Soda

## 2.4 Kalibrierung des Modells für das Jahr 2013

Im Folgenden wird zunächst die Entwicklung der verifizierten THG-Emissionen dargestellt, bevor diese mit den bottom-up berechneten Emissionen in FORECAST verglichen werden. Als Quelle für die verifizierten Emissionen dienen dabei das EUTL (European Union Transaction Log) sowie die Veröffentlichung der Deutschen Emissionshandelsstelle zu den 2013 in Deutschland verifizierten Emissionsmengen (DEHSt 2014). Der Vergleich wird für das Jahr 2013 durchgeführt.

In Tabelle 2-5 ist die Entwicklung der verifizierten Emissionen je Tätigkeitsbereich dargestellt (entsprechend EUTL). Entsprechend der Abdeckung im Modell sind die Bereiche „Feuerungsanlagen“ und „Mineralölraffinerien“ nicht Teil dieser Untersuchung (wenngleich – wie weiter unten diskutiert – vermutlich einige Feuerungsanlagen der Industrie zuzuordnen sind).

Das Jahr 2013 ist das erste Berichtsjahr der dritten EU ETS Handelsperiode, die einige Neuerungen aufweist. Zu den neu in den Emissionshandel aufgenommenen Tätigkeiten gehören Teile der chemischen Grundstoffindustrie sowie der Nicht-Eisen-Metalle. Entsprechend beginnt die Darstellung der verifizierten Emissionen für die zugeordneten Tätigkeiten erst im Jahr 2013.

Tabelle 2-5: Entwicklung der verifizierten Emissionen [kt CO<sub>2</sub>-äqu] je Tätigkeitsbereich laut EUTL für Anlagen in Deutschland von 2008 bis 2013

Tätigkeitsbereich	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Feuerungsanlagen	368.309	338.526	356.834	350.811	355.892	361.220
Mineralölraffinerien	27.210	26.432	25.531	24.863	23.960	25.424
Kokereien	3.158	2.664	3.144	3.213	3.203	2.947
Röst- und Sinteranlagen für Metallerz	310	170	269	329	306	69
Roheisen und Stahl	32.899	24.234	31.104	31.520	30.807	27.572
Zementklinker und Kalk	29.012	25.478	26.334	28.069	27.506	28.345
Glas einschließlich Glasfasern	4.233	3.925	4.090	4.117	3.894	3.957
Keramische Erzeugnisse durch Brennen	1.458	1.216	1.332	1.415	1.329	2.116
Zellstoff, Papier und Pappe	6.068	5.447	5.957	5.700	5.385	5.515
Primäraluminium	-	-	-	-	-	948
Sekundäraluminium	-	-	-	-	-	453
Weiterverarbeitung von NE-Metallen	-	-	-	-	31	637
Herstellung und Verarbeitung von Gips	-	-	-	-	-	268
Industrieruß	113	106	132	127	106	117

Tätigkeitsbereich	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Salpetersäure	-	-	-	-	-	268
Adipinsäure	-	-	-	-	-	142
Ammoniak	-	-	-	-	-	3.149
Soda	-	-	-	-	-	496
Chemische Grundstoffe	54	42	51	58	54	2.032
Wasserstoff und Synthesegas	-	-	-	-	-	2.964
<b>Summe</b>	<b>472.824</b>	<b>428.241</b>	<b>454.778</b>	<b>450.224</b>	<b>452.473</b>	<b>468.639</b>

Zum Abgleich zwischen den bottom-up in FORECAST auf Basis des durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Preises in 2013 berechneten und den im EUTL berichteten Emissionen wird auf den jährlich von der DEHSt erstellten VET-Bericht für das Jahr 2013 (DEHSt 2014) zurückgegriffen (siehe Tabelle 2-6). Dieser basiert auf den in Tabelle 2-5 gezeigten Emissionswerten nach EUTL, enthält jedoch für Deutschland spezifische Anpassungen. Die in DEHSt (2014) ausgeführten Erläuterungen zur Einordnung der Emittenten in Sektoren erlauben in vielen Fällen, festgestellte Abweichungen zu erklären. Allerdings bestehen auch zwischen EUTL und VET-Bericht zum Teil nicht unbeträchtliche Abweichungen, die in der Summe etwa 10 Mt ausmachen. Die Tätigkeitsbereiche mussten dabei entsprechend dem VET-Bericht (DEHSt 2014) etwas stärker aggregiert werden.

Mögliche Ursachen für Abweichungen zwischen den Modellrechnungen und den verifizierten Emissionen in 2013 sind vielfältig und wurden näher untersucht. Im Folgenden sind die wichtigsten Ursachen je Subsektor beschrieben.

Im Subsektor Eisen und Stahl besteht eine Abweichung der bottom-up-Ergebnisse von den Daten des VET-Berichts von etwa 16 Mt (62% der berichteten Daten, vergleiche auch Tabelle 2-6). Dabei besteht eine grundsätzlich unterschiedliche Zuordnung der Emissionen aus Kuppelgasen zwischen dem EU ETS und FORECAST. Im Emissionshandel werden die Emissionen aus Kuppelgasen den Energieerzeugungsanlagen zugerechnet, die die Kuppelgase weiter verbrennen. Abhängig von der immissionschutzrechtlichen Genehmigung der Anlagen werden diese Emissionen dann entweder dem Industrie-sektor oder den Verbrennungsanlagen zugeschlagen. Weiters werden auch Teilmengen bilanziert. So ist in der EU-Verordnung 601/2012 zur EU-Richtlinie 2003/87 festgelegt, dass inhärentes<sup>32</sup> CO<sub>2</sub>, das im zwischen bestimmten Anlagen weitergeleiteten Prozessgasen vorhanden ist, grundsätzlich nicht der Ursprungsanlage zugerechnet wird. Dies betrifft insbesondere Gichtgas, welches zu etwa 25 Vol-% aus CO<sub>2</sub> besteht. Bei dessen Weiterleitung an Energieerzeugungsanlagen ist diese Emissionsmenge also nicht in den der Stahlindustrie zuzuordnenden Aktivitäten sichtbar. FORECAST dagegen ordnet den Prozessen unabhängig von der immissionschutzrechtlichen Genehmigung (und eines etwaigen Status als einzeln genehmigte Anlage) Energiebedarfe zu, so dass auch Emissionen, die in den Energieerzeugungsanlagen (im Falle der Kraft-Wärme Kopplung) entstehen, der Stahlindustrie zugerechnet werden. Eine Abschätzung der auf diese Art anders bilanzierten Menge (über die Zuordnung von Betreiber und Standort von Energieerzeugungs- und im Stahlsektor bilanzierte Anlagen in der NAP-Tabelle des Jahres 2010 (DEHSt 2012)) ergab zusätzlich der Stahlerzeugung (ehemals Tätigkeiten IX und IXa nach TEHG) zuzurechnende Emissionen von 14 Mt (siehe Anhang Tabelle 2-16). Diese können einen Großteil der Lücke zwischen bottom-up Rechnung und EUTL-Daten erklären, auch wenn die Werte wegen der unterschiedlichen Bezugsjahre nicht direkt übertragbar sind.

Im Subsektor Nicht-Eisen Metalle führt eine gemeinsame Betrachtung der Bereiche Primär- und Sekundäraluminiumherstellung sowie Weiterverarbeitung zu einer relativ guten Übereinstimmung der VET-Daten und der FORECAST-Emissionen (FORECAST: 2530 kt CO<sub>2</sub>-äqu, VET: 2396 kt CO<sub>2</sub>-äqu).

<sup>32</sup> Direkt als CO<sub>2</sub> vorliegend, in Abgrenzung zu bloßem CO<sub>2</sub>-Potential etwa durch Verbrennung.

Bei den nichtmetallischen Mineralstoffen (Zement, Glas, Keramik) ist die Übereinstimmung von Modell und Emissionsregister vergleichsweise gut, was vermutlich auf die eher homogenen Branchen (Glas und Zementklinker) zurückzuführen ist. Lediglich bei der Herstellung von Keramik sind größere Abweichungen zu verzeichnen, die allerdings aufgrund der sehr heterogenen Branchenstruktur mit einer Vielzahl unterschiedlicher Produkte nicht anders zu erwarten war. Die Herstellung von Gips ist mit unter 300 kt Emissionen vernachlässigbar, trotz der relativ betrachteten hohen Abweichungen.

Beim Papiergewerbe ist die Übereinstimmung sehr hoch, wenngleich hier aufgrund vieler KWK-Anlagen gewisse Unsicherheiten bezüglich der Zuordnung zum Tätigkeitsbereich Feuerungsanlagen bestehen.

Auch in der chemischen Industrie ist in den meisten Tätigkeitsbereichen eine akzeptable Übereinstimmung zu verzeichnen. Aufgrund der sehr integrierten Standorte und damit einer häufig unklaren Zuordnung des Energieverbrauchs zu einzelnen Prozessen/Produkten ist es schwierig, eine höhere Genauigkeit zu erzielen. Auch spielt nicht-energetischer Verbrauch eine wichtige Rolle, wird aber häufig unterschiedlich bilanziert. Weiterhin ist die Zuordnung bei einigen Tätigkeiten unklar (z.B. Grundstoffchemie). Die Lachgasemissionen in der Adipin- und Salpetersäureherstellung sind seit 2009 durch den Einsatz von Katalysatoren drastisch reduziert worden und spielen nur noch eine untergeordnete Rolle.

Insgesamt liegen die von FORECAST für die betrachteten Tätigkeitsbereiche berechneten Emissionen 20% (18 Mt) über denen des VET-Berichts (DEHSt 2014). Wenn man berücksichtigt, dass ein Großteil der Unterschiede auf eine Bilanzierung von Emissionen der Eisen- und Stahlindustrie als Feuerungsanlagen zurückgeht und diese nach unserer Einschätzung zu einem großen Teil erklärbar sind (bis zu 14 Mt), ist die Genauigkeit der bottom-up-Rechnung für die Berechnung von Kostenkurven ausreichend, besonders da andere große Tätigkeitsbereiche (Zementklinker, Papier, Glas) sehr niedrige Abweichungen aufweisen.

Für die weiteren Berechnungen wurden die Emissionen aus FORECAST auf die historischen Emissionen des VET-Berichts 2013 kalibriert. Dazu wurde basierend auf den bottom-up berechneten Emissionen und den Emissionen aus dem VET-Bericht 2013 ein Kalibrierungsfaktor für die einzelnen Sektoren berechnet und auf die bottom-up berechneten Emissionen aus FORECAST angewendet. Diese Kalibrierungsfaktoren werden für alle nachfolgenden Jahre als konstant angenommen.

Tabelle 2-6: Vergleich der verifizierten Emissionen [kt CO<sub>2</sub>-äqu] je Tätigkeitsbereich der Industrie zwischen FORECAST und DEHSt (2014) für das Jahr 2013 bezogen auf Anlagen in Deutschland

Subsektor	Tätigkeitsbereich	FORECAST (bottom-up)	DEHSt (2014)	Differenz
<b>Eisen und Stahl</b>	Röst- und Sinteranlagen für Metallerz	5.695	306	1761%
	Roheisen und Stahl	41.864	25.804	62%
	Kokereien	2.329	3.636	-36%
<b>Nicht-Eisen Metalle</b>	Primäraluminium	539	948	-43%
	Sekundäraluminium & Weiterverarbeitung von NE-Metallen	1.991	1.448	37%
<b>Nicht metallische Mineralstoffe</b>	Zementklinker und Kalk	29.291	29.209	0%
	Herstellung und Verarbei-	77	268	-71%

Subsektor	Tätigkeitsbereich	FORECAST (bottom-up)	DEHSt (2014)	Differenz
	tung von Gips			
	Keramische Erzeugnisse durch Brennen	3.153	2.132	48%
	Glas einschließlich Glasfasern	3.862	3.923	-2%
<b>Papier</b>	Zellstoff, Papier und Pappe	5.551	5.542	0%
<b>Chemie</b>	Adipinsäure & Salpetersäure	1.143	800	43%
	Ammoniak	3.290	4.734	-31%
	Grundstoffchemie	6.192	8.145	-24%
	Industrieruß	1.541	629	145%
	Wasserstoff und Synthesegas	1.047	1.820	-42%
	Soda	575	580	-1%
<b>Summe</b>		<b>108.140</b>	<b>89.924</b>	<b>20%</b>

## 2.5 Ergebnisse des Modellexperiments

### 2.5.1 Erläuterungen zum Aufbau der Vermeidungskostenkurven

Die Vermeidungskostenkurven geben auf der Abszisse die jährlich vermiedene Menge CO<sub>2</sub> an. Diese resultiert aus Investitionen des Zeitraums ab 2015 und hängt von der Entwicklung über den gesamten Zeitraum ab. Die Vermeidungsmenge wird jeweils als Differenz zwischen dem Szenario mit dem betrachteten CO<sub>2</sub>-Preis und dem Szenario mit dem vorherigen (=niedrigeren) CO<sub>2</sub>-Preis berechnet. Im Falle der ersten Stufe ist dies die Differenz zwischen dem Szenario mit einem CO<sub>2</sub>-Preis von 12 €/t in 2020 bzw. 20 €/t in 2030 und einem CO<sub>2</sub>-Preis von 0 €/t in 2020 bzw. 2030.

Die Ordinate zeigt die Grenzkosten für die CO<sub>2</sub>-Vermeidung. Die Grenzkosten geben den CO<sub>2</sub>-Preis an, bei welchem sich im Modell die auf der Abszisse angegebene Vermeidungsmenge einstellt. Obwohl nur die jährliche Vermeidung im Zieljahr angegeben ist, ist zu beachten, dass sich diese aus den Beiträgen der umgesetzten Maßnahmen über den gesamten Zeitraum ergibt (eine im Jahr 2023 umgesetzte Vermeidungsmaßnahme wirkt im Allgemeinen auch 2030). Jede Stufe der Kurve stellt einen separaten Modelllauf dar.

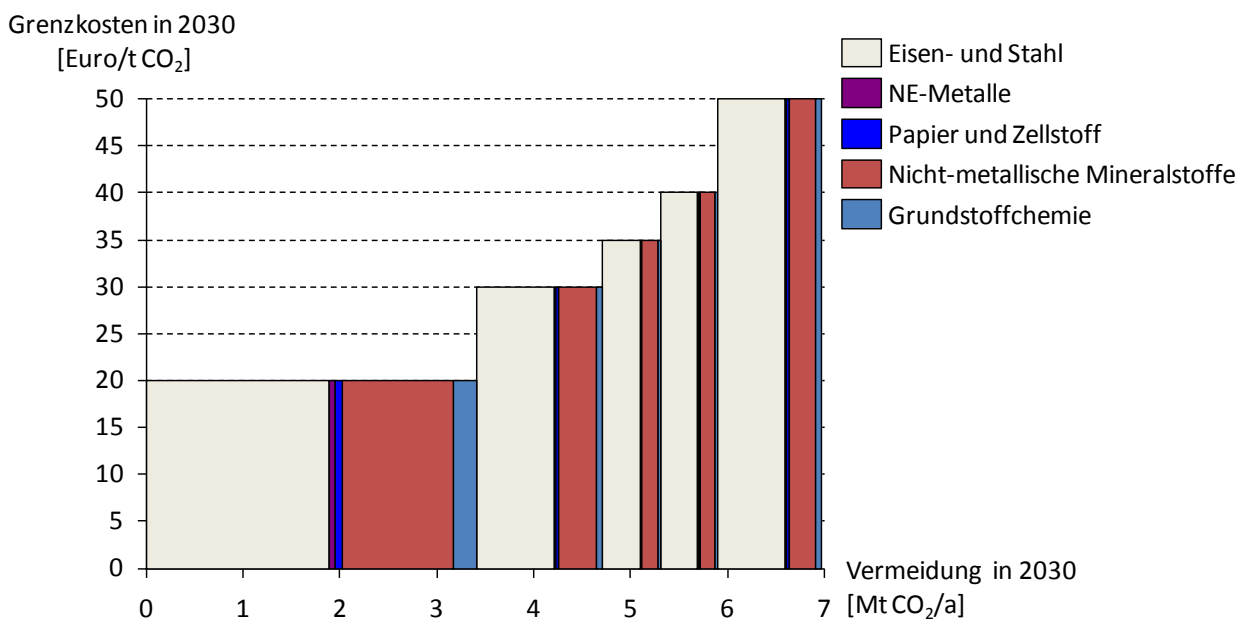
Im Folgenden werden zunächst die Vermeidungskostenkurven für den Zeitraum 2015-2030 dargestellt. Die darauf folgenden Vermeidungskostenkurven für den Zeitraum 2015-2020 stellen entsprechend eine Teilmenge dar.

Die Darstellung der Vermeidungskostenkurven als Stufenfunktion folgt der Herleitungsmethodik mittels separater Modellläufe für einzelne Preisniveaus. Weitere Modellläufe für infinitesimale Änderungen der EUA-Preise ergäben ein differenzierteres Bild der Vermeidungskostenkurve. Wichtig ist der Hinweis, dass der tatsächliche Verlauf in den Bereichen zwischen den Stufen nicht hergeleitet wurde. Durch die Stufenform werden die Gesamtkosten (als Fläche unter der Grenzvermeidungskostenkurve) überschätzt.

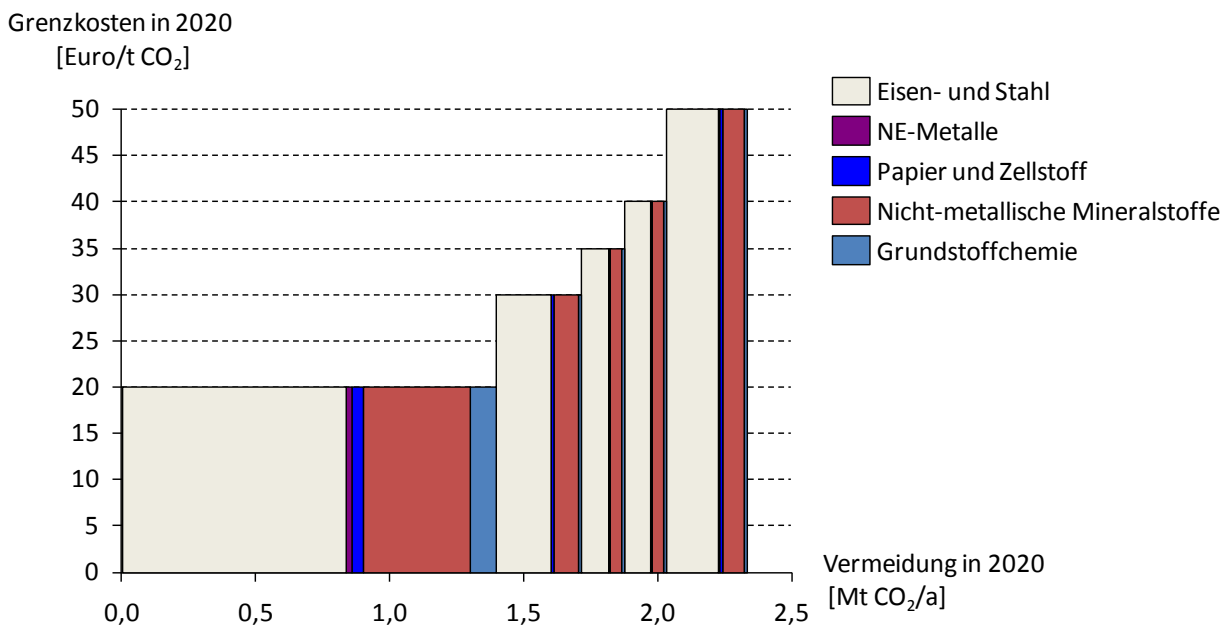
### 2.5.2 Übersicht: Vermeidungskostenkurven

Im stärksten Preisszenario ergibt sich eine induzierte Minderung von 7 Mt CO<sub>2</sub> im Jahr 2030 im Industriesektor in Deutschland. Dieses entspricht etwa 6,5% der THG-Emissionen der betrachteten Tätigkeitsbereiche des Emissionshandels. Die Minderung geht zum Großteil auf die Subsektoren Eisen und Stahl sowie nicht-metallische Mineralstoffe (vor allem Zementherstellung) zurück.

Abbildung 2-2: Vermeidungskostenkurven für die Jahre 2030 (oben) und 2020 (unten) – differenziert nach Subsektoren



Die Szenarien unterstellen einen linear ansteigenden CO<sub>2</sub>-Preis über den Zeitraum bis 2020 bzw. 2030, mit einem Startwert von 7€ in 2014, die Ordinate gibt den Preis in 2020 bzw. 2030 an



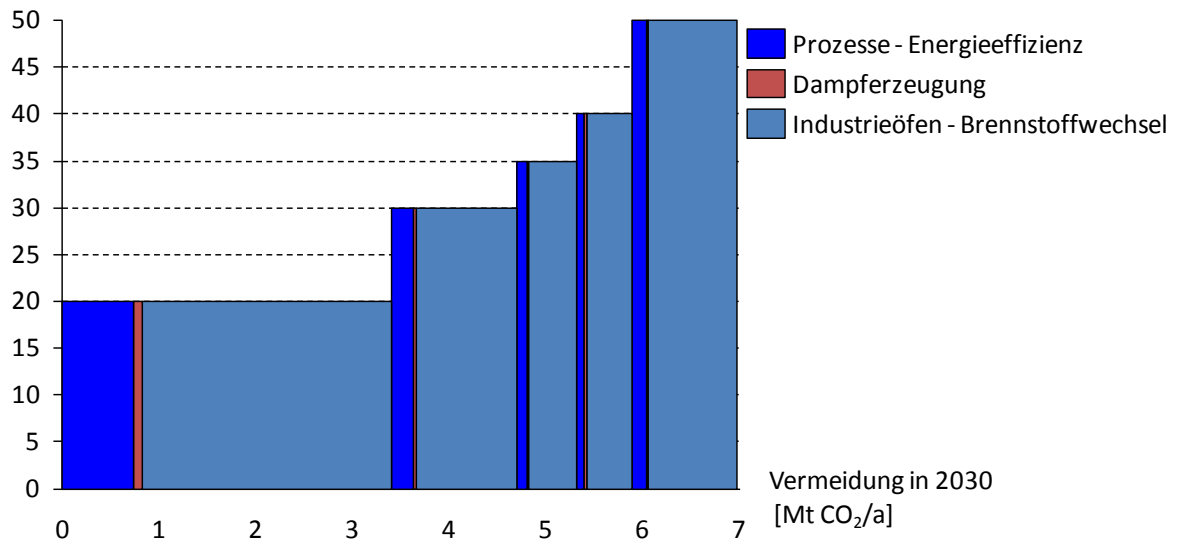
Die Szenarien unterstellen einen linear ansteigenden CO<sub>2</sub>-Preis über den Zeitraum bis 2020 bzw. 2030, mit einem Startwert von 7€ in 2014, die Ordinate gibt den Preis in 2020 bzw. 2030 an

Quellen: Modellergebnisse Forecast, Fraunhofer ISI

Bei Betrachtung der drei untersuchten Technologiefelder zeigt sich eine deutliche Konzentration der Wirkung auf den Bereich „Industrieöfen“ mit etwa 5 Mt CO<sub>2</sub>/a. Energieeffizienzverbesserungen von Prozessen zeigen dagegen eine deutlich geringere Wirkung mit etwa 1,3 Mt CO<sub>2</sub>/a bis 2030, während die „Dampferzeugung“ bei unter 0,5 Mt CO<sub>2</sub>/a bis 2030 liegt. In der folgenden Einzelauswertung dieser drei Technologiefelder werden die Ursachen für die unterschiedliche Wirkung dargestellt.

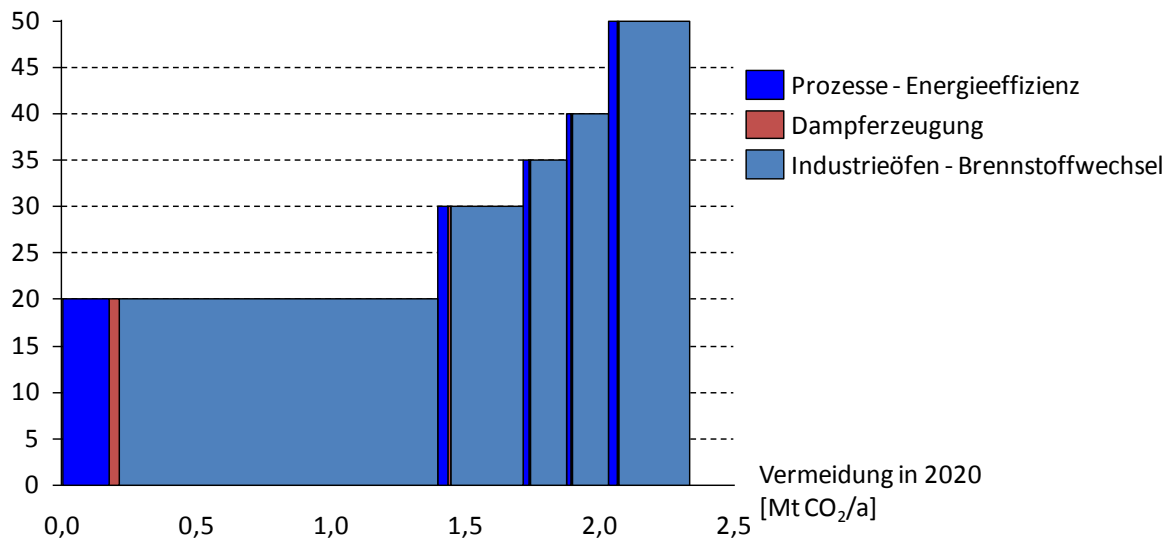
Abbildung 2-3: Vermeidungskostenkurve für die Jahre 2030 (oben) und 2020 (unten)– differenziert nach Technologiefeldern

Grenzkosten in 2030  
[Euro/t CO<sub>2</sub>]



Die Szenarien unterstellen einen linear ansteigenden CO<sub>2</sub>-Preis über den Zeitraum bis 2020 bzw. 2030, mit einem Startwert von 7€ in 2014, die Ordinate gibt den Preis in 2020 bzw. 2030 an

Grenzkosten in 2020  
[Euro/t CO<sub>2</sub>]



Die Szenarien unterstellen einen linear ansteigenden CO<sub>2</sub>-Preis über den Zeitraum bis 2020 bzw. 2030, mit einem Startwert von 7€ in 2014, die Ordinate gibt den Preis in 2020 bzw. 2030 an

Quellen: Modellergebnisse Forecast, Fraunhofer ISI

Im Zeitraum 2015-2020 zeigt sich mit einer Gesamtvermeidung von gut 2 Mt CO<sub>2</sub>/a eine deutlich niedrigere Wirkung. Die Wirkung korreliert dabei in etwa linear mit dem vergangenen Zeitraum (5 Jahre im Vergleich zu 15 Jahren bis 2030).

In Tabelle 2-7 und Tabelle 2-8 sind die Vermeidungsmenge je Sektor, Technologiefeld und Szenario dargestellt. Es wird deutlich, dass die größten Potenziale zur CO<sub>2</sub>-Reduktion im Eisen- und Stahlsektor durch Brennstoffwechsel gehoben werden. Im Subsektor der nicht-metallischen Mineralstoffe sind sowohl Energieeffizienzverbesserungen bei den Prozessen wie auch der Brennstoffwechsel relevant – vor allem in der Klinkerherstellung. Vermeidung im Subsektor Papier und Zellstoff entfällt fast ausschließlich auf die Dampferzeugung.

Die Vermeidungsmengen spiegeln die technische Struktur der Wärmenachfrage in diesen Sektoren wider. Dampf wird in der Papierherstellung verwendet, in anderen Sektoren wie Eisen und Stahl oder nicht-metallische Mineralstoffe werden hingegen spezialisierte Öfen genutzt. Auffällig ist die vergleichsweise niedrige Wirkung im Bereich der Dampferzeugung und auch der Energieeffizienz bei den Prozessen. Im folgenden Kapitel werden Ursachen für die Entwicklung in den drei Technologiefeldern diskutiert. Sehr kleine negative Werte für den Bereich der Dampferzeugung sind nicht über grundlegende kausale Zusammenhänge erklärbar, sondern befinden sich noch im Rahmen der Modell-Unsicherheiten.

Tabelle 2-7: Übersicht der induzierten CO<sub>2</sub>-Reduktion für das Jahr 2020

Sektor	Vermeidungskosten	Summe Technologiefelder	Prozesse – Energieeffizienz	Industrieöfen – Brennstoffwechsel	Dampferzeugung
	[€/t CO <sub>2</sub> ]	[kt CO <sub>2</sub> /a]	[kt CO <sub>2</sub> /a]	[kt CO <sub>2</sub> /a]	[kt CO <sub>2</sub> /a]
<b>Eisen- und Stahl</b>	20		16	824	-2
	30		5	197	0
	35		2	98	0
	40		2	98	0
	50		5	194	0
	<b>Σ</b>		<b>1.438</b>	<b>31</b>	<b>1.411</b>
<b>Nicht-metallische Mineralstoffe</b>	20		108	285	5
	30		32	60	1
	35		15	29	0
	40		15	28	0
	50		27	55	1
	<b>Σ</b>		<b>661</b>	<b>198</b>	<b>457</b>
<b>Papier und Zellstoff</b>	20		2	4	33
	30		0	1	7
	35		0	0	3
	40		0	0	3
	50		0	1	7
	<b>Σ</b>		<b>62</b>	<b>3</b>	<b>6</b>

Sektor	Vermeidungskosten	Summe Technologiefelder	Prozesse – Energieeffizienz	Industrieöfen – Brennstoffwechsel	Dampferzeugung
<b>NE-Metalle</b>	20	39	1	14	10
	30		0	3	2
	35		0	1	1
	40		0	1	1
	50		0	2	2
	<b>Σ</b>		<b>1</b>	<b>22</b>	<b>16</b>
<b>Chemie</b>	20	<b>143</b>	47	57	0
	30		1	12	0
	35		0	6	0
	40		0	6	0
	50		1	12	0
	<b>Σ</b>		<b>49</b>	<b>93</b>	<b>0</b>
<b>Summe</b>	20	<b>2.343</b>	174	1.183	45
	30		38	273	9
	35		18	135	5
	40		18	134	5
	50		33	264	9
	<b>Σ</b>		<b>282</b>	<b>1.989</b>	<b>73</b>

Tabelle 2-8: Übersicht der induzierten CO<sub>2</sub>-Reduktion für das Jahr 2030

Sektor	Vermeidungskosten	Summe Technologiefelder	Prozesse – Energieeffizienz	Industrieöfen – Brennstoffwechsel	Dampferzeugung
	[€/t CO <sub>2</sub> ]	[kt CO <sub>2</sub> /a]	[kt CO <sub>2</sub> /a]	[kt CO <sub>2</sub> /a]	[kt CO <sub>2</sub> /a]
<b>Eisen- und Stahl</b>	20	4.133	102	1.783	-4
	30		46	758	-3
	35		22	364	-1
	40		21	351	-1
	50		40	657	-2
<b>Summe Sektor</b>		<b>232</b>	<b>3.913</b>	<b>-11</b>	
<b>Nicht-metallische Mineralstoffe</b>	20		538	606	9
	30		168	210	3
	35		68	96	2
	40		59	91	2
	50		99	168	4

Sektor	Vermeidungs- kosten	Summe Technolo- giefelder	Prozesse – Ener- gieeffizienz	Industrieöfen – Brennstoffwechsel	Dampf- erzeugung
<b>Summe Sektor</b>		<b>2.122</b>	<b>933</b>	<b>1.170</b>	<b>19</b>
<b>Papier und Zellstoff</b>	20		5	9	67
	30		3	2	25
	35		1	1	12
	40		1	1	13
	50		2	2	26
<b>Summe Sektor</b>		<b>170</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>143</b>
<b>NE-Metalle</b>	20		2	38	22
	30		1	12	8
	35		0	5	4
	40		0	5	4
	50		1	9	8
<b>Summe Sektor</b>		<b>120</b>	<b>3</b>	<b>70</b>	<b>46</b>
<b>Chemie</b>	20		83	156	-5
	30		2	62	0
	35		1	33	0
	40		1	34	0
	50		2	71	-14
<b>Summe Sektor</b>		<b>426</b>	<b>90</b>	<b>356</b>	<b>-20</b>
<b>Summe</b>	20		730	2.592	87
	30		220	1.045	33
	35		92	500	17
	40		83	482	17
	50		145	906	21
		<b>6.971</b>	<b>1.271</b>	<b>5.524</b>	<b>176</b>

Die durch den CO<sub>2</sub>-Preisfad induzierte Vermeidungsmenge ist im Kontext der absoluten Emissionsmenge im ETS-Industriesektor sowie ihrer Entwicklung zu betrachten. In Tabelle 2-9 ist dargestellt, wie sich die gesamten Emissionen aller betrachteten Subsektoren in Summe entwickeln – in Abhängigkeit des CO<sub>2</sub>-Preisfad. Es wird deutlich, dass bereits im Szenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis ein deutlicher Rückgang der Emissionen um 15% von 2010 bis 2030 zu verzeichnen ist. Ursachen sind in der stagnierenden Entwicklung der Produktion, dem Strukturwandel (z.B. von Oxygenstahl zu Elektrostahl) und einer weiteren Verbreitung effizienter Technologien, die alleine aufgrund der Brennstoffpreise stattfindet, zu sehen.

Tabelle 2-9: Entwicklung der absoluten CO<sub>2</sub>-Emissionen des modellierten ETS-Industriesektors

CO <sub>2</sub> -Preis [€/tCO <sub>2</sub> ]	Emissionen ETS-Tätigkeitsfelder [Mt CO <sub>2</sub> /a]			2030/2010
	2010	2020	2030	
0	110,4	102,7	93,6	-15%
20	110,4	101,3	90,1	-18%
30	110,4	101,0	88,8	-20%
35	110,4	100,8	88,2	-20%
40	110,4	100,6	87,6	-21%
50	110,4	100,3	86,5	-22%

### 2.5.3 Einzelauswertung der Technologiefelder

Im Folgenden werden die berechneten Szenarien auf Ebene der einzelnen Technologiefelder ausgewertet. Dies ist notwendig, da sich sowohl die technologische Struktur, die Wirkung des EU ETS als auch die Modellierungsmethodik zwischen diesen Technologiefeldern deutlich unterscheiden (siehe Abschnitt 2.2.2).

#### 2.5.3.1 Prozesse – Energieeffizienz

Das als „Prozesse –Energieeffizienz“ benannte Technologiefeld umfasst Energiebedarf und THG-Emissionen energieintensiver Industrieprozesse (z.B. Hochofen, Klinkerofen, Papier- oder Ammoniakherstellung).

Für das Technologiefeld wurde unter den gegebenen Annahmen bei einem CO<sub>2</sub>-Preisfad bis 50 Euro/tCO<sub>2</sub> eine Vermeidungswirkung von etwa 1,3 Mt CO<sub>2</sub>/a bis 2030 berechnet (siehe Tabelle 2-8 und Abbildung 2-3).

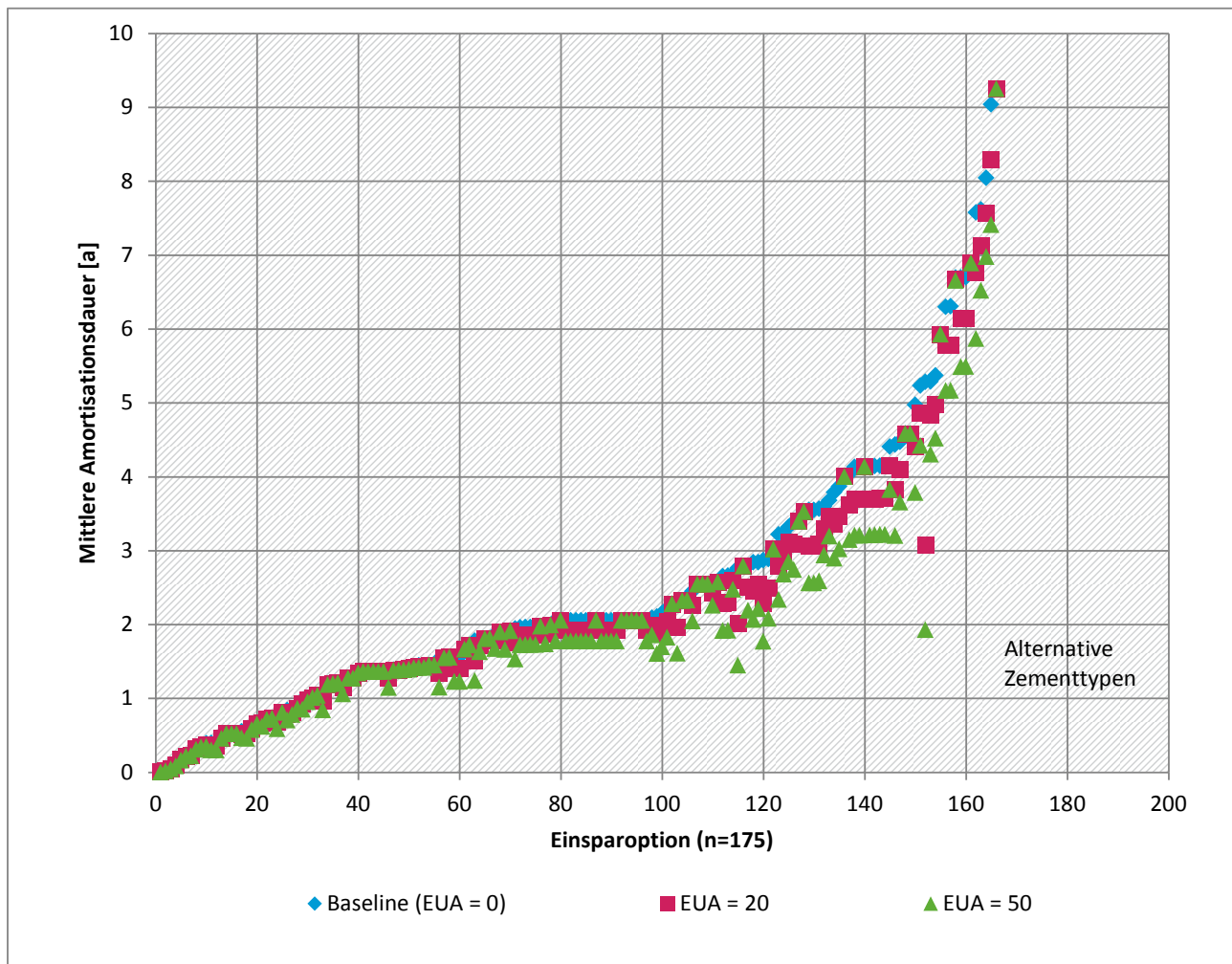
Die Wirkung resultiert aus einer beschleunigten Diffusion energieeffizienter Techniken, die durch die CO<sub>2</sub>-Preise wirtschaftlicher werden. Die Wirtschaftlichkeit von Effizienztechniken wird von Unternehmen in den meisten Fällen anhand der Amortisationsdauer bewertet. Dies ist besonders bei Nebenanlagen und reinen Energieeffizienzinvestitionen der Fall. In einer Befragung von kleinen und mittleren Unternehmen wurde die Amortisationszeit eindeutig als das wichtigste Kriterium bei der Entscheidung in Energieeffizienzinvestitionen angegeben (IREES und Fraunhofer 2014).<sup>33</sup> Bei Investitionen, welche eher strategischer Natur sind, höhere Summen aufweisen und stärker den Produktionsprozess betreffen mag die Amortisationszeit als alleiniges Bewertungskriterium eine geringere Rolle spielen.

Abbildung 2-4 zeigt, wie sich die Amortisationsdauer in Abhängigkeit des Preisszenarios verändert (für das Jahr 2030). Hier wird bereits deutlich, weshalb die Wirkung des Emissionshandels auf die Energieeffizienz bei den energieintensiven Prozessen vergleichsweise niedrig ausfällt: Ein Absinken der Amortisationsdauer von 4 auf 3 Jahre wird im Mittel sicherlich einige Unternehmen bewegen, in Effizienztechniken zu investieren, aber es ist keine grundlegende Veränderung. Ausnahmen sind sehr CO<sub>2</sub>-intensive Prozesse, insbesondere wenn neben den energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen noch prozessbedingte Emissionen vermieden werden können, wie z.B. durch den Einsatz alternativer Zement-

<sup>33</sup> Entsprechend haben 55% der Unternehmen angegeben, lediglich die Amortisationszeit für die Investitionsentscheidung bei Energieeffizienzinvestitionen heranzuziehen. 33% der Unternehmen führen keine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung durch. Lediglich 12% nutzen die Kapitalwertmethode, interne Verzinsung oder andere Methoden.

typen. Hier verkürzt ein CO<sub>2</sub>-Preis von 50€/t die Amortisationsdauer im Jahr 2030 von 5 Jahren auf unter 2 Jahre (siehe Abbildung 2-4).

Abbildung 2-4: Amortisationsdauer der Einsparoptionen in Abhängigkeit der Szenarien im Jahr 2030



Quelle: Modellergebnisse Forecast, Fraunhofer ISI

Um einen Eindruck zu geben, wie sich die kürzere Amortisationsdauer auf die Diffusion von Effizienztechniken auswirkt, ist in Tabelle 2-10 ein Vergleich der Marktdiffusion für das Jahr 2030 für ausgewählte Effizienztechniken dargestellt. Für die Darstellung wurden die Effizienztechniken ausgewählt, auf welche der Emissionshandel entsprechend der Modellierung die höchste Wirkung gezeigt hat.

Es zeigt sich deutlich, dass der CO<sub>2</sub>-Preis Auswirkungen auf die Diffusion hat, besonders dort, wo durch den Brennstoffmix die spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen besonders hoch sind (z.B. Eisen und Stahl) oder zusätzlich zu den energiebedingten Emissionen prozessbedingte THG-Emissionen vermieden werden können (z.B. alternative Zementtypen). Jedoch unterliegt die Diffusion einer Reihe von Restriktionen und Hemmnissen, welche auch durch den höheren CO<sub>2</sub>-Preis nicht vollständig abgebaut werden können. Wichtigster Faktor für die häufig relativ langsame Diffusion ist die lange Lebensdauer des Kapitalbestandes. Weitere Hemmnisse wie Transaktionskosten für die Beschaffung von Informationen, oder Routinen bei der Beschaffung neuer Geräte können je nach Technik eine wichtige Rolle spielen. Neue Techniken erfordern häufig eine Neuinvestition oder zumindest eine grundlegende Modernisierung. Hinzu kommt, dass auch im Szenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis bereits ein Teil dieser Effizienztechniken zum Einsatz kommt (z.B. optimierte Verbrennung beim Kalkbrennen).

Tabelle 2-10: Diffusion ausgewählter Effizienztechniken im Vergleich der Szenarien [% des Anlagenbestands]

Prozess / Einsparoption	2010	2030		
		EUA = 0	EUA = 20	EUA = 50
<b>Hochofen</b>				
Abwärmenutzung Hochofenschlacke	1	12	13	15
Gichtgasrückführung	1	11	13	15
<b>Ziegelherstellung</b>				
Wärmerückführung zur Trocknung	6	21	24	29
<b>Klinkerbrennen</b>				
Alternative Zementtypen	2	9	14	17
Optimierte Verbrennung	12	40	43	47
Vorkalzinerung	29	55	60	64
<b>Behälterglasherstellung</b>				
Optimierte Verbrennung	32	47	49	51
Schnelle Reaktion	1	9	9	10
<b>Kalkbrennen</b>				
Optimierte Verbrennung	12	41	44	46

### 2.5.3.2 Warmwasser- und Dampferzeugung

Die Erzeugung von Dampf (und Warmwasser) geschieht vorwiegend durch den Einsatz von Dampfkesseln oder KWK-Anlagen. Innerhalb der ETS-Sektoren wird Dampf hauptsächlich in der Papierindustrie, der chemischen Industrie sowie der Nahrungsmittelindustrie eingesetzt. Wenngleich dieses Technologiefeld auch die Prozesswärmeerzeugung in Form von Warmwasser (<100°C) enthält, ist diese für das EU ETS weniger relevant. Anlagen in der Nahrungsmittelindustrie sind häufig kleiner und werden in dieser Fallstudie nicht berücksichtigt.

Bei einem Preispfad von 50 €/tCO<sub>2</sub> zeigt sich für das Technologiefeld eine Vermeidungsmenge von etwa 0,2 Mt CO<sub>2</sub>/a bis zum Jahr 2030 (verglichen mit dem Szenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis).

Die Wirkung des EU ETS wird über ein Technologie-Bestandsmodell simuliert. Wichtigste Eingangsgrößen sind hierbei die Kosten, Nutzungsgrade und weitere technische Parameter der einzelnen Technologien sowie Energieträger und CO<sub>2</sub>-Preise. Anhand der Altersstruktur und des Dampf-/Wärmebedarfs ergibt sich der jährliche Neubau von Anlagen. Ein Austausch von Anlagen vor dem Erreichen der technischen Lebensdauer ist nicht vorgesehen. Die Marktanteile werden entsprechend der Gesamtbetriebskosten auf die einzelnen Technologien verteilt. Änderungen in der Kostenstruktur z.B. durch einen höheren CO<sub>2</sub>-Preis, führen dazu, dass Technologien mit geringeren spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen wirtschaftlicher werden und höhere Marktanteile erzielen. Die Wirtschaftlichkeitsbewertung erfolgt hier anhand der Annuitäten der Investitionen, welche sämtliche Zahlungsflüsse berücksichtigt.

In Tabelle 2-11 ist die Entwicklung der Gesamtbetriebskosten einiger untersuchter Technologien zur Dampf- und Prozesswärmebereitstellung beispielhaft anhand der beiden Extremszenarien (EUA = 0 und EUA = 50) dargestellt. Dabei wurde der Gas-Dampfkessel als dominante Technologie als Bezugs- wert einer Indizierung des jeweilig betrachteten Jahres gewählt. Beispielhaft seien folgende Entwicklungen genannt:

Der Kohle-Dampfkessel wird relativ zum Gas-Dampfkessel in beiden Szenarien bis 2030 teurer, was auf die divergierenden Brennstoffkosten zurückzuführen ist. Das ETS-Hochpreisszenario bewirkt eine weitere Kostensteigerung durch den höheren Emissionsfaktor von Kohle gegenüber Erdgas.

Biomassetechnologien werden ebenfalls in beiden Szenarien durch die angenommene Brennstoffkostenentwicklung wirtschaftlich weniger attraktiv als Erdgas-Dampfkessel. Auch das ETS-Hochpreisszenario mit einem Endpreis von 50€/tCO<sub>2</sub> im Jahr 2030 kann dies bestenfalls abschwächen.

Die Solarthermie gehört zu den wenigen Technologien die insoweit vom ETS-Szenario profitieren, dass ihre Gesamtkosten relativ zum Erdgaskessel im Jahr 2030 geringer sind als 2010.

Tabelle 2-11: Vergleich der Entwicklung der jährlichen Kosten der Technologien (indiziert auf Gas-Dampfkessel)

	2010	2030	
		EUA = 0	EUA = 50
<b>Erdgas-Gasturbine</b>	0,65	0,09	0,31
<b>Biomasse-BHKW</b>	1,16	2,54	2,16
<b>Brennstoffzelle</b>	0,53	0,52	0,44
<b>Gas-Dampfkessel</b>	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>
<b>Kohle-Dampfkessel</b>	0,96	1,48	1,66
<b>Öl-Dampfkessel</b>	1,79	2,35	2,20
<b>Biomasse-Dampfkessel</b>	1,29	1,63	1,36
<b>Erdgas-Wärmepumpe</b>	0,10	0,21	0,17
<b>Elektrische Wärmepumpe</b>	0,14	0,37	0,31
<b>Solarthermie</b>	0,32	0,35	0,29
<b>Fernwärme</b>	0,85	1,10	1,11

Weiterhin weisen alle eingesetzten Technologien unterschiedliche (nicht-monetäre) Restriktionen bezüglich der Dampf- und Wärmeerzeugung auf, was den Einsatzbereich der Wärmeerzeugungstechniken (und damit die potenzielle Wirkung des EU ETS) einschränkt. Relevante Unterscheidungskriterien sind hier Spitzenlastfähigkeit und möglicher Temperaturbereich:

Technologien mit der Fähigkeit zur (wirtschaftlichen) Spitzenlastdeckung besetzen in der Regel insgesamt höhere Marktanteile, da die Anwendbarkeit ausschließlich als Grundlast zugelassener Technologien beschränkt ist. Insbesondere Technologien mit vergleichsweise geringer Kapazität wie Wärmepumpen und BHKW verlieren hier den Vergleich mit dem als Standard anzusehenden Erdgas-Dampfkessel.

Gleiches gilt auch für das erreichbare Temperaturniveau, welches der Solarthermie, den Wärmepumpen und der Fernwärme weitere Marktanteile verwehrt, obwohl sie wirtschaftlich durchaus konkur-

renzfähig wären (siehe Tabelle 2-11). Hinzu kommt, dass in den ETS-Sektoren (insbesondere Papier und Chemie) vorwiegend Dampf ( $>100^{\circ}\text{C}$ ) benötigt wird, welcher mit den genannten Technologien nicht (wirtschaftlich) erzeugt werden kann.

Die vergleichsweise geringe Wirkung des EU ETS im Bereich der Dampferzeugung lässt sich demnach auf die folgenden Ursachen zurückführen.

Bereits im Referenzszenario ohne  $\text{CO}_2$ -Preis (EUA\_0) findet kaum Neubau von Dampfkesseln mit Öl- oder Kohlefeuerung statt, da diese Energieträger im Vergleich zu Erdgas bis 2030 deutlich teurer werden. Entsprechend kann durch einen  $\text{CO}_2$ -Preis kaum ein weiterer Wechsel von Kohle/Öl zu Erdgas stattfinden.

Die mit Biomasse befeuerten Anlagen profitieren zwar insgesamt vom  $\text{CO}_2$ -Preis, das hier unterstellte Niveau ist aber nicht ausreichend, um Kostenvorteile gegenüber den Gasanwendungen zu erzielen beziehungsweise die unterschiedlichen Brennstoffpreisentwicklungen auszugleichen. Somit wird nur ein geringer Teil der neugebauten Gas-Dampfkessel durch Biomasseanlagen ersetzt.

Technische Restriktionen von  $\text{CO}_2$ -armen Technologien durch das erreichbare Temperaturniveau (Solarthermie, Fernwärme und Wärmepumpen) sowie die Fähigkeit zur (wirtschaftlichen) Abdeckung von Spitzenlast (KWK, Solarthermie, Wärmepumpen) verhindern deren Einsatz zur Dampferzeugung.

Weiterhin wurde für die Modellierung unterstellt, dass das Abschalten von Altanlagen unabhängig vom  $\text{CO}_2$ -Preis stattfindet (Anlagen gehen nach einer mittleren Betriebsdauer aus dem Bestand) und ein Vorziehen der Abschaltung nicht möglich ist. Auch eine umfassende Modernisierung, in deren Rahmen z.B. der Brenner ausgetauscht wird, wurde nicht berücksichtigt. Beide Effekte können dazu führen, dass das  $\text{CO}_2$ -Preissignal in der Realität besonders im kurzfristigen Zeitraum etwas höhere Effekte aufweist.

### 2.5.3.3 Öfen - Brennstoffwechsel

Das Technologiefeld der Industrieöfen umfasst verschiedenste Hochtemperaturprozesse, vorwiegend aus den Subsektoren Eisen und Stahl, Nicht-Eisen-Metalle, nicht metallische Mineralstoffe (Zement, Glas) und Chemie. Ofentypen unterscheiden sich zwischen diesen Sektoren erheblich und sind speziell auf die jeweiligen Prozesse ausgelegt. Häufig unterliegen sie technischen Restriktionen (z.B. die Nutzung des Koks im Hochofen als Reduktionsmittel).

Die Wirkung in diesem Technologiefeld ist mit 5,5 Mt  $\text{CO}_2/\text{a}$  bis zum Jahr 2030 vergleichsweise hoch. Die Modellierung erfolgt in Anlehnung an das Technologiefeld „Dampferzeugung“, jedoch in einer vereinfachten Form.

In Tabelle 2-12 ist beispielhaft für die Subsektoren Eisen und Stahl und nicht-metallische Mineralstoffe der Zusammenhang zwischen steigenden  $\text{CO}_2$ -Preisen (Szenarien EUA=0 und EUA=50€/t $\text{CO}_2$ ) und den errechneten Anteilen der Energieträger im Anlagenbestand für das Jahr 2030 dargestellt. Die Darstellung beschränkt sich auf die Energieträger, die einen nennenswerten Anteil haben (Deckung des Marktes in beiden Fällen etwa 90%). Insgesamt ist der intuitiv zu vermutende Zusammenhang von steigenden Kosten und sinkenden Marktanteilen erkennbar. Darüber hinaus wird aber auch bei einem Aufschlag von knapp 30% – hier im Subsektor der nicht-metallischen Mineralstoffe dargestellt – in Summe kein Erdgas durch Biomasse ersetzt.

Der überwiegende Teil der eingesparten  $\text{CO}_2$ -Emissionen beruht auf der geringeren Nutzung von Kohle, Koks und Öl, insbesondere in der Metallerzeugung und den nicht-metallischen Mineralstoffen. Diese Möglichkeit der  $\text{CO}_2$ -Vermeidung stößt aber bereits im Zeitraum dieser Untersuchung an die derzeit vorstellbaren technischen Grenzen, abhängig von der jeweiligen Prozessführung. So kann sich Kohle in der Metallerzeugung über einen längeren Zeitraum aufgrund ihrer Notwendigkeit im Hochofenprozess auch im Hochpreisszenario halten. Ein hoher Anteil Biomasse würde neue Verfahren und technische Innovationen erfordern.

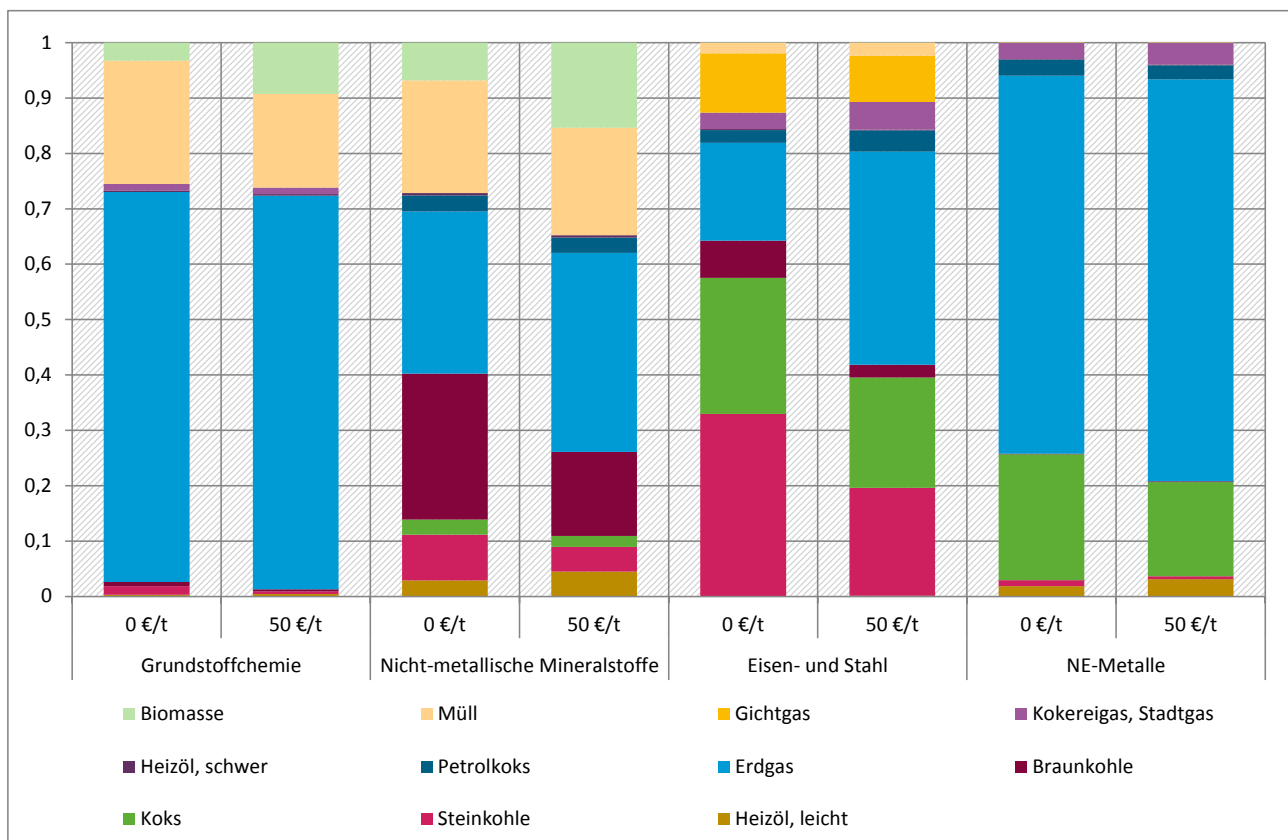
Tabelle 2-12: Vergleich CO<sub>2</sub>-Aufschlag und Änderung der Anteile der Energieträger im Anlagenbestand für das Jahr 2030 für ausgewählte Subsektoren (Szenario EUA=50 im Vergleich zu EU-A=0)

Energieträger	Änderung des Anteils im Bestand des Tätigkeitsfeldes		CO <sub>2</sub> -Aufschlag Brennstoffpreis
	Eisen- und Stahlerzeugung	Nicht-metallische Mineralstoffe	
Heizöl, leicht	-	2%	19%
Steinkohle	-13%	-4%	100%
Koks	-5%	-1%	60%
Braunkohle	-4%	-11%	238%
Erdgas	21%	7%	29%
Petrolkoks	2%	0%	56%
Müll	-	-1%	98%
Biomasse	-	9%	0%
Andere Gase	2%	-	24%
Gichtgas	-2%	-	78%
<b>Mittelwert</b>			<b>34%</b>

Wie im Technologiefeld „Dampferzeugung“ zeigt sich auch hier, dass Erdgas aufgrund des langfristig stagnierenden Brennstoffpreispfades nicht oder nur in geringem Umfang von Biomasse verdrängt wird. Mehrere Sektoren sind bereits 2015 von Erdgas dominiert (beispielsweise Grundstoffchemie und Glas und Keramik). Im Gegensatz zu den Dampferzeugern existieren jedoch Sektoren, die höhere Anteile an Kohle und Öl nutzen, woraus eine insgesamt deutlich höhere Empfindlichkeit gegenüber CO<sub>2</sub>-Preisen entsteht, da diese durch Erdgas oder Biomasse substituiert werden können.

Abbildung 2-5 zeigt die Anteile der Energieträger im Jahr 2030 des Technologiefeldes „Industrieöfen“ im Vergleich der beiden Extremszenarien. Es zeigt sich, dass Biomasse zwar an Marktanteil gewinnt (Grundstoffchemie und nicht-metallische Mineralstoffe), jedoch nur einen vergleichsweise kleinen Teil der fossilen Wärmeerzeugung verdrängen kann. Gleichzeitig gehen Braunkohle, Steinkohle und Koks deutlich zurück und werden größtenteils von Erdgas ersetzt (vorwiegend in den Subsektoren Nicht-metallische Mineralstoffe sowie Eisen und Stahl). Im Subsektor Eisen und Stahl ist der Kohlerückgang nah an der Grenze des technisch Möglichen. Subsektoren, die entsprechend schon im Szenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis einen hohen Erdgasanteil hatten, weisen nur leichte Verschiebungen auf.

Abbildung 2-5: Marktanteile Energieträger in „Industrieöfen“ 2030



Quelle: Modellergebnisse Forecast, Fraunhofer ISI

#### 2.5.4 Exkurs: Strukturelle Unterschiede der CO<sub>2</sub>-Vermeidung in Industrie- und Stromsektor

Interessant ist ein Vergleich mit der Wirkung des EU ETS auf den Stromsektor. Hier wird in Modellen häufig schon bei niedrigeren CO<sub>2</sub>-Preisen eine relativ hohe Wirkung beobachtet. Dies ist auf strukturelle Unterschiede zwischen den beiden Sektoren zurückzuführen. Dazu gehören insbesondere:

- ▶ **Die dezentrale Erzeugungsstruktur der Wärme:** Im Gegensatz zum Strommarkt gibt es – mit Ausnahme der Fernwärme – keinen Wärmemarkt, sondern eine dezentrale Erzeugung des lokalen Bedarfs. Wärme ist nur lokal begrenzt handelbar. Wärmetransport über weite Strecken ist mit (prohibitiv) hohen Transportkosten verbunden. Während der CO<sub>2</sub>-Preis im Stromsektor die Merit-Order-Kurve verschieben kann und so durch den Kraftwerkseinsatz kurzfristige Auswirkungen auf den Erzeugungsmix hat, ist dies bei der Wärmeerzeugung nicht möglich. Ein Unternehmen hat z.B. einen Erdgaskessel zur Verfügung und muss diesen einsetzen, unabhängig davon, ob in einem anderen Unternehmen nun günstiger ein Biomassekessel eingesetzt werden könnte. Für die Wärmeerzeugung gilt also, dass sich der CO<sub>2</sub>-Preis auf die Investitionsentscheidung, nicht jedoch auf den Einsatz („Dispatch“) der vorhandenen Wärmeerzeuger.
- ▶ **Die Investitionsentscheidung:** Diese unterscheidet sich bei Betreibern von Kraftwerken und Industrieunternehmen, die Kessel zur Wärmeerzeugung betreiben, deutlich. Während die Investition in neue Kraftwerke für die Unternehmen eine zentrale strategische Entscheidung ist, ist die Investition in neue Wärmeerzeugung für Unternehmen meistens nur eine Ersatzinvestition, die kaum Bezug zum eigentlichen Kerngeschäft des Unternehmens hat (z.B. dem Herstellen von Papier). Je nach Art der Investition wird entsprechend bei (Ersatz-) Investitionen eine weniger umfassende Wirtschaftlichkeitsbewertung durchgeführt. Im Fall von Nebenanlagen und Investitionen in Energieeffizienz wird von den meisten Unternehmen lediglich die Amortisationszeit als Kriterium für die Investition genutzt (Siehe z.B. IREES und Fraunhofer ISI 2014).

Speziell für die Dampferzeugung gibt es jedoch bisher kaum empirisch fundierte Literatur. Bei Industrieöfen hingegen ist die Investition wieder eng am Kerngeschäft.

- ▶ **Die Modellphilosophie:** Entsprechend der Investitionsentscheidung unterscheidet sich häufig auch die grundlegende Philosophie der eingesetzten Modelle. Für Kraftwerkseinsatz und -Neubau werden häufig Optimierungsmodelle eingesetzt, die z.B. die zukünftige Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Preise berücksichtigen. Für die Modellierung der Energienachfrage werden häufig auch Simulationsmodelle eingesetzt, welche ein weniger rationales Verhalten der Akteure voraussetzen und häufig myopisch (kurzsichtig) sind. So sehen die simulierten Akteure bei der Investition nicht den gesamten Energie- oder CO<sub>2</sub>-Preisfad, sondern gehen etwa davon aus, dass der Preis konstant bleibt, oder sich entsprechend der Entwicklung der letzten Jahre entwickelt (Fleiter et al. 2011). Im Modell FORECAST gehen Industrieunternehmen davon aus, dass Energie- und CO<sub>2</sub>-Preise über den Zeitraum der Investition konstant bleiben. Diese Annahme wird in Kapitel 2.5.5 noch einmal aufgegriffen.

### 2.5.5 Exkurs: Vergleich der Ergebnisse mit Klimaschutzszenario 2050

In diesem Abschnitt wird die erstellte Vermeidungskostenkurve mit der Minderungswirkung aus dem Projekt "Klimaschutzszenarien 2050 2. Endbericht" (Öko-Institut, Fraunhofer ISI 2015) verglichen. Dabei wird sowohl auf die absolute Minderungswirkung eingegangen, als auch auf Abweichungen bei den Annahmen, der Systemgrenze und der Emissionsbilanzierung.

#### Definition der Szenarien

In den hier erstellten Vermeidungskostenkurven unterscheiden sich Zielszenario und Referenzszenario nur hinsichtlich des CO<sub>2</sub>-Preises, welcher im Referenzszenario auf 0 gesetzt wurde. In den Zielszenarien wurde von einem linear ansteigenden CO<sub>2</sub>-Preis ausgegangen, bei unterschiedlichen Zielwerten für 2030. Dabei entspricht der Preisfad mit dem Zielwert 50 Euro/t CO<sub>2</sub> in 2030 ziemlich genau der hinterlegten Preisannahme im Szenario KS80 der Studie KS2050 (siehe unten).

In Klimaschutzszenario 2050 Runde 2 wurden drei Szenarien gerechnet:

- ▶ Aktuelle Maßnahmen Szenario (AMS)
- ▶ 80% Minderungsszenario gegenüber 1990 (KS80)
- ▶ 95% Minderungsszenario gegenüber 1990 (KS95)

Die Szenarien unterscheiden sich hauptsächlich bezüglich der angenommenen Politikinstrumente und der technologischen Entwicklung. Die Entwicklung der Rahmendaten (Energiepreise und wirtschaftliche Entwicklung) unterscheidet sich nicht zwischen den Szenarien um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit zu ermöglichen. Das Szenario KS80 ähnelt dem im Projekt ETS6 gewählten CO<sub>2</sub>-Preisfad.

#### Vergleich der Minderungswirkung

Die folgende Tabelle zeigt einen Vergleich der absoluten THG-Emissionen in KS2050 Runde 2 sowie den erstellten Vermeidungskostenkurven.

Es zeigt sich Folgendes:

- ▶ Im AMS wird im Vergleich zu 2010 bis 2030 eine Minderung von etwa 29 Mt bzw. 16% erreicht (energiebedingte und prozessbedingte Emissionen)
- ▶ Im KS80 wird mit 63 Mt bzw. 40% eine deutlich ambitioniertere Minderung erreicht, die langfristig eine 80%-Minderung der gesamten THG-Emissionen Deutschlands bis 2050 ggü. 1990 erlauben soll.
- ▶ Entsprechend erreichen die ETS6 Szenarien eine Minderung von 17 (EUA\_0) bzw. 24 Mt (EUA\_50) bis 2030 im Vergleich zu 2010. Dies entspricht einer Reduktion von 15% (EUA\_0) bzw. 21% (EUA\_50).

Prinzipiell scheinen die Ergebnisse sowohl des EUA\_0 und des EUA\_50 Szenarios im Vergleich mit den Ergebnissen aus KS2050 als konsistent. Die ETS-6 Szenarien nutzen ähnliche Rahmenbedingungen wie das AMS der Runde 2 in KS2050. Der CO<sub>2</sub>-Preis im AMS liegt zwischen den Pfaden EUA\_0 und EUA\_50. Auch die prozentuale Emissionsminderung des AMS liegt zwischen den beiden ETS6 Szenarien. Beim Vergleich der Szenarien sind eine Reihe an Einschränkungen zu beachten, wie im folgenden Abschnitt diskutiert.

Tabelle 2-13: Vergleich der CO<sub>2</sub>-Minderung mit dem Projekt Klimaschutzszenarien 2050 2. Endbericht

KS2050 - Runde 2								
THG-Emissionen [Mt CO <sub>2</sub> -equ]								
	2010	2030			Diff (2010-2030)		Veränderung ggü. 2010 [%]	
		AMS	KS80	Diff	AMS	KS80	AMS	KS80
Industrie	115	95,6	72,8	22,8	19	42	-17%	-44%
Industrieprozesse	68,6	59,3	48,1	11,2	9	21	-14%	-35%
Summe	184	155	121	34	29	63	-16%	-40%
ETS 6								
THG-Emissionen [Mt CO <sub>2</sub> -equ]								
	2010	2030			Diff (2010-2030)		Veränderung ggü. 2010 [%]	
		EUA_0	EUA_50	Diff	EUA_0	EUA_50	EUA_0	EUA_50
Industrie ETS	110,4	93,6	86,5	7,1	17	24	-15%	-22%

### Vergleich der Annahmen und Einflussfaktoren

Eine Reihe an Einflussfaktoren bestimmen die THG-Emissionen im jeweiligen Szenario. Die wichtigsten davon sind für den gewählten Vergleich:

- ▶ Gewählte Systemgrenze
- ▶ Annahmen zu Politikinstrumenten / technischen Wandel

#### Systemgrenze

Die Szenarien in der Studie ETS6 beziehen sich auf die Emissionen im Industriesektor des Emissionshandels (exkl. Raffinerien). In Summe sind dies 110 Mt CO<sub>2</sub>-Äqu in 2010. Die Studie KS2050 berücksichtigt sämtliche Emissionen des Industriesektors (ebenfalls außer Raffinerien, jedoch inkl. Tätigkeiten außerhalb des EU ETS). Dies sind etwa 184 Mt in 2010.

Folglich ist die absolute Minderung (42 Mt CO<sub>2</sub>-Äqu für Industrie energiebedingt sowie 21 Mt CO<sub>2</sub>-Äqu für Industrieprozesse) nicht direkt mit den Ergebnissen aus ETS-6 vergleichbar. Auch die relative Minderung ist nur bedingt vergleichbar, da die Vermeidungskosten und -Potenziale außerhalb des ETS durchaus anders sein können.

#### Annahmen im Referenzszenario

Entsprechende Annahmen betreffen weitere Politikinstrumente neben dem ETS, wie z.B. Mindeststandards, verpflichtende Energieaudits oder Energiemanagementsysteme aber auch ein CO<sub>2</sub>-Preis für den nicht-ETS Sektor. Ein entsprechend ambitionierter technischer Wandel wie zum Erreichen des 80% Ziels erforderlich ist, kann im Industriesektor nicht alleine über Politikinstrumente modelliert werden. Entsprechend sind auch direkte Annahmen zum Verhalten der Unternehmen und zur Technologieentwicklung und -Verfügbarkeit nötig.

Während die entsprechenden Annahmen im AMS in etwa denen in den ETS-6-Szenarien entsprechen, geht das KS80 weit darüber hinaus. Hier werden deutlich ambitioniertere Instrumente und ein deutlich ambitionierterer technischer Wandel unterstellt.

Im Einzelnen sind das:

- ▶ Ambitioniertere Mindeststandards für energieverbrauchende Geräte und Anlagen wie auch Ausdehnung der Standards auf zusätzliche Produktgruppen (Lüftungsanlagen, Kompressoren, Klimaanlage und Fertigungstechnik).
- ▶ Überwindung von Hemmnissen durch umfangreiches Energiemanagement und Energieberatung um Einsparpotenziale durch Systemoptimierung in den Bereichen elektrische Motorsysteme, Dampferzeugung und -nutzung sowie Abwärme zu erschließen;  
In der Modellumsetzung werden von Unternehmen deutlich längere Amortisationszeiten akzeptiert. Präziser heißt dies, dass im KS80 auch Maßnahmen mit Amortisationszeiten von 3 Jahren noch von 60% der Unternehmen umgesetzt, während es im AMS nur etwa 10% sind;
- ▶ Überwinden von Hemmnissen zur betriebsübergreifenden Nutzung von Abwärme: Während im AMS nur 5% des technisch verfügbaren Potenzials ausgeschöpft werden, sind es im KS80 15%. Auch wird davon ausgegangen, dass sich die Leistung von Wärmepumpen im KS80 schneller verbessert als im AMS, wodurch z.B. höhere Temperaturniveaus erschlossen werden können.
- ▶ Preissignal um den Brennstoffwechsel im Nicht-EHS-Sektor zu beschleunigen, z.B. durch eine CO<sub>2</sub>-Steuer in der gleichen Größenordnung wie der EUA-Preis.

Durch diese und weitere Maßnahmen ergibt sich im KS80 bis 2030 ein um etwa 10% niedrigerer Energieverbrauch verglichen mit dem AMS im gleichen Jahr.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das KS80 neben dem CO<sub>2</sub> Preis ein Bündel an weiteren Politikinstrumenten und Annahmen zum technischen Wandel enthält, welche in Summe einen deutlich ambitionierteren Minderungspfad erreichen. Von der 40%-Minderung bis 2030 im Vergleich zu 2010 macht der ETS nur einen Teil aus – wie auch die Analysen im ETS-6 Projekt gezeigt haben.

## 2.6 Schlussfolgerungen

Ziel der vorliegenden Untersuchung war eine bottom-up modell-basierte Methodik für Wirkungsanalysen des EU ETS zu entwickeln und die abgeleitete Vermeidungswirkung in Form von Vermeidungskostenkurven der Industrie abzubilden. Die Methodik wurde in einer ersten Fallstudie auf die Industrie in Deutschland angewendet.

Methodisch hat sich gezeigt, dass eine modellbasierte bottom-up Analyse zur Wirkung des EU ETS auf die Industrie möglich ist.

Bezüglich der Realitätsnähe des genutzten bottom-up Mengengerüsts lässt sich folgende Schlussfolgerung ziehen. Die Hochrechnung der Emissionsmengen des Industriesektors in Deutschland mit dem Modell FORECAST-Industry stimmt in den meisten Sektoren und Tätigkeitsbereichen relativ gut mit den vorhandenen Daten überein (DEHSt 2014). Lediglich im Sektor Eisen und Stahl sind relativ große Unterschiede zu verzeichnen, die allerdings in weiten Teilen auf die Nutzung von Kuppelgasen und die unterschiedliche Zurechnung der Emissionen im EU ETS und im Modell zurückzuführen ist. Eine grundsätzliche Herausforderung ergibt sich bei dem gewählten Vorgehen aus der Genehmigungslage im EU ETS. Diese stützt sich im Emissionshandel weitgehend auf die Genehmigung unter dem Immissionsschutzgesetz. Entsprechend ist nicht immer einheitlich geregelt ob ein Industriekraftwerk als Bestandteil einer Anlage genehmigt ist und seine Emissionen somit im Industriesektor ausgewiesen werden oder ob ein Industriekraftwerk getrennt von der übrigen Industrieanlage genehmigt ist und dementsprechend seine Emissionen bei den Feuerungsanlagen ausgewiesen werden. Dies kann insbe-

sondere in Sektoren mit vielen Industriekraftwerken zu deutlichen Abweichungen in den ausgewiesenen und modellierten Emissionen führen.

Für die Analyse wurden Vermeidungskostenkurven basierend auf CO<sub>2</sub>-Preis-Szenarien erstellt. Sie sind das Ergebnis einer Modellierung, die auch Investitionsentscheidung und Interaktionen zwischen Vermeidungsoptionen berücksichtigt und zeigen die mögliche Wirkung des CO<sub>2</sub>-Preises unter den gegebenen Annahmen auf. Damit gehen sie deutlich über Kosten-Potenzial-Kurven hinaus, die eher statisch sind und lediglich ein (höheres) Potenzial angeben, bei dem die Umsetzung allerdings ungewiss ist.

Die Beispielanwendung für Deutschland weist folgende Einsparungen aus: bei einem Preis bis 50€/t CO<sub>2</sub> ergibt sich eine Vermeidung von bis zu 24 Mt CO<sub>2</sub>e in 2030 gegenüber dem Jahr 2010. Davon werden 17 Mt CO<sub>2</sub>e bereits im 0 €-Szenario realisiert. Diese Minderungen sind also nicht auf die Einführung eines CO<sub>2</sub>-Preissignals zurückzuführen, sondern auf andere Effekte. Dies sind insbesondere Strukturwandel (z.B. von Oxygenstahl zu Elektrostahl; dieser wird als unabhängig vom Emissionshandel angenommen<sup>34</sup>) und die autonome Verbreitung von effizienteren und CO<sub>2</sub>-ärmeren Technologien, die alleine aufgrund der Brennstoffpreise stattfindet.

Die Einführung eines CO<sub>2</sub>-Preissignals von bis zu 50 €/t CO<sub>2</sub> im Jahr 2030 erlaubt eine zusätzliche Vermeidung in Höhe von bis zu 7 Mt CO<sub>2</sub>/a bis zum Jahr 2030 im Vergleich zu einem Szenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis. Diese Wirkung geht vorwiegend auf den Brennstoffwechsel von Kohle oder Öl zu Erdgas (und geringfügig auch zu Biomasse) in Industrieöfen in den Sektoren Eisen und Stahl sowie nicht-metallische Mineralstoffe (Zement) zurück. Energieeffizienzverbesserungen durch die schnellere Diffusion effizienter Techniken belaufen sich auf etwa 1,3 Mt im gleichen Zeitraum und stammen überwiegend aus dem Einsatz CO<sub>2</sub>-armer Verfahren zur Zementherstellung. Im Sektor Papier und Zellstoff (und zu geringeren Anteilen auch in den anderen Sektoren) stammen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Erzeugung von Dampf, vorwiegend durch Dampfkessel oder KWK-Anlagen. Die berechnete Vermeidungsmenge ist hier mit etwa 0,2 Mt relativ gering.

Ein Vergleich der Minderungswirkung mit anderen Studien wie z.B. den Klimaschutzszenarien 2050 (Öko-Institut, Fraunhofer ISI 2015) ist nur eingeschränkt möglich, da Systemgrenzen und Szenariophilosophie unterschiedlich sind. Der Vergleich in Kapitel 4.5 hat dennoch gezeigt, dass in jedem Fall bei Annahme eines Politikmixes, der in der Lage ist bestehende Hemmnisse für Klimaschutzinvestitionen abzubauen und bei gleichzeitig optimistischeren Annahmen zum technischen Wandel, eine deutlich höhere Emissionsminderung (44% bei den energiebedingten Emissionen bzw. 40% insgesamt) als erreichbar eingeschätzt wird, als in Kapitel 4 errechnet. Darüber hinaus zeigt sich, dass die Minderungswirkung im Aktuelle-Maßnahmen-Szenario der Klimaschutzszenarien mit -16% bis 2030 im Vergleich zu 2010 in einer ähnlichen Größenordnung liegt wie die Spannweite der Kostenkurven in diesem Bericht (-15% bei 0 Euro/tCO<sub>2</sub> bis -21% bei 50 Euro/t CO<sub>2</sub> in 2030), wenngleich zu beachten ist, dass im Klimaschutzszenario 2050 nicht nur der ETS-Sektor berücksichtigt wurde, sondern die gesamte Industrie entsprechend der Energiebilanzen.

Die berechnete Vermeidungsmenge ist damit im Vergleich zu Studien, die auf einer reinen Kostenbetrachtung basieren, relativ gering. Im Folgenden werden die einzelnen wichtigsten Stellhebel diskutiert, welche maßgeblich die Vermeidungsmenge beeinflussen. Diese sind eng mit der gewählten Methodik verflochten.

- **Die Modellierung des Investitionskalküls:** Wenngleich mit dem Simulationsmodell FORECAST-Industry versucht wird, die reale Investitionsentscheidung von Unternehmen widerzu-

<sup>34</sup> In der verwendeten Modellversion ist der Strukturwandel zwischen Primär- und Sekundärerzeugung exogen und wurde für die vorliegenden Rechnungen als konstant für alle CO<sub>2</sub>-Preisszenarien angenommen. In der Realität hat der CO<sub>2</sub>-Preis einen Einfluss auf die Verschiebung zwischen Primär- und Sekundärerzeugung.

spiegeln, unterliegen die Ergebnisse naturgemäß hohen Unsicherheiten. Das im Modell unterstellte Investitionskalkül geht von prinzipiell eingeschränkt rationalem Verhalten aus, das zum Teil mit Informationskosten für die Optimierung von Entscheidungen (insbesondere außerhalb des „Kerngeschäfts“) erklärt werden kann. So werden Investitionen (1.) nur dann als wirtschaftlich bewertet, wenn Amortisationszeiten von unter 3 bis 4 Jahren realisiert werden. Diese Annahme ist durch empirische Untersuchungen motiviert. Dennoch ist nur schwer abschätzbar, für welche Unternehmen und Investitionsentscheidungen dieses Investitionskalkül repräsentativ ist. Fraglich ist dies zum Beispiel bei Entscheidungen, in denen die Technologiewahl für Produktionsprozesse des Kerngeschäfts (z.B. Zementöfen oder Papiermaschinen) betroffen ist. Ein entsprechend anderes Investitionskalkül, z.B. eine Diskontierung über einen längeren Zeitraum, würde in der Regel zu niedrigeren Vermeidungskosten und weiteren Vermeidungspotenzialen führen. (2.) Eine frühzeitige Stilllegung von Anlagen ist im Modell nicht möglich, auch wenn sie (z.B. aufgrund veränderter CO<sub>2</sub>-Preise) wirtschaftlich wäre. So wird im Modell beispielsweise angenommen, dass der Austausch alter Anlagen zur Dampferzeugung unabhängig von den Energieträger- und CO<sub>2</sub>-Preisen stattfindet. In der Realität ist durchaus vorstellbar, dass bei extremen Preisentwicklungen auch ein vorgezogener Austausch stattfindet. Entsprechend würde die Preissensitivität dynamischer. Weiterhin beruht die Investitionsentscheidung (3.) auf dem jeweils herrschenden CO<sub>2</sub>-Preis und sieht keinen Preisanstieg in der Zukunft vorher (myopisches Modell). In einem CO<sub>2</sub>-Preisfad, welchem kontinuierlich steigende Preise hinterlegt sind, scheint es durchaus denkbar, dass Akteure bei der Investitionsentscheidung auch von zukünftig steigenden Preisen ausgehen. Entsprechend schneiden Niedrigemissionstechnologien schlechter ab, wenn heutige und nicht zukünftige (höhere) Preise angesetzt werden.

- ▶ **Die Entwicklung der Energieträgerpreise:** Die Energieträgerpreise wurden entsprechend des Projektionsberichts (BMUB 2015) gewählt. Während die angenommenen Preise der meisten Energieträger (Kohle, Öl, Biomasse) deutlich steigen, bleibt der Erdgaspreis bis 2030 relativ konstant. Folglich hat Erdgas bereits im Basisszenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis einen großen Vorteil und gewinnt Marktanteile. Der Wechsel von Kohle und Öl zu Erdgas findet somit schon zum Großteil im Basisszenario statt und der CO<sub>2</sub>-Preis hat eine überschaubare zusätzliche Wirkung. Gleichzeitig wird die Wettbewerbsfähigkeit der Biomassefeuerung gegenüber Erdgas im Basisszenario deutlich schlechter, sodass der angenommene CO<sub>2</sub>-Preis nicht ausreicht um einen grundlegenden Wechsel von Erdgas zu Biomasse anzustoßen, der nur in kleinem Umfang stattfindet.
- ▶ **Historische Marktanteile:** Die Modellierung setzt beim Brennstoffmix in den einzelnen Sektoren auf den historischen Strukturen auf und erlaubt hier nicht die Modellierung von grundsätzlichen Umbrüchen bezüglich der Brennstoffwahl ("Modellträchtigkeit"). In vielen Bereichen (z.B. Dampf in der Papierindustrie) decken Gas-/Biomasse- und Fernwärmeanwendungen bereits 2015 etwa 80% des Marktes, was im Basisszenario bis 2030 auf 90%, davon 60% Erdgas, anwächst. Da grundlegende Änderungen in der Zusammensetzung der Brennstoffträger - z.B. durch bedeutende technische Entwicklungen - nicht abgebildet sind, sind die Veränderungen durch Brennstoffwechsel hier begrenzt. Genauso verhindert dieses Aufsetzen auf historischen Marktanteilen, dass in Sektoren, in denen bisher keine Biomasse zum Einsatz kam - z.B. der Eisen- und Stahlsektor - größere Mengen an Biomasse bis 2030 zum Einsatz kommen können.
- ▶ **Technische Restriktionen der Erzeugungstechnologien:** Technologien mit der Fähigkeit zur (wirtschaftlichen) Spitzenlastdeckung besetzen in der Regel insgesamt höhere Marktanteile. Somit ist der Erdgas-Dampfkessel Technologien wie Wärmepumpen oder BHKW deutlich überlegen. Gleiches gilt auch für das erreichbare Temperaturniveau, welches der Solarthermie, den Wärmepumpen und der Fernwärme weitere Marktanteile verwehrt, obwohl sie wirtschaftlich durchaus konkurrenzfähig wären. Hinzu kommt, dass in den ETS-Sektoren (insbesondere Papier und Chemie) vorwiegend Dampf (>100°C) benötigt wird, welcher mit den genannten Technologien nicht (wirtschaftlich) erzeugt werden kann.

- ▶ **Technische Restriktionen der Prozessführung:** Bei vielen energieintensiven Prozessen verhindern technische Restriktionen der Prozessführung (neben wirtschaftlichen Gründen) den vermehrten Einsatz von CO<sub>2</sub>-armen Energieträgern. Das betrifft beispielsweise die Verwendung von Kohle und Koks in der Metallerzeugung (Reduktionsmittel), in der ein technisch und wirtschaftlicher Ersatz in großem Umfang im betrachteten Zeitraum nicht abzusehen ist.
- ▶ **Die Lebensdauer des Kapitalbestandes:** die betroffenen Anlagen weisen häufig eine sehr lange Lebensdauer auf (~20-40 Jahre). Da in den betroffenen Sektoren keine Ausweitung der Produktionskapazität zu erwarten ist, finden Neuinvestitionen nur dort statt, wo alte Anlagen ersetzt werden. Entsprechend ist die Diffusion neuer Techniken an eine sehr langsame Umwälzung des bestehenden Anlagenparks gebunden (wenn keine vorgezogenen Stilllegungen stattfinden). Bei einem Zeitraum von 15 Jahren wird also etwa die Hälfte des Anlagenbestandes ausgetauscht. Insbesondere bei Industrieöfen findet darüber hinaus ein Austausch nur dann statt, wenn ein preislicher Anreiz dazu besteht. Da der CO<sub>2</sub>-Preis im betrachteten Zeitraum jedoch erst langsam steigt, wird nur ein kleiner Teil des Potenzials bei Industrieöfen ausgetauscht (20% von 80% möglichen). Die Annahme „myopischen“ Verhaltens in Bezug auf die Zertifikatspreise verstärkt diesen Effekt.
- ▶ **Begrenzte Energieeffizienzpotenziale:** Im Vergleich zu anderen Sektoren (z.B. Gebäude) wird die Industrie auch in Zukunft noch erhebliche Mengen Energie benötigen. Alleine beim Einsatz von bester verfügbarer Technik sind die verbleibenden Effizienzpotenziale niedriger als z.B. im Gebäudebestand (Fleiter et al. 2012) berechnen ein technisches Effizienzpotenzial von etwa 14 % bis zum Jahr 2035 für die energieintensive Industrie).
- ▶ **Die Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Preise:** In allen Szenarien wurde ein linearer Anstieg der Preise von 2015 bis zum Jahr 2030 angenommen. Selbst im Szenario mit 50 Euro/t CO<sub>2</sub> im Jahr 2030 liegt der Preis im Jahr 2020 also erst bei 23 Euro. Im Zusammenhang mit einem langlebigen Kapitalbestand vermindert der lineare Anstieg des Preises die Wirkung des ETS, da ein großer Anteil der Investitionen noch bei relativ niedrigen CO<sub>2</sub>-Preisen getätigt wird.

Höhere Beiträge des Industriesektors zur Minderung von Treibhausgasemissionen sind dennoch vorstellbar. Höhere CO<sub>2</sub>-Preise tragen auch hier grundsätzlich dazu bei, dass der Einsatz neuer Technologien wirtschaftlich wird. Allerdings ist auch die Gefahr der Produktionsverlagerung und Carbon Leakage nicht von der Hand zu weisen. Die Förderung flexiblerer Technologien (z.B. Mehrstoffbrenner, die erlauben eine Anlage auch mit Biomasse zu beheizen) und besonders innovativer Technologien (wie z.B. CO<sub>2</sub>-arme Zementherstellung oder neue Verfahren zur Stahlherstellung) könnten dazu führen, dass Unternehmen stärker auf CO<sub>2</sub>-Preisreize zur THG-Vermeidung reagieren. Ob höhere CO<sub>2</sub>-Preise allein ausreichen, um die nötigen Entwicklungen anzustoßen, oder ob technologie-spezifische Förderung angezeigt ist, kann im Rahmen dieses Papiers nicht beantwortet werden.

Hinsichtlich der gewählten Methodik eines bottom-up Modells mit dem eine möglichst realitätsnahe Investitionsentscheidung simuliert wird lassen sich folgende Empfehlungen für zukünftige Studien ableiten.

- ▶ Die Einbeziehung einer realitätsnahen Investitionsentscheidung in die Kostenkurven stellt besonders hohe Herausforderungen an die Darstellung und Interpretation der Ergebnisse. Weiterhin ist die empirische Basis zum Investitionsverhalten der Unternehmen sehr niedrig. Weitere empirische Arbeiten sind unbedingt notwendig. Diese könnten folgende Fragestellungen beinhalten.
  - Rolle von unterschiedlichen Investitionskategorien (z.B. Querschnittstechniken gegenüber Prozesstechniken, niedrige Investitionen gegenüber hohen Investitionen)
  - Erwartungen zukünftiger CO<sub>2</sub>-Preise bei Investitionen
  - Genutzte Methode für die Wirtschaftlichkeitsbewertung

- Erwartungen an die Wirtschaftlichkeit
  - ▶ Simulationsmodelle weisen derzeit noch eine sehr große Methodenvielfalt auf. Entsprechend sind Ergebnisse häufig nicht gut vergleichbar. Über einen stärkeren Abgleich mit empirischen Studien und gezielte Modellexperimente sollte weiter darauf hingearbeitet werden, Methoden zu standardisieren.
  - ▶ Energiepreissensitivitäten sollten unbedingt gerechnet werden, da die (relativen) Energiepreise großen Einfluss haben und ein Großteil der Wirkung über Brennstoffwechsel realisiert wurde.

Die Untersuchung in diesem Papier beschränkt sich auf den Industriesektor in Deutschland. Der Emissionshandel zielt darauf ab europaweit die kostengünstigsten Einsparpotenziale zu heben. Es ist also davon auszugehen, dass es in den Industriesektoren der übrigen Länder sowie im gesamten Stromsektor zu weiteren Einsparungen kommt, die in diesen Rechnungen keine Berücksichtigung finden.

## 2.7 Anhang I: Ex-ante Schätzung der Kosteneffizienz des Emissionshandels unter Anwendung der entwickelten Vermeidungskostenkurven

**Autorin: Katja Schumacher, Öko-Institut**

Im Folgenden wird exemplarisch dargestellt, wie sich auf Basis der oben dargestellten Vermeidungskostenkurven einfache Schätzungen für Kostenersparnisse durch die Möglichkeit des Handels mit Emissionsberechtigungen durchführen lassen. Dabei werden verschiedene Perspektiven behandelt: Zunächst wird die Ersparnis für die deutsche Industrie durch die Möglichkeit des Handels (hier: Zukaufs) von Emissionsberechtigungen mit anderen Teilnehmern in der EU (Energie- oder Industriesektor) betrachtet. Anschließend werden zwei verschiedene Perspektiven des Handels zwischen den deutschen ETS-Industriesektoren analysiert.

### 2.7.1 Vorüberlegungen

Für den Vergleich der Kosteneffizienz des Emissionshandels gegenüber einem alternativen Ordnungsrecht ohne die Möglichkeit des Handels, muss zunächst ein solches fiktives Ordnungsrecht definiert werden.

Dazu werden mehrere Überlegungen angestellt:

- ▶ **Alternative A:** Die Minderungsvorgabe im fiktiven Ordnungsrecht wird so gewählt, dass sie der maximalen Minderungsmenge entspricht, die in den Modellrechnungen für den (deutschen) Industriesektor erzielt werden. Diese entsprechen dem EUA\_50-Szenario und belaufen sich auf 7 Mio. t CO<sub>2</sub> im Jahr 2030 gegenüber der Baseline ohne CO<sub>2</sub>-Preis bzw. 24 Mio. t CO<sub>2</sub> (22%) gegenüber den Emissionen im Jahre 2010 (vgl. Tabelle 2-9). Angenommen wird, dass im fiktiven Ordnungsrecht diese komplette Menge von der deutschen Industrie erbracht werden muss<sup>35</sup>; die daraus resultierenden Kosten können daher direkt aus der Fläche unter der Grenzvermeidungskostenkurve (GVK) für 2030 (siehe Abbildung 2-2) vom Kurvenursprung bis zum Vermeidungslevel 7 Mio. t abgeleitet werden. Dieses Szenario wird anschließend mit einem Emissionshandelsszenario verglichen, in dem ein EUA-Preis von weniger als 50 Euro angenommen wird, zu welchem die deutsche Industrie Zertifikate am Markt erwerben kann – und somit nur bis zum Schnittpunkt der GVK mit diesem Marktpreis selbst vermeidet. Die Annahme eines Preises unter 50 Euro ergibt sich aus der Annahme, dass innerhalb der EU und vor allem in anderen Sektoren (v.a. Strom/Fernwärme) günstigere Vermeidungsoptionen vorliegen als in der Industrie in Deutschland (so in der Roadmap 2050 der Europäischen Kommission von 2011). Die Kosten für die deutsche Industrie betragen dann erstens die eigenen Vermeidungskosten – bis zum Schnittpunkt – und zweitens die Zukaufkosten, die sich als Produkt aus Zukaufmenge und EUA-Preis ergeben. In diesem Sinne vergleicht Alternative A ein reines Ordnungsrecht für die Industrie (Minderungsvorgabe von 7 Mt/24 Mt CO<sub>2</sub>) mit einem Szenario des Emissionshandels ergänzt um ein industriespezifisches deutsches (Minimum-)Minderungsziel in der gleichen Höhe - welches z.B. durch eine angenommene entsprechende EUA-Zuteilung für diese Sektoren umgesetzt werden kann.
- ▶ **Alternative B:** Das fiktive Ordnungsrecht kann so gestaltet sein, dass jede ETS-Industriebranche sowie der Stromsektor einzeln exakt die prozentuale Minderung, die durch das ETS-Cap für den ETS-Sektor insgesamt vorgegeben ist, ohne Handel erzielen muss. Entsprechend der Vorschläge aus dem EC-Ratsbeschluss (EC 2030 framework for climate and energy policies vom Oktober 2014), ist dies für das Jahr 2030 eine 43% Minderung gegenüber

<sup>35</sup> Hierbei wird angenommen, dass die deutsche Industrie diese Vorgabe zwischen den Branchen und Unternehmen voll flexibel aufteilen kann (also nicht jeder Industriesektor einzeln die Vorgabe erfüllen muss).

dem Jahr 2005 bzw. 21% im Jahr 2020 (basierend auf dem linearen Reduktionsfaktor von 1.74% 2013-2020 und 2.2% von 2021-2030). Im Vergleich zum Emissionshandel wird in diesem Ordnungsrechtsszenario sowohl der Ausgleich der Grenzkosten zwischen dem Strom- und Industriesektor als auch zwischen den einzelnen Industriebranchen unterbunden. Es kann daher als ein sehr restriktives Ordnungsrechtszenario angesehen werden.

- ▶ Alternative C: Alternativ kann das fiktive Ordnungsrecht so gestaltet sein, dass der Grenzkostenausgleich zwischen dem Stromsektor und dem Gesamtindustriesektor für alle EU ETS-Staaten zugelassen wird, nicht aber zwischen den einzelnen Industriebranchen. Für dieses Szenario werden folgende Schritte durchlaufen: 1. Zunächst wird aus dem EU ETS-weiten Cap der zu erwartende EUA-Preis für das Jahr 2030 ermittelt (Quelle: KOM-Impact Assessment). 2. Die deutsche Industrie sieht sich insgesamt diesem Preissignal gegenüber und wird entsprechend der in Kapitel 4.2 hergeleiteten Vermeidungskostenkurven Emissionsminderungen im Industriebereich in Deutschland durchführen. Dies ist die effiziente Minderung nach Emissionshandel. 3. Diese resultierende Minderungsmenge für den Gesamtindustriesektor in Deutschland wird dann als prozentuale Minderung gegenüber dem Jahr 2010 jeder einzelnen Industriebranche vorgegeben, so dass jede Branche relativ gleich viel beiträgt, es findet also kein weiterer Grenzkostenausgleich zwischen den Industriebranchen statt. Die im Ordnungsrecht für einzelne Industriebranchen zu erbringende Minderungsmenge wird also aus dem EU-weiten Cap über das Preissignal und den Effekt auf die Gesamtindustrie als prozentuale Minderungsmenge für einzelne Branchen abgeleitet.

Für das Emissionshandelsszenario und die Alternative C für das fiktive Ordnungsrecht muss der CO<sub>2</sub>-Preis ermittelt werden, der in 2030 zur Erreichung des EU-Caps resultieren wird. Eine Szenarienrechnung, die genau die Vorschläge aus dem EC-Ratsbeschluss vom Oktober 2014 abbildet, ist nicht bekannt (43% Minderung ETS, 27% EE, 27% RES). Die bestehenden Szenarien im Impact Assessment der EU-Kommission „A policy framework for climate and energy in the period from 2020 up to 2030 vom 22.1.2014“<sup>36</sup>) treffen sehr unterschiedliche Annahmen bezüglich der Entwicklung von erneuerbaren Energien, Energieeffizienz sowie weiteren Politiken und Maßnahmen und weisen daher auch sehr abweichende Folgerungen über den resultierenden CO<sub>2</sub>-Preis auf. Im Szenario GHG 40 beispielsweise (Tabelle 40 des Impact Assessments) wird ein EUA-Preis in 2030 von 40 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> angegeben. Das heißt, mit den getroffenen Annahmen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien, Energieeffizienz und anderen Politiken und Maßnahmen wird das 43% Cap erreicht. Dies kann eher als ein Wert am oberen Rand angesehen werden. Im Szenario GHG40/EE/RES30 dagegen liegt der resultierende CO<sub>2</sub>-Preis nur bei 11 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> und damit am unteren Rand. Dies liegt darin begründet, dass der Anteil an erneuerbaren Energien und an Energieeinsparungen deutlich höher ist als im GHG 40-Szenario<sup>37</sup>.

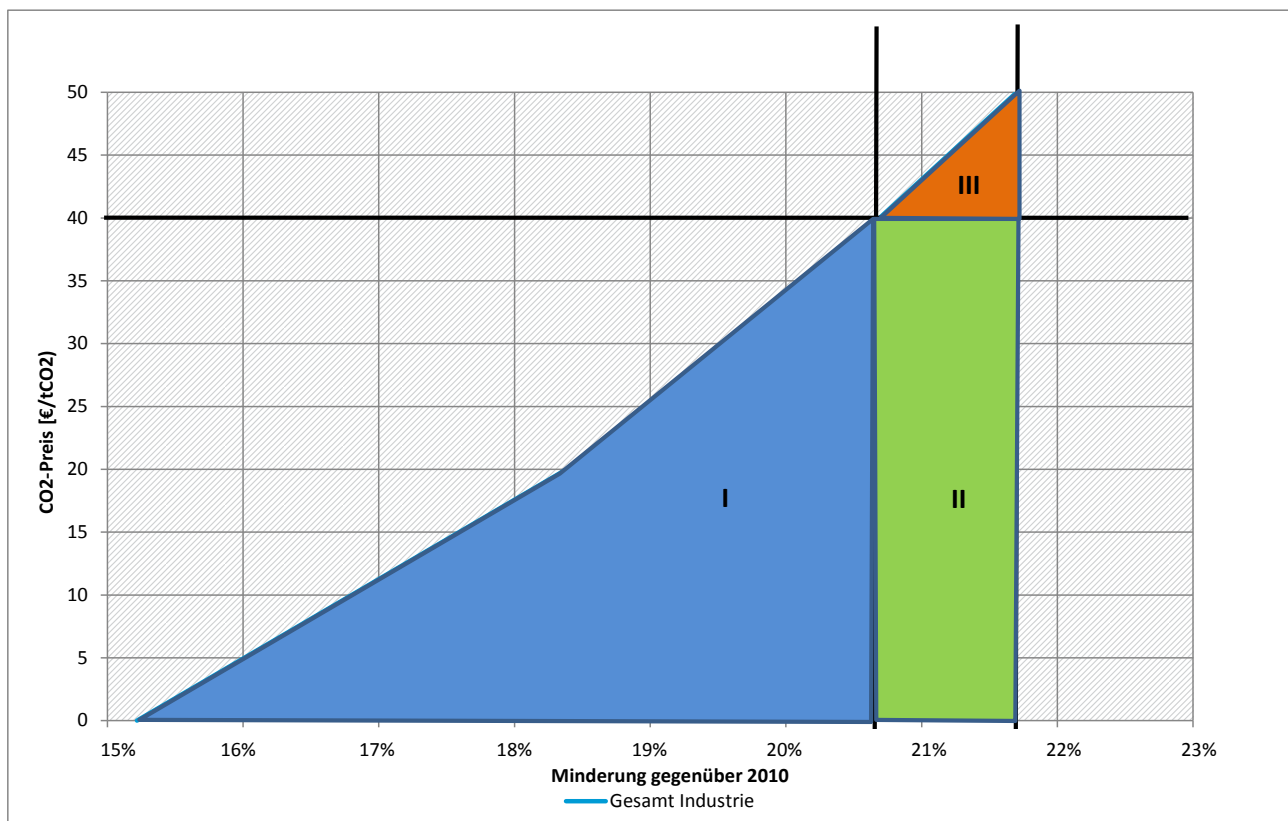
Eine vereinfachte Illustration der Grenzvermeidungskostenkurven und resultierenden Vermeidungskosten ist in Abbildung 2-6 für die deutsche Industrie für das Jahr 2030 zu sehen. Eine horizontale Linie bei 40 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> spiegelt die obere Annahme des EUA-Preises wider. Der Schnittpunkt mit der Grenzvermeidungskostenkurve zeigt, dass die deutschen Industrie-ETS-Sektoren bei einem EUA-Preis von 40 Euro/t CO<sub>2</sub> knapp 21% eigene Minderung gegenüber dem Jahr 2010 betreiben würden. Die Vermeidungskosten dafür belaufen sich auf die blaue Fläche (Fläche I). Im EUA\_50\_Szenario würden knapp 22% Minderung betrieben, zu den Vermeidungskosten würden zusätzlich noch Fläche II und III hinzukommen. Im Gegensatz zu den Abbildungen in Kapitel 2.5 sind die Grenzvermeidungs-

<sup>36</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0015&from=EN>

<sup>37</sup> Im GHG40 Szenario liegt der Anteil der erneuerbaren Energien am Bruttoendenergieverbrauch EU-weit im Jahr 2030 bei 26,5%, im GHG40/EE/RES30 bei 30,3%. Der Energieverbrauch sinkt um 24,4% (im Jahr 2030 gegenüber der 2007 Baseline Projektion) im GHG40 und um 30,1% im GHG40/EE/RES30 Szenario. .

kosten hier in der vertrauten linearen Form aufgeführt. Dahinter verbirgt sich jedoch die Stufenform, die in Kapitel 2.5 erläutert ist. Diese Darstellung ergibt sich ebenfalls aus Tabelle 2-9. Allerdings wurden hier die Punktwerte aus Tabelle 2-9 linear miteinander verbunden. Dahinter steht die Annahme, dass die Grenzvermeidungskosten innerhalb der modellierten Preisspannen (0, 20, 30, 35, 50 EUR/t) über das Minderungspotenzial gleichverteilt sind. Die Darstellung als Stufenfunktion basiert hingegen auf der Annahme, dass bestimmte Minderungspotenziale erst ab einem Mindestpreis kostendeckend realisierbar sind.<sup>38</sup>

Abbildung 2-6: Illustration Vermeidungskosten für die deutsche Industrie – Jahr 2030

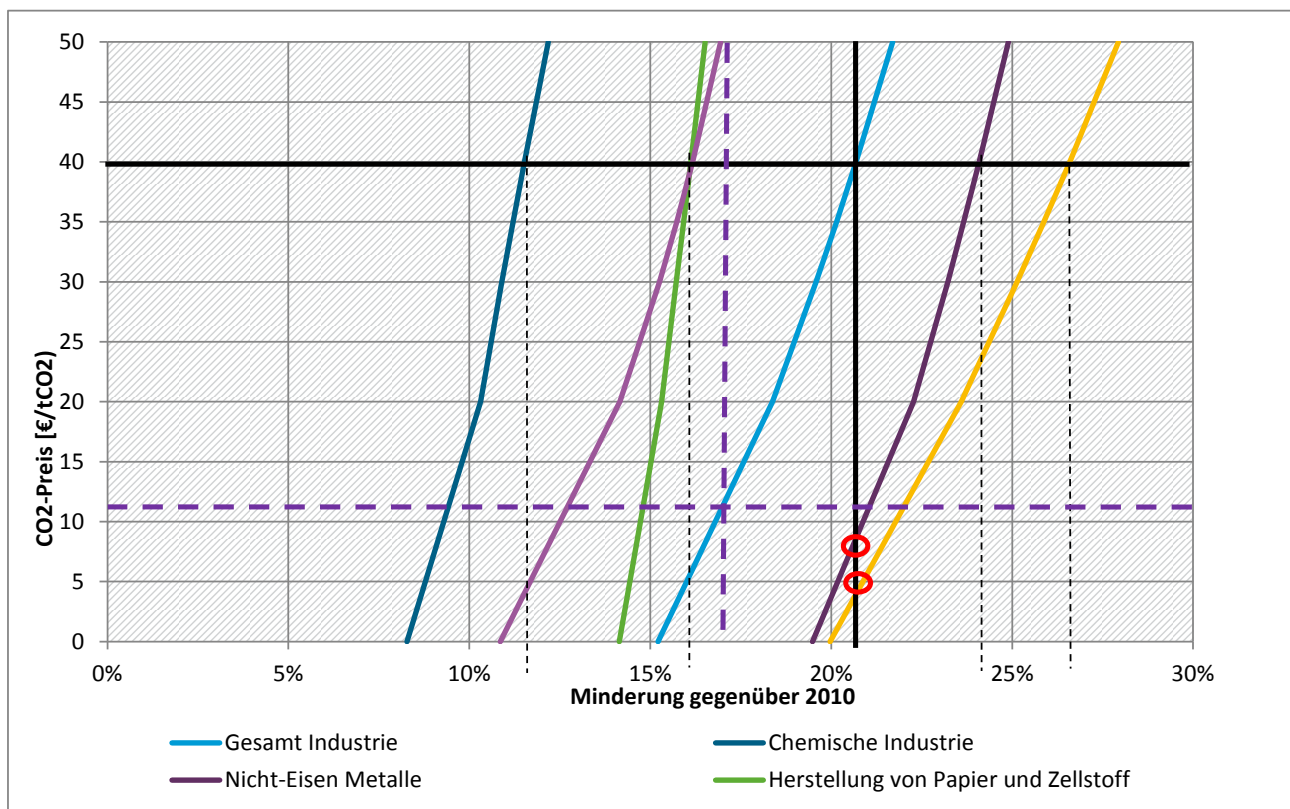


Quelle: Illustration auf Basis der Modellergebnisse mit Forecast, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

Abbildung 2-7 zeigt die Verläufe der Grenzvermeidungskostenkurven für einzelne Industriebranchen und die Gesamtindustrie in Deutschland für Minderungen im Jahr 2030 gegenüber dem Emissionsniveau der einzelnen Branchen im Jahr 2010. Ein EUA-Preis von 40 Euro/t CO<sub>2</sub> im Jahr 2030 würde demnach (wie in Abbildung 2-6) für die Gesamtindustrie in Deutschland eine Minderung von knapp 21% induzieren. Der Schnittpunkt der einzelnen Kurven mit der 40 Euro-Linie spiegelt dabei die kosteneffizienten Beiträge der einzelnen Industriebranchen zu dieser 21%igen Minderung wider. Die Eisen- und Stahlindustrie sowie die Nicht-Eisen Metalle weisen günstigere Vermeidungsmöglichkeiten auf und führen Minderungen von 24% bzw. 27% durch, während die chemische Industrie höhere Grenzvermeidungskosten hat und bei einem Preis von 40 Euro/t CO<sub>2</sub> im Sinne des Grenzkostenausgleichs des EU ETS eine geringere Minderung (ca. 8% in 2030 gegenüber 2010) umsetzt.

<sup>38</sup> Die Tatsache, dass die Kurve die X-Achse (Ordinate) bei etwa 15% schneidet, entspricht dem Ergebnis (siehe Tabelle 2-9), dass etwa 15% Emissionsreduktion gegenüber 2010 bereits im Basisszenario ohne CO<sub>2</sub>-Preis erfolgen.

Abbildung 2-7: Grenzvermeidungskostenkurven für Industriebranchen in 2030; Minderung gegenüber dem Emissionsniveau der einzelnen Branchen in 2010

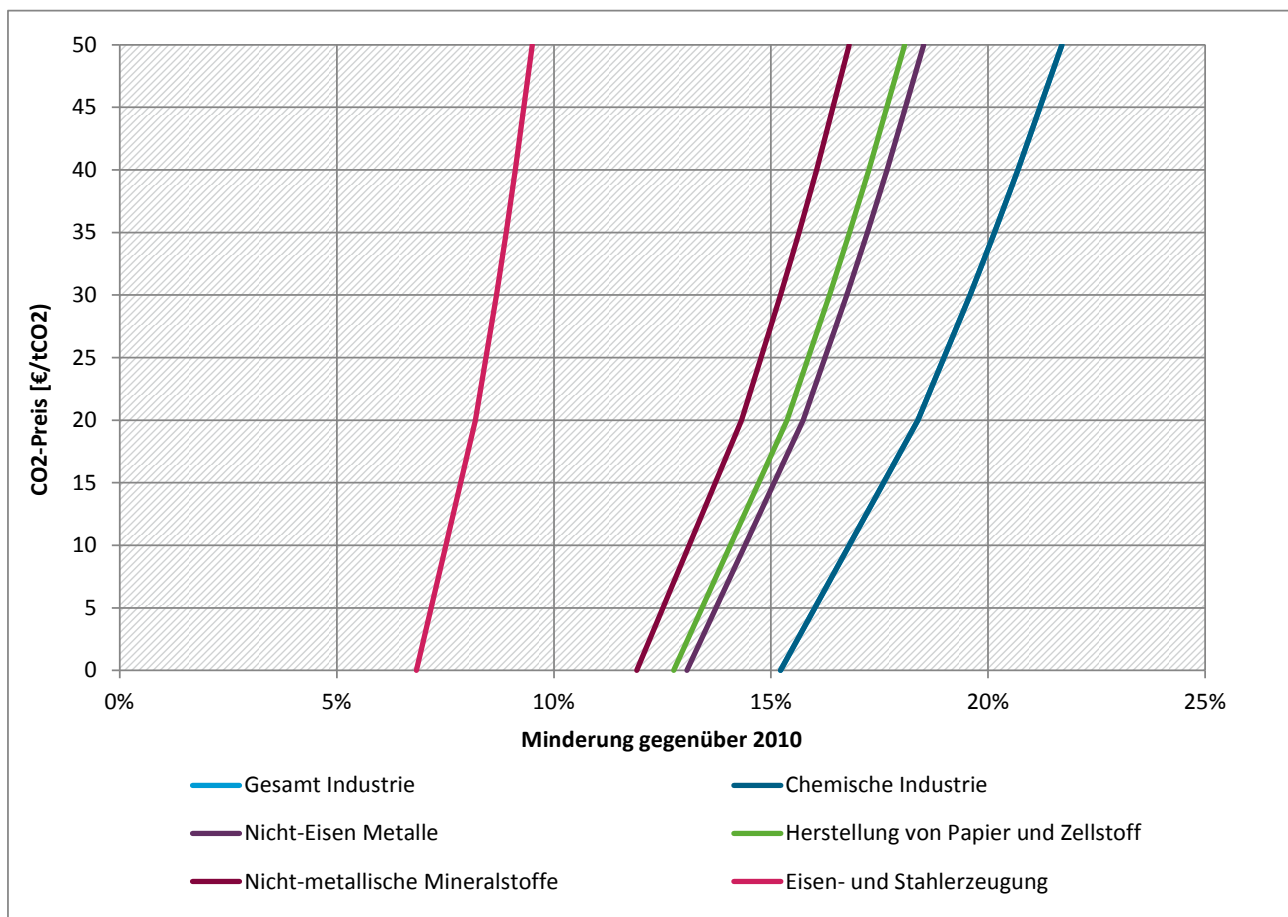


Quelle: Modellergebnisse Forecast, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

In Abbildung 2-7 ist der Sachverhalt alternativ auch noch für einen EUA-Preis von 11 Euro/t CO<sub>2</sub> illustriert (gestrichelte Linien in lila). Die Grenzvermeidungskostenverläufe sind die gleichen wie zuvor, nur die für die deutsche Industrie resultierende Gesamt-minderungsmenge verringert sich auf knapp 17% gegenüber 2010. Damit führen alle Industriebranchen vergleichsweise geringere Minderungen durch als im 40 Euro-Szenario (Schnittpunkt der 11 Euro/t CO<sub>2</sub>-Linie und den individuellen Grenzvermeidungskostenkurven).

In Abbildung 2-8 sind die Minderungen der einzelnen Industriebranchen noch gestapelt bezogen auf die Gesamt-minderungen der Industrie dargestellt. Daran lässt sich der Anteil der Branchen an den Gesamt-minderungen ableiten. Unabhängig vom CO<sub>2</sub>-Preis leistet die Eisen- und Stahlerzeugung den größten Beitrag zu den Gesamt-minderungen, gefolgt von der Branche der nicht-metallischen Mineralstoffe und der chemischen Industrie.

Abbildung 2-8: Grenzvermeidungskostenkurven für Industriebranchen in 2030; Beitrag zu den Gesamtminderungen gegenüber dem Jahr 2010



Quelle: Modellergebnisse Forecast, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

### 2.7.2 Kostenanalyse der Ordnungsrechtsalternativen

Die alternativen Ordnungsrechtsvarianten werden in diesem Abschnitt bezüglich ihrer Kosten analysiert und mit dem Emissionshandelsszenario verglichen. Soweit möglich, erfolgt eine Quantifizierung der Kosten. Unter Kosten werden hier die Vermeidungskosten, also die Flächen unter den Vermeidungskostenkurven verstanden, wie in Abbildung 2-6 illustriert.

Alternative A: In Alternative A wird der Industrie eine Minderungsvorgabe von 7 Mio. t CO<sub>2</sub> gegenüber der Baseline bzw. 24 Mio. t CO<sub>2</sub> (22%) gegenüber dem Jahr 2010 vorgegeben. Im Ordnungsrechtszenario muss die Industrie diese Vorgabe „alleine“ – ohne Zukauf – erfüllen, im Emissionshandelsszenario ist der Zukauf zum EUA-Preis möglich, es muss also nur bis zu diesem Preis selbst vermindert werden. Sollte die (durch den EUA-Preis bestimmte) optimale Eigenvermeidung unterhalb der ordnungsrechtlichen Vorgabe von 7 Mio.t/24 Mio. t liegen, müssen für die verbleibende Menge noch EUA-Zertifikate hinzugekauft werden. Die Kostenbelastung für das Ordnungsrechtszenario entspricht der Fläche I+II+III in Abbildung 2-6, während die Kostenbelastung durch den Emissionshandel (unter der Annahme eines EUA-Preise von 40 Euro/t CO<sub>2</sub>) der Fläche I plus der Kostenbelastung durch Zukäufe von Fläche II entsprechen. Für das Ordnungsrecht ergeben sich Kosten in Höhe von 211 Mio. Euro (Fläche I, II und III), für das Emissionshandelsszenario mit Zukäufen 200 Mio. Euro. Die Kostenersparnis durch den Emissionshandel mit Zukaufobligation (die Fläche III) beträgt damit 11 Mio. Euro bei einer Gesamtminderung von 7 Mio. t CO<sub>2</sub> gegenüber der Baseline bzw. 24 Mio. t CO<sub>2</sub> gegenüber 2010. Sollte der

tatsächlich realisierte EUA-Preis im Jahr 2030 niedriger liegen als 40 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> (wie oben diskutiert, stellen 40 Euro eher die obere Grenze dar), sind die Kosteneinsparungen durch das Emissionshandelsszenario mit Zukaufobligation entsprechend höher.<sup>39</sup>

Alternative B: Das Ordnungsrechtszenario der Alternative B mit der Forderung einer 43% Minderung gegenüber 2005 für alle Industriesektoren übersetzt sich in eine Minderung gegenüber 2010 von ungefähr 35%<sup>40</sup>. Eine Vorgabe dieser 35% als Ordnungsrecht impliziert Grenzvermeidungskosten jenseits von 50 Euro/t CO<sub>2</sub> für alle der hier analysierten deutschen Industriebranchen. Dieser Preis liegt deutlich über der Preisspanne für EUAs von 11-40 Euro/t CO<sub>2</sub> aus dem Impact Assessment der europäischen Kommission. Ein Ordnungsrechtsansatz dieser Art wäre damit ineffizienter als der EU-Emissionshandel.

Alternative C: Im Ordnungsrechtszenario der Alternative C werden anhand der oben dargelegten Vermeidungskostenkurven die Grenzkosten (Euro/t CO<sub>2</sub>) ermittelt, die sich ergeben, wenn die Minderung der Gesamtindustrie (21% bzw. 17% in Abbildung 2-7) jeweils für die einzelnen Branchen vorgegeben würde<sup>41</sup>. In der Summe erreicht das Ordnungsrecht damit die gleiche Minderungs Menge. Es zeigt sich, dass im Fall der 21%-Minderungsvorgabe in der Eisen- und Stahlindustrie sowie der Nicht-Eisen Metalle die Grenzvermeidungskosten auf unter 5 Euro/t CO<sub>2</sub> (Eisen und Stahl) bzw. 7 Euro/t CO<sub>2</sub> (Nicht-Eisen Metalle) sinken. Die verbleibenden Sektoren dagegen hätten Grenzvermeidungskosten von weit über 50 Euro/t CO<sub>2</sub>, um die 21%-ige Minderung zu erzielen (hypothetischer Schnittpunkt der Kurven mit der der nach oben verlängerten vertikalen Linie bei 21% Minderung). Da in diesem Bericht Vermeidungskosten nur bis zu einer Höhe von 50 Euro/t CO<sub>2</sub> modelliert wurden, ist der exakte Wert nicht zu ermitteln.

Im Falle der 17%-Minderungsvorgabe, die aus dem niedrigeren EUA-Preis-Szenario resultiert, ergibt sich ein vergleichbares Bild. Das Ordnungsrecht wäre für die Eisen- und Stahlindustrie sowie die Nicht-Eisen Metalle nicht bindend, da sie gegenüber der Situation ohne Emissionsbegrenzung („CO<sub>2</sub>-Preis“ von 0, führt zu etwa 20% bzw. 19,5% Minderung ggü. 2010) keine Verminderung durchführen würden. Im Emissionshandel könnten sie zusätzlich bis zur 11-Euro-Linie Emissionen senken und die Differenz zu den zuvor genannten 19,5/20% verkaufen. Die weiteren Industriebranchen wären allerdings weiterhin mit Grenzvermeidungskosten belastet, die über 50 Euro/t CO<sub>2</sub> lägen (hypothetischer Schnittpunkt der Kurven mit der der nach oben verlängerten vertikalen Linie bei 17% Minderung) und weit über dem EUA-Preis. Für beide Gruppen von Sektoren ist der Emissionshandel damit deutlich kosteneffizienter.

Zusammengefasst zeigt sich, dass es in einem alternativen Ordnungsrecht je nach Ausgestaltung des Emissionshandels zu einer deutlich stärkeren Belastung für die Industrie insgesamt (Alternative A und B) kommen würde bzw. in Alternative C zu deutlichen Unterschieden in den Belastungen der einzelnen Industriebranchen. In Alternative C sinken die Vermeidungskosten bei zwei Industriebranchen, alle anderen sehen eine deutlich stärkere Kostenbelastung. Es lässt sich festhalten, dass alle drei Alternativen eindeutig hinter der Effizienz des EU- und sektorweiten Emissionshandels zurückbleiben.

<sup>39</sup> Bei einem EUA-Preis von 30 Euro/t CO<sub>2</sub> beispielsweise liegen die Kosten des Emissionshandelsszenarios mit Zukaufobligation bei 180 Millionen Euro, gegenüber den Vermeidungskosten des Ordnungsrechts von 211 Millionen Euro.

<sup>40</sup> Abweichungen können ggf. durch die Scope-Korrektur des ETS in 2013 entstehen, sind aber für die wesentlichen Aussagen dieses Abschnitts nicht ausschlaggebend.

<sup>41</sup> Die Minderungen in Höhe von 21% bzw. 17% für die Gesamtindustrie leiten sich – wie oben beschrieben – aus dem EU-weiten Cap (43% Minderung ETS) und dem resultierenden EUA-Preis von 40 bzw. 11 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> ab.

## 2.8 Anhang II – Details FORECAST und EUTL

Tabelle 2-14: Zuordnung der FORECAST Prozesse zu den EUTL Tätigkeiten – Teil 1

ID	Prozess (FORECAST)	Sektor (EUTL)
1	Sintern	Röst- und Sinteranlagen für Metallerz
2	Oxygenstahl - Hochofen	Roheisen und Stahl
3	Elektrostahl - EAF	Roheisen und Stahl
4	Walzstahl	Roheisen und Stahl
5	Koksofen	Kokereien
6	Schmelzreduktion	Roheisen und Stahl
7	Direkte Reduktion	Roheisen und Stahl
8	Aluminium primär	Primäraluminium
9	Aluminium sekundär	Sekundäraluminium
10	Aluminium Strangpressen	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
11	Aluminium Gießereien	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
12	Aluminium Walzen	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
13	Kupfer primär	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
14	Kupfer sekundär	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
15	Kupferbearbeitung	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
16	Primärzink	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
17	Sekundärzink	Weiterverarbeitung von NE-Metallen
18	Papier	Zellstoff, Papier und Pappe
19	Zellstoff - Verfahren	Zellstoff, Papier und Pappe
20	Holzstoff - Verfahren	Zellstoff, Papier und Pappe
21	Altpapierstoff	Zellstoff, Papier und Pappe
22	Behälterglas	Glas einschließlich Glasfasern
23	Flachglas	Glas einschließlich Glasfasern
24	Glasfasern	Glas einschließlich Glasfasern
25	Übriges Glas	Glas einschließlich Glasfasern
26	Haushalts- und Sanitärkeramik	Keramische Erzeugnisse durch Brennen
27	Technische Keramik	Keramische Erzeugnisse durch Brennen
28	Fliesen, Platten, Feuerfestkeramil	Keramische Erzeugnisse durch Brennen
29	Klinker Brennen (trocken)	Zementklinker und Kalk
30	Klinker Brennen (halbtrocken)	Zementklinker und Kalk
31	Klinker Brennen (feucht)	Zementklinker und Kalk
32	Aufbereitung von Kalkstein	-
33	Gips	Herstellung und Verarbeitung von Gips
34	Zementmahlen	-
35	Kalkmahlen	-
36	Ziegel	Zementklinker und Kalk
37	Kalkbrennen	Zementklinker und Kalk
38	Adipinsäure	Adipinsäure
39	Ammoniak	Ammoniak
40	Calciumcarbid	-

Tabelle 2-15: Zuordnung der FORECAST Prozesse zu den EUTL Tätigkeiten – Teil 2

ID	Prozess (FORECAST)	Sektor (EUTL)
41	Industrieruß	Industrieruß
42	Chlor, Diaphragma	
43	Chlor, Membran	
44	Chlor, Amalgan	
45	Ethylen	Grundstoffchemie
46	Methanol	Wasserstoff und Synthesegas
47	Salpetersäure	Salpetersäure
48	Sauerstoff	
49	Polycarbonat	
50	Polyethylen	
51	Polypropylen	
52	Polysulfone	
53	Soda	Soda
54	TDI	
55	Titandioxid	
56	Zucker	
57	Molkerei	
58	Bierbrauen	
59	Fleischverarbeitung	
60	Backwaren	
61	Stärke	
62	Extrusion	
63	Spritzgießen	
64	Blaßformen	

Tabelle 2-16: THG-Emissionen je Standort der Stahlherstellung inkl. Energieerzeugungsanlagen, bei denen die Stahlhersteller auch Betreiber der Anlage sind, für das Jahr 2010 (NAP)

<b>Stahl (Haupttätigkeiten IX und IXa)</b>			
<b>Betreiber</b>	<b>Art/Name laut NAP</b>	<b>Ort</b>	<b>Mt CO2</b>
<b>Stahlwerk Bous GmbH</b>	Elektrostahlwerk	Bous	0,02
<b>Stahlwerk Thüringen GmbH</b>	Elektrostahlwerk Anlage	Unterwellenborn	0,04
<b>Peiner Träger GmbH</b>	Elektrostahlwerk einheitliche Anlage	Peine	0,07
<b>Lech Stahlwerk GmbH</b>	Lech Stahlwerke GmbH	Meitingen	0,10
<b>Salzgitter Flachstahl GmbH</b>	Glocke	Salzgitter	4,01
<b>ArcelorMittal Ruhrort GmbH</b>	Oxygenstahlwerk Standort Ruhrort	Duisburg	0,25
<b>H.E.S. Hennigsdorfer Elektrostahlwerke GmbH</b>	Elektrostahlwerk	Hennigsdorf	0,06
<b>Buderus Edelstahl GmbH</b>	Elektrostahlwerk	Wetzlar	0,05
<b>BGH Edelstahl Siegen GmbH</b>	Schmel- und Gießereibetrieb Siegen Eintracht	Siegen	0,01
<b>Badische Stahlwerke GmbH</b>	Stahlwerk	Kehl	0,12
<b>B.E.S. brandenburger Elektrostahlwerke GmbH</b>	Elektrostahlwerk	Brandenburg	0,09
<b>ROGESA Roheisengesellschaft Saar mbH</b>	Einheitliche Anlage der Roheisengesellschaft Saar	Dillingen	4,00
<b>HKM Hüttenwerke Krupp Mannesmann gmbH</b>	Glocke	Duisburg	4,77
<b>Georgsmarienhütte GmbH</b>	Glocke Stahlwerk	Georgsmarienhütte	0,08
<b>Deutsche Edelstahlwerke GmbH Werk Mitten</b>	Elektrostahlwerk Witten	Witten	0,04
<b>Aktiengesellschaft der Dillinger hüttenwerke</b>	Einheitliche Anlage der Dillinger Hütte	Dillingen/Saar	0,38
<b>BGH Edelstahl Freital GmbH</b>	Elektrostahlwerk einschließlich Strangießanlage	Freital	0,02
<b>Benteler Steel/ Tube GmbH</b>	Elektrostahlwerk	Lingen	0,05
<b>Saarstahl AG</b>	LD-Stahlwerk Saarstahl AG	Völklingen	0,15
<b>ArcelorMittal Bremen gmbH</b>	Einheitliche Anlage	Bremen	2,25
<b>TSW Trierer Stahlwerke GmbH</b>	Elektrostrahlwerk	Trier	0,03
<b>ESF Elbe- Stahlwerke Feralpi GmbH</b>	Elektrostahlwerk Feralpi	Riesa	0,05
<b>thyssenKrupp Nirosta GmbH</b>	Stahlwerk Bochum	Bochum	0,07
<b>DK recycling und Roheisen GmbH</b>	Sinteranlage	Duisburg	0,27
<b>ArcelorMittal hamburg GmbH</b>	Elektrostahlwerk (STW)	Hamburg	0,10
<b>thyssenKrupp Nirosta GmbH</b>	Stahlwerk Krefeld	Krefeld	0,05

<b>Stahl (Haupttätigkeiten IX und IXa)</b>			
<b>Betreiber</b>	<b>Art/Name laut NAP</b>	<b>Ort</b>	<b>Mt CO2</b>
ThyssenKrupp Steel Europe AG	Thyssenkrupp Steel Europe AG in Duisburg	Duisburg	8,70
ArcelorMittal Eisenhüttenstadt GmbH	Roheisen und Stahlerzeugung	Eisenhüttenstadt	1,40
Deutsche Edelstahlwerke GmbH Werk Siegen	Elektrostahlwerk Siegen	Siegen	0,05
Elektrostahlwerke Gröditz GmbH	Elektrostahlwerke Gröditz	Gröditz	0,01
Saarschmiede GmbH Freiformschmiede	Elektrostahlwerke Saarschmiede	Völklingen	0,02
Deutsche Edelstahlwerke GmbH	Umschmelzstahlwerk Krefeld	Krefeld	0,00
Almatis GmbH	Sinteranlage	Ludwigshafen	0,01
<b>Summe</b>			<b>27,27</b>

<b>Energieerzeugungsanlagen (Haupttätigkeit I-V), gleicher Standort+Betreiber</b>			
<b>Betreiber</b>	<b>Art/Name laut NAP</b>	<b>Ort</b>	<b>Mt CO2</b>
Salzgitter Flachstahl GmbH	Kraftwerk Hallendorf	Salzgitter	3,147
ArcelorMittal bremen GmbH	Dampfkesselanlage	Bremen	0,101
Dillinger Hüttenwerke, ROGESA, Zentralkokerei Saar	Gaskraftwerk Dillingen	Dillingen	0,725
Deutsche Edelstahlwerke GmbH Witten	Kesselhaus Witten	Witten	0,010
Aktiengesellschaft der Dillinger Hüttenwerke	DH-Kesselstation	Dillingen	0,283
Saarstahl, Saarschmiede	Kraftwerk Enseldorf Block 3	Enseldorf	0,512
Saarstahl AG	Dampfkesselanlage Saarstahl AG	Völklingen	0,050
ThyssenKrupp Steel Europe AG	Dampfkesselanlage Bochum-Höntrop	Bochum	0,003
ThyssenKrupp Steel Europe AG	Dampfkesselanlage Dortmund	Dortmund	0,019
ThyssenKrupp Steel Europe AG	Heizkraftwerk Duisburg-Hamborn	Duisburg	2,300
ThyssenKrupp Steel Europe AG	Heizkraftwerk Duisburg-Ruhrort	Duisburg	4,320
ThyssenKrupp Nirosta GmbH	Kesselhaus 1 Krefeld	Krefeld	0,033
ThyssenKrupp Steel Europe AG	Heizkesselanlage Duisburg Hamborn	Duisburg	0,001
DK recycling und Roheisen GmbH	Kraftwerk zur Stromversorgung	Duisburg	0,311
RWE Power AG (Eigentümer HKM)	Kraftwerk Huckingen	Duisburg	2,400

<b>Energieerzeugungsanlagen (Haupttätigkeit I-V), gleicher Standort+Betreiber</b>			
<b>Betreiber</b>	<b>Art/Name laut NAP</b>	<b>Ort</b>	<b>Mt CO2</b>
<b>MVV Energiedienstleistungen IK Ludwigshafen GmbH</b>	MVV Industriekraftwerk	Ludwigshafen	0,042
<b>Summe</b>			<b>14,258</b>
<b>Summe Stahlstandorte</b>			<b>41,531</b>

### 3 Annex 3: Tier 3 Analyse Strom: Der Budgetansatz als ordnungsrechtliche Maßnahme im deutschen Stromsektor – eine ex-post Analyse für das Jahr 2010

Von Katja Schumacher, Charlotte Loreck, Öko-Institut e.V., Berlin

#### Inhaltsverzeichnis

3.1	Einleitung .....	119
3.2	Vermeidungskostenkurven.....	119
3.3	Alternatives PolitikszENARIO .....	122
3.3.1	Vorüberlegungen .....	122
3.3.2	Umsetzung des Budgetansatzes in der ex-post Betrachtung mit PowerFlex .....	123
3.4	Kosteneffizienz des Emissionshandels gegenüber dem fiktiven Ordnungsrecht .....	123
3.5	Zusammenfassende Diskussion .....	125
3.6	Anhang.....	127

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	Stromsektor-Vermeidungskosten im Jahr 2010 Deutschland .....	120
Abbildung 3-2:	Merit Order 2010 bei verschiedenen CO <sub>2</sub> -Preisen .....	121
Abbildung 3-3:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 0 € / t CO <sub>2</sub> .....	127
Abbildung 3-4:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 5 € / t CO <sub>2</sub> .....	127
Abbildung 3-5:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 10 € / t CO <sub>2</sub> .....	128
Abbildung 3-6:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 14,8 € / t CO <sub>2</sub> .....	128
Abbildung 3-7:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 20 € / t CO <sub>2</sub> .....	129
Abbildung 3-8:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 30 € / t CO <sub>2</sub> .....	129
Abbildung 3-9:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 40 € / t CO <sub>2</sub> .....	130
Abbildung 3-10:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 50 € / t CO <sub>2</sub> .....	130
Abbildung 3-11:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 70 € / t CO <sub>2</sub> .....	131
Abbildung 3-12:	Merit Order 2010 bei CO <sub>2</sub> -Preis 90 € / t CO <sub>2</sub> .....	131

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Klimapolitikalternativen im Stromsektor.....	122
Tabelle 3-2:	Kosteneffizienz: Hypothetisches Ordnungsrecht (Budgetansatz) und Emissionshandel – Stromsektor in Deutschland im Jahr 2010 .....	125
Tabelle 3-3:	Kosteneffizienz: Hypothetisches Ordnungsrecht (Emissionsgrenzwert) und Emissionshandel - Stromsektor in Deutschland im Jahr 2010 .....	125

### 3.1 Einleitung

Dieser Bericht ist im Rahmen des Projekts „Untersuchung der klimapolitischen Wirksamkeit des Emissionshandels – erweiterte Analysen“ verortet und widmet sich der Kosteneffizienz des Emissionshandels im Vergleich zu alternativen ordnungsrechtlichen Maßnahmen. Die Arbeiten knüpfen an die Analysen zur Kosteneffizienz des Forschungsprojekt „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-ETS (ETS-5)“ an und erweitern diese sowohl hinsichtlich der Methoden als auch der Datenbasis.

Der Fokus dieses Berichts liegt auf einer ex-post Betrachtung der Kosteneffizienz im deutschen Stromsektor. Es wird ein modellgestützter Ansatz (sogenannter Tier 3-Ansatz) angewendet. Das Partial-Modell PowerFlex bildet den Kraftwerkseinsatz im Stromsektor in stündlicher Auflösung detailliert ab. Für die Analyse wird das Modell PowerFlex zunächst so kalibriert, dass es die reale Entwicklung der Vergangenheit – in der der Emissionshandel Emissionsminderungen bewirkt hat – 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 ist, 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.

In einem ersten Analyseschritt wird mit Hilfe des Modells PowerFlex eine Grenzvermeidungskostenkurve für das Jahr 2010 generiert. Diese gibt Aufschluss darüber, in welcher Höhe Emissionsminderungen in Abhängigkeit von einem jeweiligen CO<sub>2</sub>-Preis-Niveau erzielt werden können. Darüber hinaus spiegelt die Steigung der Kurve den Anstieg der Vermeidungskosten für zusätzliche Emissionsminderungen wider.

Im nächsten Analyseschritt wird das Politikinstrument Emissionshandel mit einem alternativen Politikinstrument hinsichtlich der Kosteneffizienz verglichen. Dabei ist es wichtig, dass das alternative Politikinstrument so definiert wird, dass es zu vergleichbaren Emissionsminderungen (in Summe) wie in der realen Entwicklung unter dem Emissionshandel kommt. Grundsätzlich stellt sich die Frage, wie das Ordnungsrecht definiert sein soll. In diesem Bericht wird dazu ein Budgetansatz, in Form einer vorgegebenen maximalen Emissions-Jahresfracht für bestimmte Kraftwerkstypen, gewählt. Dieser Ansatz ist in der Literatur vorwiegend in Bezug auf eine komplementäre Maßnahme zum EU ETS für die Zukunft diskutiert, wird hier aber exemplarisch im Rückblick illustriert. Im vorherigen Forschungsvorhaben<sup>42</sup> wurde die alternative Politik als Ordnungsrecht in Form einer Emissionsobergrenze (g CO<sub>2</sub>/kWh) ausgestaltet. Beide Ansätze werden in Hinblick auf die Kosteneffizienz gegenüber dem Emissionshandels sowie im Vergleich miteinander dargestellt.

Eine zusammenfassende Diskussion schließt den Bericht ab.

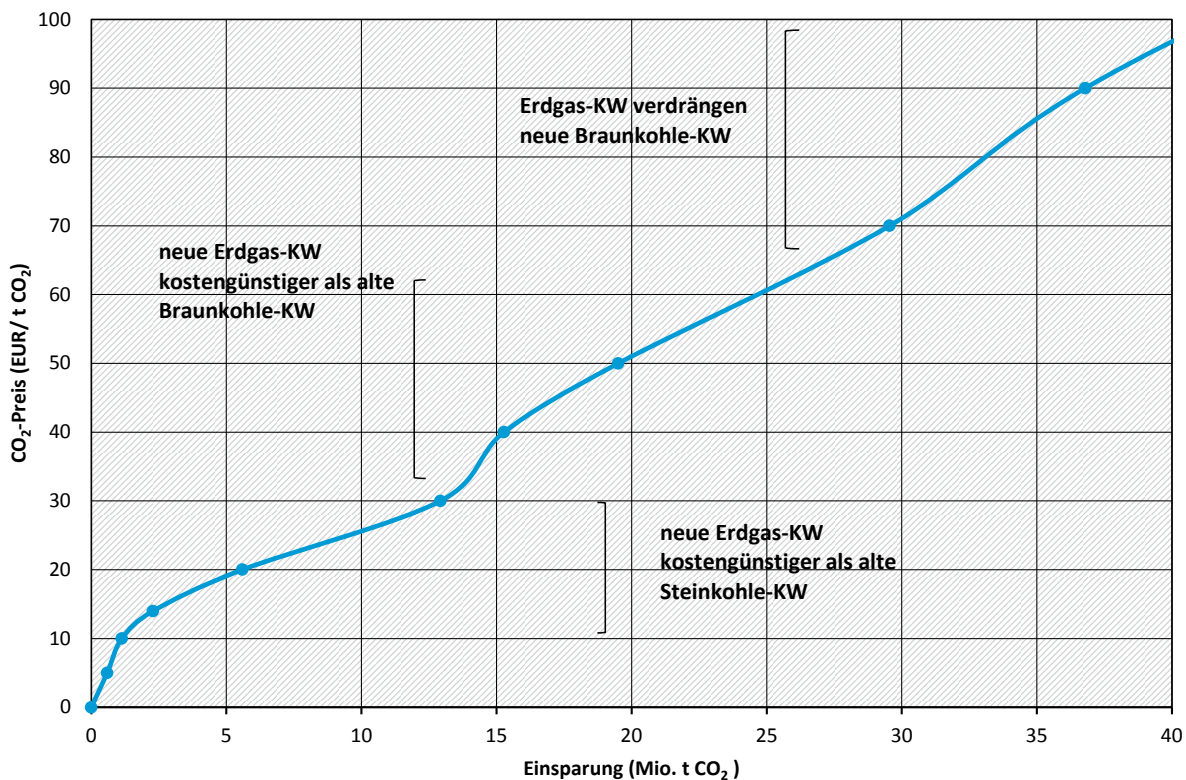
### 3.2 Vermeidungskostenkurven

Zur Ermittlung der Vermeidungskostenkurve wurden 10 Modellläufe mit dem Kraftwerkseinsatzmodell PowerFlex mit unterschiedlichen Annahmen über den CO<sub>2</sub>-Preis durchgeführt. Diese reichen von einem Lauf ohne CO<sub>2</sub>-Preis (Counterfactual) bis hin zu einem Lauf mit 90 Euro /t CO<sub>2</sub>. Für jeden Modelllauf bildet die jeweils gegenüber dem Counterfactual-Szenario eingesparte Menge an CO<sub>2</sub> im Jahr 2010 zusammen mit dem jeweiligen Preis einen Punkt auf der Grenzvermeidungskostenkurve. Durch eine lineare Verbindung der 10 Punkte entsteht eine linear interpolierte Grenzvermeidungskostenkurve. Sie ist in Abbildung 3-1 dargelegt. Die Analyse der Vermeidungskostenkurven ergibt, dass im Emissionshandelsszenario mit einem durchschnittlichen Preis von 14,80 Euro/ t CO<sub>2</sub> 2,29 Mio t CO<sub>2</sub> vermieden wurden.

---

<sup>42</sup> Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5):  
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-weiterentwicklung-des-eu>

Abbildung 3-1: Stromsektor-Vermeidungskosten im Jahr 2010 Deutschland



Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Die Grenzvermeidungskostenentwicklung zeichnet sich durch einige interessante Veränderungen im Kraftwerkseinsatz aus, die sich gut anhand der Einsatzreihenfolge der Kraftwerke (Merit Order) unter den Preisvarianten erläutern lassen. Die Merit Order-Verläufe sind beispielhaft für sechs Preisvarianten in Abbildung 3-2 dargestellt, alle 10 Modellläufe finden sich im Anhang. Dargestellt sind die kurzfristigen variablen Kosten (Brennstoffkosten und CO<sub>2</sub>-Kosten unabhängig von der Zuteilung<sup>43</sup>).

In den Varianten bis zu einem Preis von ca. 30 Euro / t CO<sub>2</sub> zeigt sich, dass neue effizientere Erdgaskraftwerke kostengünstiger werden als alte Steinkohlekraftwerke und daher deren Platz in der Merit Order einnehmen. Die blaue vertikale Linie in den Abbildungen stellt die durchschnittliche Stromnachfrage im Jahr 2010 dar und dient der Illustration. In jeder einzelnen Stunde kann die Nachfrage höher und niedriger sein (die Linie also jeweils nach links oder rechts verschoben sein) und es kommen weitere oder weniger Kraftwerke zum Einsatz.

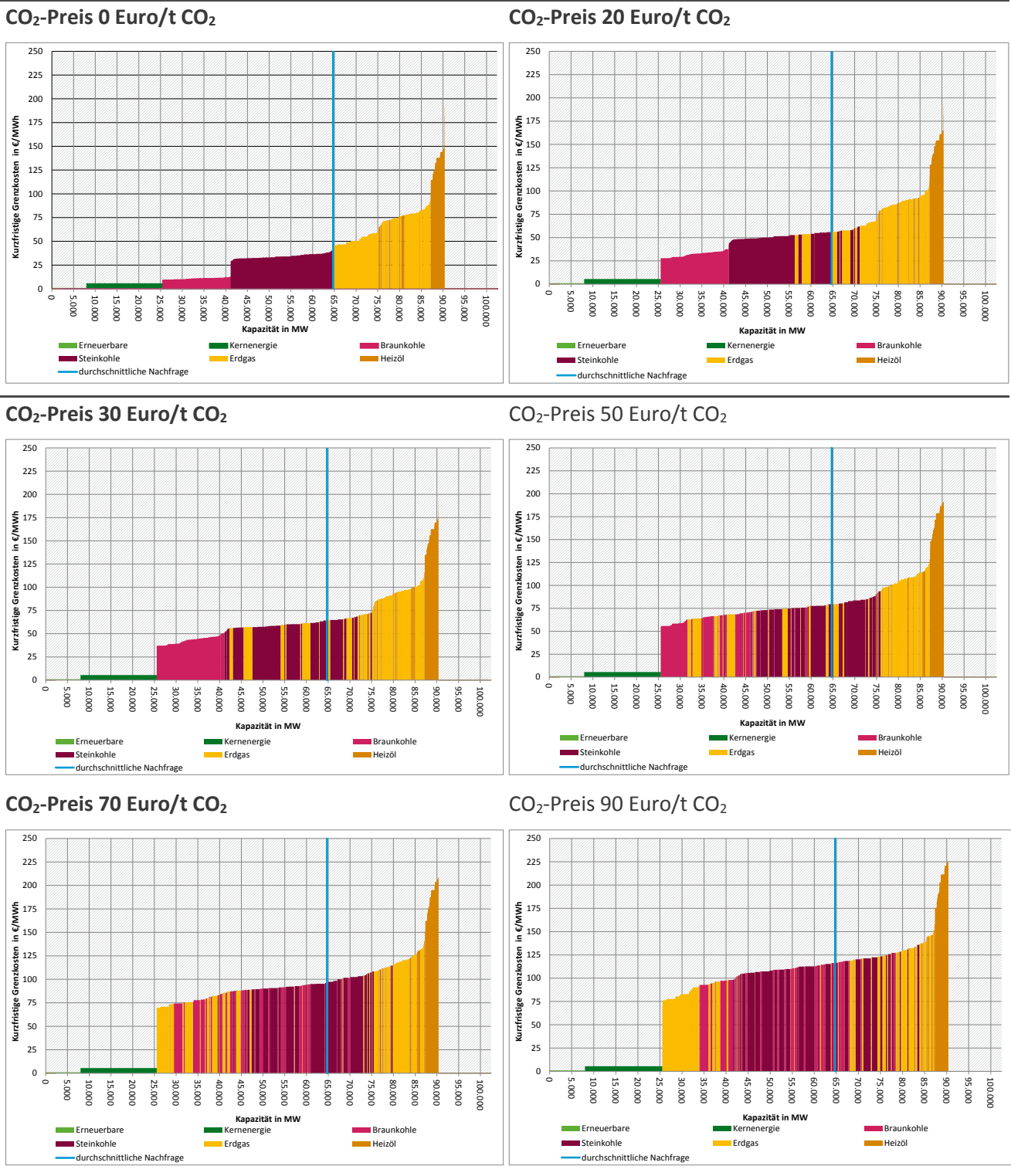
Zwischen einem CO<sub>2</sub>-Preis von 30 Euro und ca. 60 Euro werden neue effiziente Erdgaskraftwerke nun auch günstiger als alte Braunkohlekraftwerke. In Abbildung 3-2 zeigt sich dies darin, dass Erdgaskraftwerke sich in den Block der Braunkohlekraftwerke verschieben (illustriert für 50 Euro / t CO<sub>2</sub>). Die Grenzvermeidungskostenkurve weist zu Beginn dieser Einsatzreihenfolgenverschiebung zunächst eine stärkere Steigung auf (zwischen 30 und 40 Euro / t CO<sub>2</sub>), die dann jedoch wieder leicht abflacht, sobald der CO<sub>2</sub>-Preis ein höheres Niveau erreicht hat.

Eine dritte interessante Veränderung stellt sich ab einem CO<sub>2</sub>-Preis von ungefähr 70 Euro / t CO<sub>2</sub> ein. Bei diesem Preisniveau sind effiziente Erdgaskraftwerke nun auch wirtschaftlicher als neue Braunkohlekraftwerke und stellen sich nach den erneuerbaren Energien an die erste Stelle der Merit Order. Im weiteren Verlauf der Einsatzreihenfolge lässt sich eine Vermischung aller Kraftwerksarten beobach-

<sup>43</sup> Angenommen wird, dass bei kostenloser Zuteilung auch Opportunitätskosten durch die Betreiber kalkuliert werden

ten, die allein auf der Effizienz und damit verbundenen Wirtschaftlichkeit beruht. Das bisherige Blocksystem ist damit aufgehoben.

Abbildung 3-2: Merit Order 2010 bei verschiedenen CO<sub>2</sub>-Preisen



Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Anhand der Grenzvermeidungskostenkurve ist ersichtlich, dass bei einem CO<sub>2</sub>-Preis von 90 Euro / t CO<sub>2</sub> ungefähr 37 Millionen t CO<sub>2</sub> in der deutschen Stromerzeugung hätten vermieden werden können. Im Emissionshandelsszenario mit einem durchschnittlichen Preis von 14,80 Euro/ t CO<sub>2</sub> wurden 2,29

Mio t CO<sub>2</sub> vermieden. Ausgehend von den tatsächlichen Emissionen im Stromsektor im Jahr 2010 in Höhe von 278,2 Mio. t wären bei einem CO<sub>2</sub> Preis von 90 Euro weitere 12% an Emissionen vermieden worden.

### 3.3 Alternatives PolitikszENARIO

#### 3.3.1 Vorüberlegungen

Zur Frage der Ausgestaltung des alternativen Politikszenarios wurden verschiedene Möglichkeiten erörtert, die derzeit in der öffentlichen Diskussion sind. Die öffentlich diskutierten Alternativen beziehen sich jedoch fast ausnahmslos auf ex-ante Untersuchungen, während der Fokus unserer Analyse in der ex-post Betrachtung liegt.

Im DIW-Wochenbericht (Nr. 26.2014) werden verschiedenen Möglichkeiten für klimapolitische Maßnahmen im Stromsektor, ihre Wirkungsweise sowie mögliche Vor- und Nachteile diskutiert (siehe Tabelle 3-1). Das Fazit der DIW-Analyse ist wie folgt:

Ein nationaler Mindestpreis für CO<sub>2</sub>-Zertifikate wäre vermutlich zu gering, um einen Brennstoffwechsel von Kohle zu Erdgas zu bewirken.

Mindestwirkungsgrade von Kraftwerken und Flexibilitätsanforderungen zielen nicht unmittelbar auf eine Verminderung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und würden je nach Ausgestaltung auch Gaskraftwerke betreffen.

Ein Kohleausstiegsgesetz mit festgelegten Reststrom- oder Festemissionsmengen für Kohlekraftwerke könnte einen klaren Fahrplan für das Auslaufen der Kohleverstromung vorgeben, wäre politisch aber vermutlich kaum durchsetzbar.

Nationale CO<sub>2</sub>-Grenzwerte für fossile Kraftwerke könnten für Neu- und Bestandsanlagen unter Berücksichtigung der Altersstruktur erwogen werden, um die Kohleverstromung gezielt zu vermindern

Tabelle 3-1: Klimapolitikalternativen im Stromsektor

Instrument	Wirkungsweise	Mögliche Vorteile	Mögliche Nachteile
<b>CO<sub>2</sub>-Mindestpreis</b>	Verteuerung der CO <sub>2</sub> -Zertifikate	Investitionssicherheit für Investoren	Erzielbare Preise wahrscheinlich zu niedrig, um einen Wechsel von Kohle zu Erdgas zu bewirken, Implementierung auf nationaler Ebene problematisch
<b>Mindestwirkungsgrade</b>	Abschaltung ineffizienter Kraftwerke	Effizientere Rohstoffnutzung	Auch offene Gasturbinen betroffen; aufwändige Überprüfung und Messung
<b>Flexibilitätsanforderungen</b>	Abschaltung oder Diskriminierung inflexibler Kraftwerke	Bessere Integration fluktuierender Erneuerbarer Energien	Auch GuD-Kraftwerke betroffen, aufwändige Überprüfung und Messung
<b>Kohleausstiegsgesetz</b>	Reststrommengen oder Restemissionsmengen	Vorgabe eines festen Kohleausstiegspfades	Verlauf bei Versteigerungsprozess schwer prognostizierbar
<b>CO<sub>2</sub>-Grenzwerte für Neubauten und Retrofits)</b>	Verbot von Neubauten und Retrofits (ohne CD2-Abscheidung)	Verhinderung CO <sub>2</sub> -intensiver Investitionen	Kurzfristig geringe Emissionsminderung

Instrument	Wirkungsweise	Mögliche Vorteile	Mögliche Nachteile
<b>CO<sub>2</sub>-Grenzwerte (für Bestand)</b>	Reduzierung der Auslastung bestehender Kraftwerke (nach dem Alter)	Erhalt von Erzeugungskapazitäten, z.B. für Strategische Reserve	Wirtschaftlichkeit von Kraftwerken beeinträchtigt, energiewirtschaftliche Wirkungen unklar.

Quelle: (Oei et al. 2014) DIW Wochenbericht.

Im Rahmen der hier vorliegenden Analyse konzentrieren wir uns auf einen Budgetansatz als alternative Politikmaßnahme (Option CO<sub>2</sub>-Grenzwerte für Bestand aus Tabelle 3-1), der vom DIW als zusätzliches nationales Instrument in Ergänzung zum Emissionshandel als erwägenswert erachtet wird. Dazu reflektiert das DIW im Wochenbericht, dass eine jährliche Emissionsbegrenzung für Bestandsanlagen ab einem Alter von 30 Jahren mit einer max. Jahresfracht von 3154 t CO<sub>2</sub> pro MW in Betracht gezogen werden könnte. Diese Jahresfracht basiert auf Referenz eines Gaskraftwerks: 450g/kWh, 8760 Jahrestunden und 80% Auslastung. In der ex-ante Analyse schlussfolgern sie, dass dies in Abhängigkeit von den Emissionsfaktoren und Wirkungsgraden zu einer Auslastung von ca. 90-100% für GuD-Kraftwerke, ca. 40-50% für Steinkohlekraftwerke und ca. 30-40% für Braunkohlekraftwerke führen würde und Sonderregelungen für KWK in Betracht gezogen werden sollten.

### 3.3.2 Umsetzung des Budgetansatzes in der ex-post Betrachtung mit PowerFlex

Im Fokus der weiteren Untersuchungen wird ein Budgetansatz im Stromsektor mit Hilfe des Strommarktmodells PowerFlex für das Jahr 2010 analysiert. Der Budgetansatz in dieser ex-post Betrachtung gilt für alle Stein- und Braunkohlekraftwerke mit Baujahr 1980 und älter. Das Budget wird als Jahresemissionsgrenzwert pro installierter elektrischer Leistung in t/MW als Nebenbedingung im Kraftwerkseinsatzmodell implementiert und hat eine Auswirkung auf die Anzahl der Volllaststunden, die ein reguliertes Kraftwerk in Betrieb sein kann.

Um die gleichen Emissionsminderungen wie im Emissionshandelsszenario zu erzielen (2,29 Mio. t CO<sub>2</sub>), wird zunächst das Budget ermittelt, das im Jahr 2010 gelten müsste. Dieses liegt bei einer Jahresfracht von 6814 t CO<sub>2</sub>/MW und ist damit ein relativ hohes Budget im Vergleich zu den Angaben, die in der Literatur für die Zukunft diskutiert werden (ca. 3000 t CO<sub>2</sub>/MW, vgl. DIW Wochenbericht). Die geringe Höhe begründet sich darin, dass die Emissionsminderungen durch den Emissionshandel in 2010 mit 2.29 Mio. t CO<sub>2</sub> recht gering waren.

Im nächsten Schritt wird mit Hilfe des Einsatzmodells der Kraftwerkseinsatz ermittelt, der diese Jahresfracht erfüllt. Es zeigt sich, dass sich die Volllaststunden bei dieser geringen Minderung kaum ändern. Je nach Effizienz der Kraftwerke ergeben sich für regulierte Kraftwerke: a) für Braunkohlekraftwerke: 7800-8600 Volllaststunden, b) für Steinkohlekraftwerke: 1300 - 5800 Volllaststunden.

## 3.4 Kosteneffizienz des Emissionshandels gegenüber dem fiktiven Ordnungsrecht

Um die Kosteneffekte des Emissionshandels gegenüber einer hypothetischen ordnungsrechtlichen Maßnahme zu ermitteln, werden folgende Fragen berücksichtigt:

- ▶ Welche Kraftwerke kommen im jeweiligen PolitikszENARIO (Emissionshandel und Ordnungsrecht) zum Einsatz? Welche wären ohne CO<sub>2</sub>-Preissignal oder Ordnungsrecht in Deutschland zum Einsatz gekommen (Counterfactual)?
- ▶ Welche Auswirkungen hat das jeweilige PolitikszENARIO auf den Brennstoffeinsatz? Wie hoch sind die kurzfristigen variablen Kosten?
- ▶ Wie hoch ist der Strompreis?

Um diese Fragen zu beantworten, wurden folgende Schritte mit dem Modell PowerFlex durchgeführt:

Im ersten Schritt werden zwei Modellläufe durchgeführt. A) Modelllauf Emissionshandel mit einem CO<sub>2</sub>-Preis von 14,80 €. Dies entspricht dem durchschnittlichen CO<sub>2</sub> Preis im Jahr 2010. B) Modelllauf Counterfactual ohne Emissionshandel (also ohne CO<sub>2</sub>-Preis). Aus dem Vergleich dieser beiden Läufe wurde die Emissionsminderung bestimmt, die als Zielgröße für die Ermittlung der Emissionsgrenze für das hypothetische Ordnungsrecht verwendet wurde (2.29 Mio. t CO<sub>2</sub>). Darüber hinaus wird die Differenz der kurzfristigen variablen Gesamtkosten sowie des Strompreises aus dem Vergleich der beiden Szenarien ermittelt.

Im zweiten Schritt wird das alternative Politikscenario (hypothetisches Ordnungsrecht), hier in Form des Budgetansatzes für eingesetzte Kraftwerke, analysiert. Im Vergleich dieses hypothetischen Ordnungsrechts zum Szenario ohne Politik (Counterfactual-Szenario) werden die zusätzlichen variablen Gesamtkosten sowie die Strompreiseffekte ermittelt.

Im dritten Schritt werden das hypothetische Ordnungsrecht und der Emissionshandel verglichen: Beide Szenarien erzielen die gleiche Emissionsminderung. Beleuchtet werden nun die variablen Gesamtkostenunterschiede sowie die Unterschiede im Strompreis.

Die Vermeidungskosten werden als die Summe der kurzfristigen variablen Kostenunterschiede im Jahr 2010 zwischen den Szenarien ermittelt, also als die Summe der zusätzlichen Brennstoffkosten und der zusätzlichen sonstigen Betriebskosten, die durch den veränderten Kraftwerkseinsatz entstehen.

Darin ist der CO<sub>2</sub>-Kostenanteil 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 CO<sub>2</sub>-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 den Merit Order Abbildungen (Abbildung 3-2) unter Annahme der vollständigen Überwälzung mit aufgeführt. Aus der betriebswirtschaftlichen Sicht müssten jedoch neben den CO<sub>2</sub>-Kosten auch die zusätzlichen Erlöse, z.B. durch den höheren Strompreis, berücksichtigt werden.<sup>44</sup> Dies ist nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung zur Kosteneffizienz.

Im Vergleich der Politikscenarien zum Counterfactual ergibt sich bei gleicher Emissionsminderung eine Erhöhung der kurzfristigen variablen Kosten (Brennstoffkosten, sonst. Betriebskosten) aus volkswirtschaftlicher Sicht von 15 Mio. Euro im Emissionshandel und 137 Mio Euro im Ordnungsrecht (Budgetansatz). Die Kosten sind im Emissionshandelsszenario also um 122 Millionen Euro (bzw. 90%) geringer sind als im hypothetischen Ordnungsrecht.

Der durchschnittliche Strompreis im Emissionshandelsszenario unter der Annahme der vollständigen Überwälzung der CO<sub>2</sub>-(Opportunitäts)Kosten unabhängig von der Allokation der Emissionsrechte ist jedoch im Emissionshandelsszenario deutlich höher als im Counterfactual-Szenario (um ca. 12 Euro/MWh) und als im Ordnungsrechtsszenario, dessen Strompreis in der Größenordnung des Counterfactuals liegt (vgl. Tabelle 3-2).

Zu beachten ist, dass diesen Berechnungen die Annahme zugrunde liegt, dass die Stromnachfrage konstant bleibt, d.h. dass keine Nachfragereaktion auf die Strompreiserhöhung im Emissionshandelsszenario erfolgt. Bei Annahme einer flexiblen Nachfrageelastizität läge die Stromnachfrage im Counterfactual-Szenario aufgrund der geringeren Strompreise höher. Demnach würde auch die Summe der kurzfristigen variablen Kosten der Strombereitstellung höher und damit die Differenz zum Emissionshan-

<sup>44</sup> Die betriebswirtschaftlich relevanten CO<sub>2</sub>-(Opportunitäts)Kosten in diesem Szenario ergeben sich als das Produkt des CO<sub>2</sub>-Preises (14,80 €/t CO<sub>2</sub>) und der CO<sub>2</sub>-Emissionen (278,2 Mt CO<sub>2</sub>). 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.

delszenario geringer ausfallen. Eine Flexibilisierung der Stromnachfrage ist nicht Gegenstand dieser Untersuchung und die dargestellten Vermeidungskosten bilden somit eine Obergrenze.

Tabelle 3-2: Kosteneffizienz: Hypothetisches Ordnungsrecht (Budgetansatz) und Emissionshandel – Stromsektor in Deutschland im Jahr 2010

	Einheiten	Differenz Emissionshandel und Counterfactual	Differenz fikt. Ordnungsrecht und Counterfactual	Differenz Emissionshandel und fikt. Ordnungsrecht
<b>Emissionen</b>	Mio. t CO <sub>2</sub>	-2,29	-2,29	0,00
<b>Summe der kurzfristigen variablen Gesamtkosten</b>	Mio. Euro	15	137	-122
<b>Strompreis</b>	€/MWh	12,55	0,44	12,11

Eigene Berechnungen mit dem Modell PowerFlex

Durch das modellierte, hypothetische großzügige Budget im Jahr 2010 ergeben sich kaum Änderungen in den Vollaststunden für Braun- und Steinkohlekraftwerke. Im Ergebnis zeigt sich, dass die fiktive Umsetzung dieses Budgetansatzes zu ähnlichen Resultaten kommt, wie die Einführung einer Emissionsobergrenze in Höhe von 1220g/kWh wie sie im Projekt EU ETS-5 umgesetzt wurde und in Tabelle 3-3 noch einmal abgebildet ist. In beiden Ausgestaltungsvarianten führt das alternative Politikscenario zu höheren kurzfristigen variablen Gesamtkosten (hier verstanden als Vermeidungskosten) als das Emissionshandelsszenario.

Tabelle 3-3: Kosteneffizienz: Hypothetisches Ordnungsrecht (Emissionsgrenzwert) und Emissionshandel - Stromsektor in Deutschland im Jahr 2010

	Einheiten	Differenz Emissionshandel und Counterfactual	Differenz fikt. Ordnungsrecht und Counterfactual	Differenz Emissionshandel und fikt. Ordnungsrecht
<b>Emissionen</b>	Mio. t CO <sub>2</sub>	-2,53	-2,37	-0,17
<b>Summe der kurzfristigen variablen Gesamtkosten</b>	Mio. Euro	13	152	-139
<b>Strompreis</b>	€/MWh	11,55	0,77	10,78

Eigene Berechnungen mit dem Modell PowerFlex, siehe „Evaluierung und Weiterentwicklung...“, a.a.O.

### 3.5 Zusammenfassende Diskussion

Die vorliegende Analyse bietet zu einen eine Herleitung der Vermeidungskostenkurve für die deutsche Stromwirtschaft im Jahr 2010 und untersucht zum anderen die Kosteneffizienz des Emissionshandels im Vergleich zu einer ordnungsrechtlichen Alternativpolitik. Für die Analyse wurde das Kraftwerkseinsatzmodell PowerFlex mit stündlicher Auflösung verwendet. Dabei wurde ein hypothetisches Ordnungsrechtsszenario in Form eines Budgetansatzes für Kraftwerke implementiert. Der Budgetansatz ist grundsätzlich sowohl in der ex-post als auch in der ex-ante Analyse durchführbar, wurde hier aber nur in der ex-post Betrachtung eingesetzt. Das Budget (die Jahresfracht) wurde so bestimmt, dass

die dadurch erzielte Emissionsminderung im deutschen Stromsektor genau der Minderung entspricht, die durch den Emissionshandel bewirkt wurde. Da diese Minderungen relativ gering waren (2,29 Mio. t CO<sub>2</sub>), ist auch das ermittelte Budget sehr hoch (6814 t CO<sub>2</sub>/MW), insbesondere vor dem Hintergrund der in der Literatur diskutierten Budgets für die Zukunft.

Die Differenz der kurzfristigen variablen Gesamtkosten im Emissionshandels- und im Ordnungsrechtsszenario bildet den Indikator für die volkswirtschaftliche Effizienz. Zusammengefasst lässt sich sagen, dass der Emissionshandel unter den hier analysierten Aspekten erheblich effizienter ist als das Ordnungsrecht. Der Budgetansatz führt dabei zu ähnlichen variablen Gesamtkosten wie ein alternatives Ordnungsrecht mit Emissionsobergrenzen, das in der vorherigen Studie „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU\_ETS (ETS-5)“ untersucht wurde (vgl. auch Tabelle 3-3). Damit ergibt sich für die unterschiedliche Ausgestaltung des Ordnungsrechts kaum ein Unterschied in der Kosteneffizienz.

Der Strompreis, der sich anhand der kurzfristigen Grenzkosten inklusive der vollständig durchgeleiteten CO<sub>2</sub>-(Opportunitäts)Kosten des jeweiligen Grenzkraftwerkes zur Sättigung der Nachfrage bestimmt, ist im Emissionshandelssystem jedoch höher als in beiden Ordnungsrechtsszenarien. 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.<sup>45</sup>

Die Ergebnisse sind im Licht ihrer Annahmen zu sehen und sollten vorsichtig gedeutet werden. Insbesondere ist zu beachten, dass in den hier betrachteten Ordnungsrechtsszenario die Perspektive des allwissenden Regulators eingenommen wird, der im Rückblick kurzfristig genau das „richtige“ Budget ermitteln kann bzw. im Falle der Emissionsobergrenze genau die „richtigen“ Anlagen des laufenden Betriebs stilllegen kann. Dies ist unverzüglich und ersatzlos möglich, d.h. es gibt keinen Bestandschutz und keinen Ankündigungseffekt. In der Realität würde ein solches Vorgehen politisch kaum durchsetzbar sein. Die erzwungen verringerten Volllaststunden für Braun- und Steinkohlekraftwerke im Budgetfall bzw. die Braunkohlestilllegung verschiebt die Merit-Order und die fehlende Kapazität wird durch im Betrieb teurere (und CO<sub>2</sub>-effizientere) Kraftwerke ersetzt.

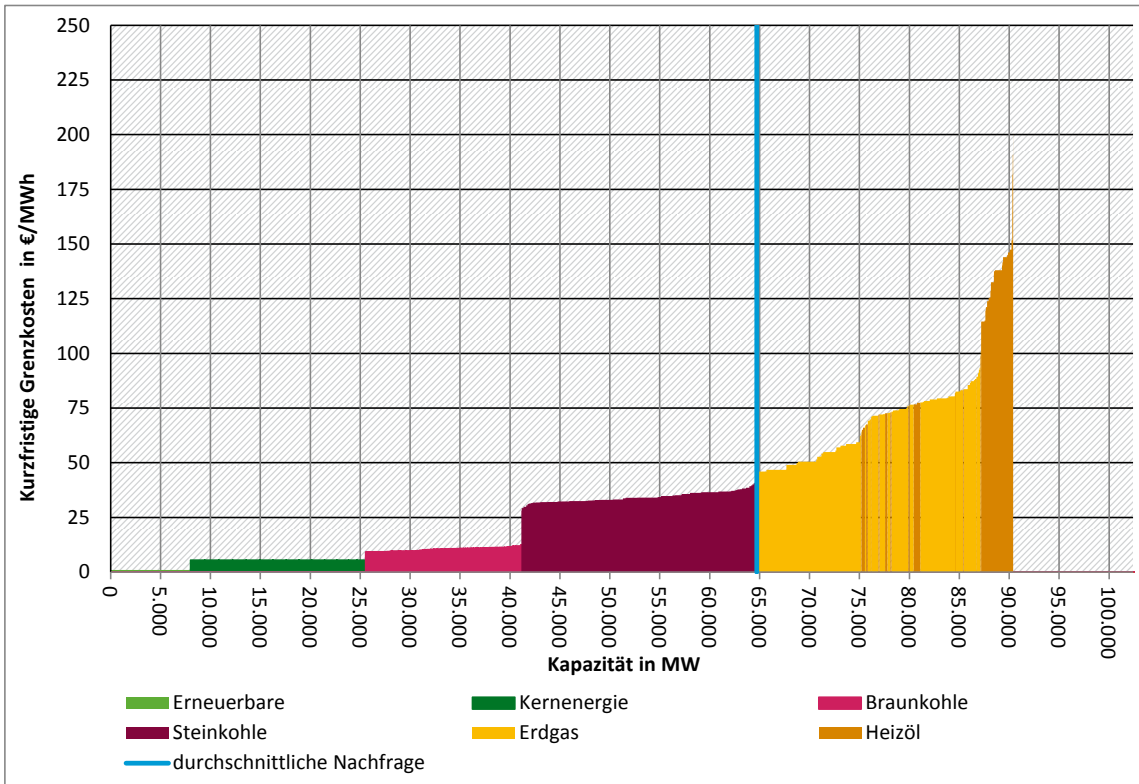
Demgegenüber funktioniert das Prinzip des Emissionshandels über den Markt. Der Emissionshandel „bestraft“ durch den CO<sub>2</sub>-Preis Kraftwerke nach der Emissionsintensität über alle Brennstoffe. Es bleibt dem Markt überlassen, den kostengünstigsten Einsatz der Kraftwerke zu bestimmen. In dieser Suchfunktion begründet sich die Effizienz des Emissionshandels.

---

<sup>45</sup> 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))

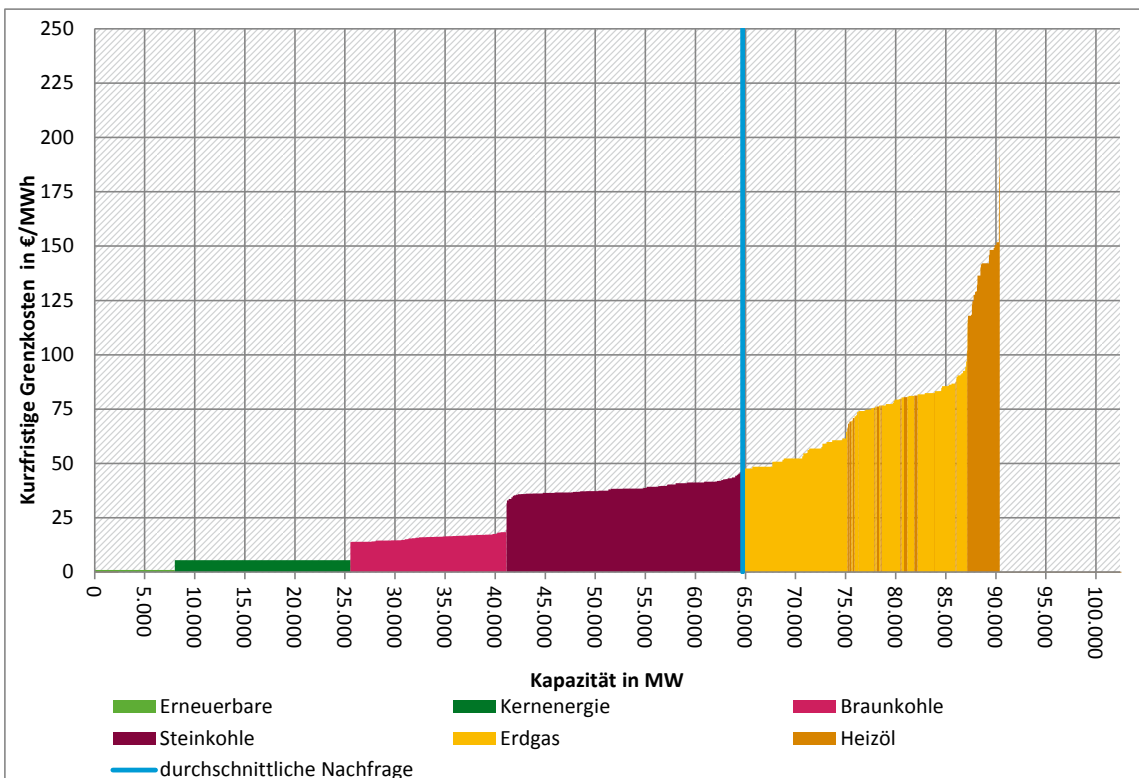
### 3.6 Anhang

Abbildung 3-3: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 0 € / t CO<sub>2</sub>



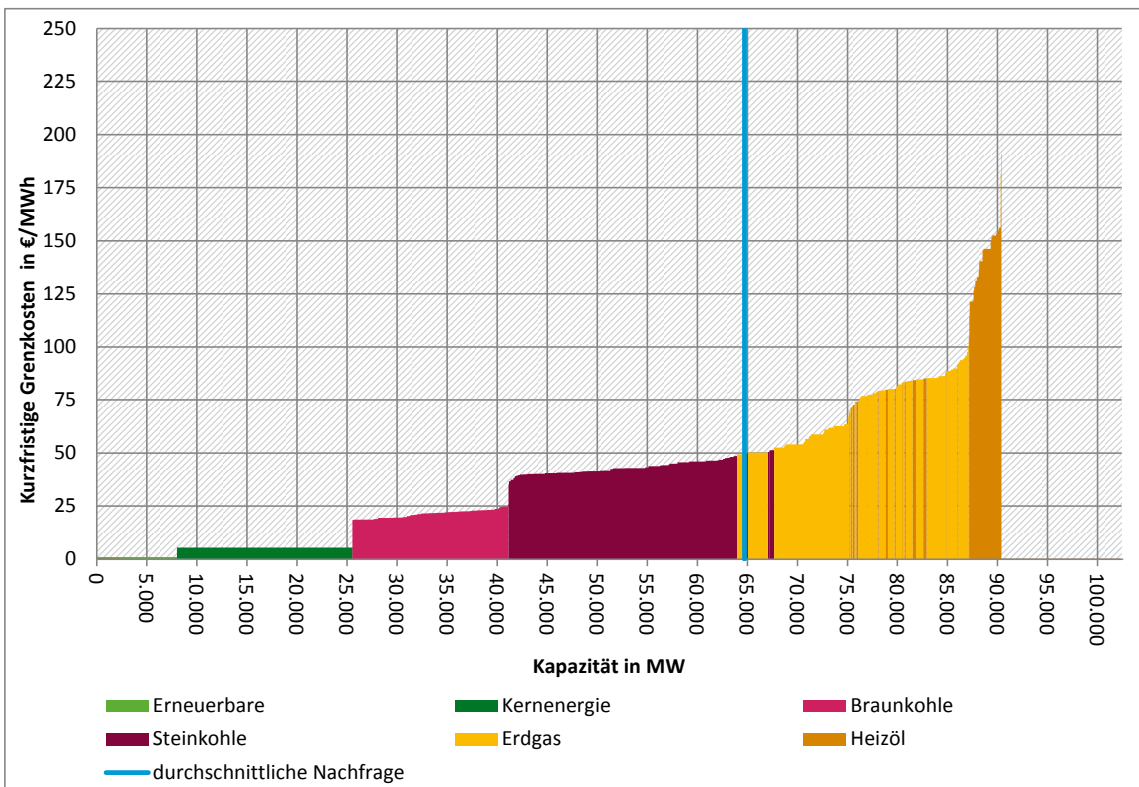
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-4: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 5 € / t CO<sub>2</sub>



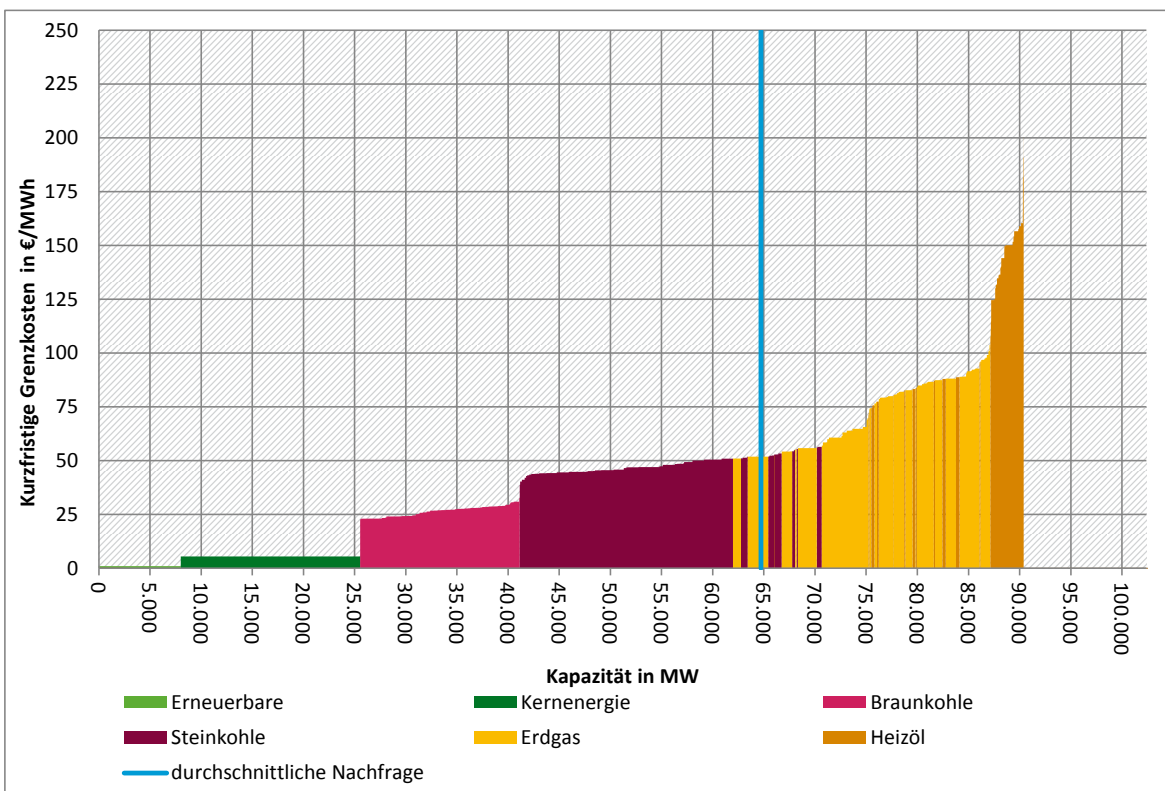
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-5: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 10 € / t CO<sub>2</sub>



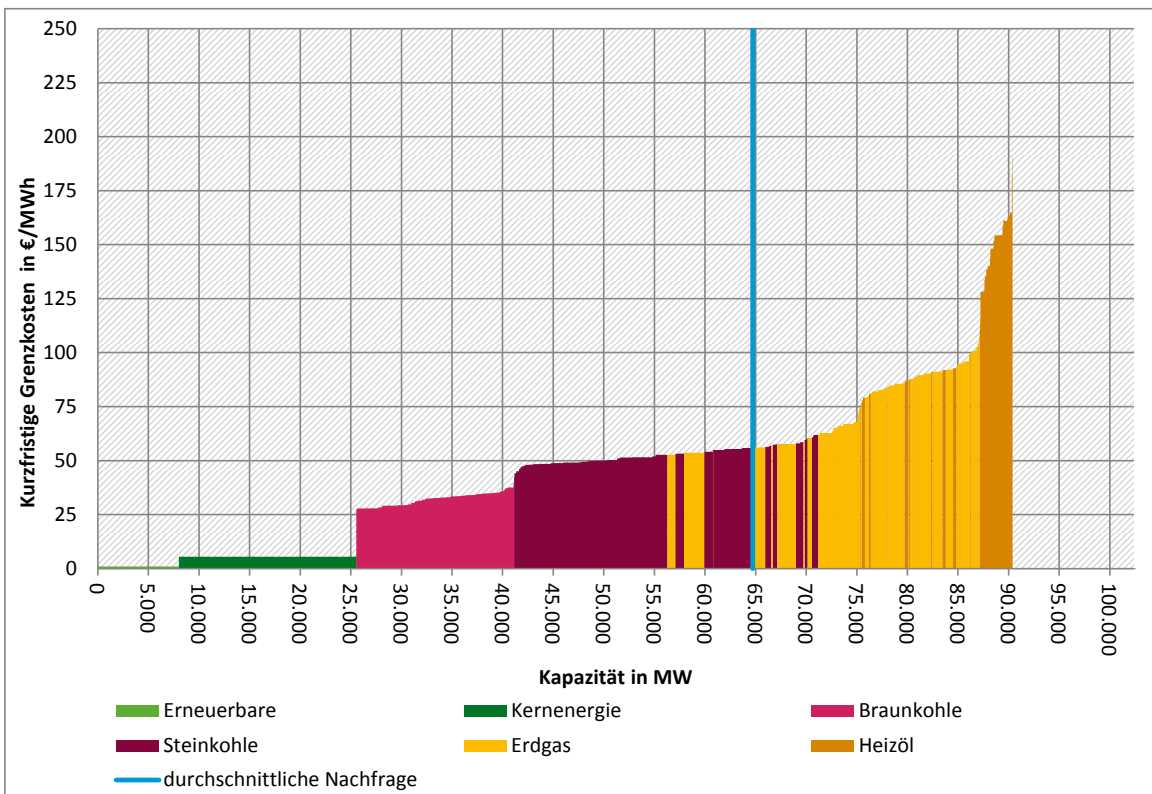
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-6: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 14,8 € / t CO<sub>2</sub>



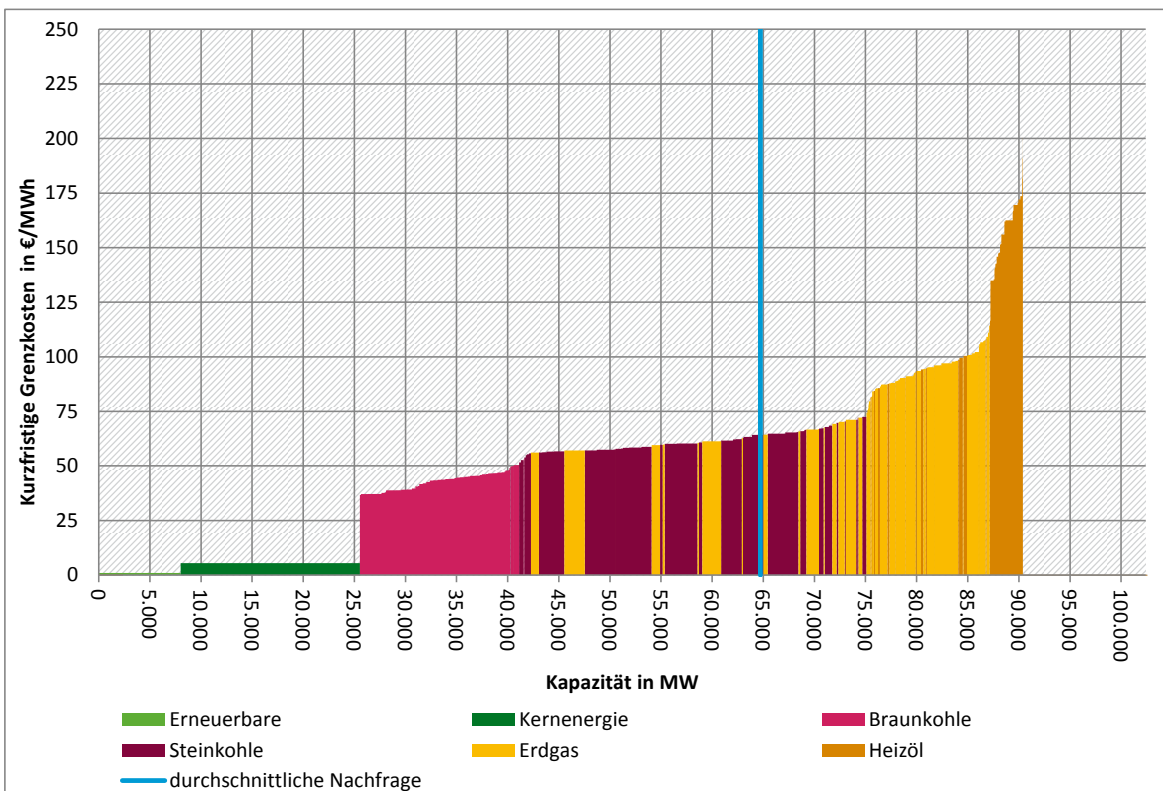
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-7: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 20 € / t CO<sub>2</sub>



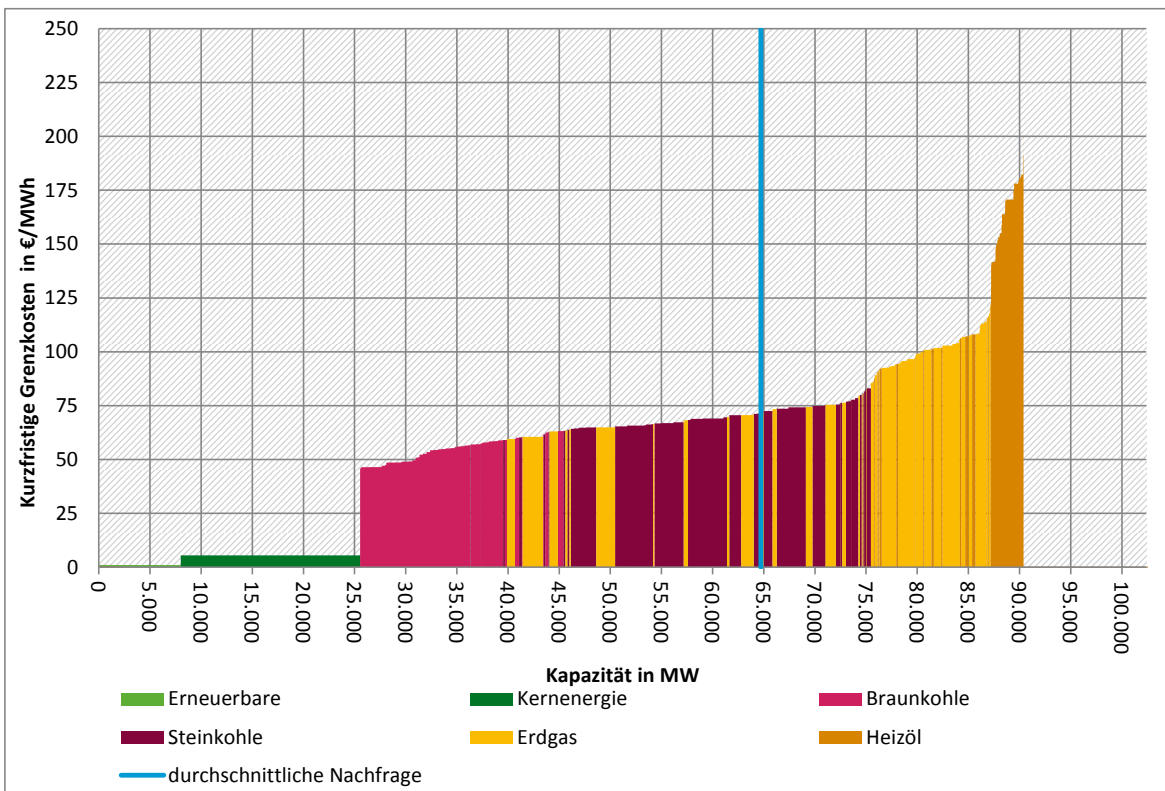
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-8: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 30 € / t CO<sub>2</sub>



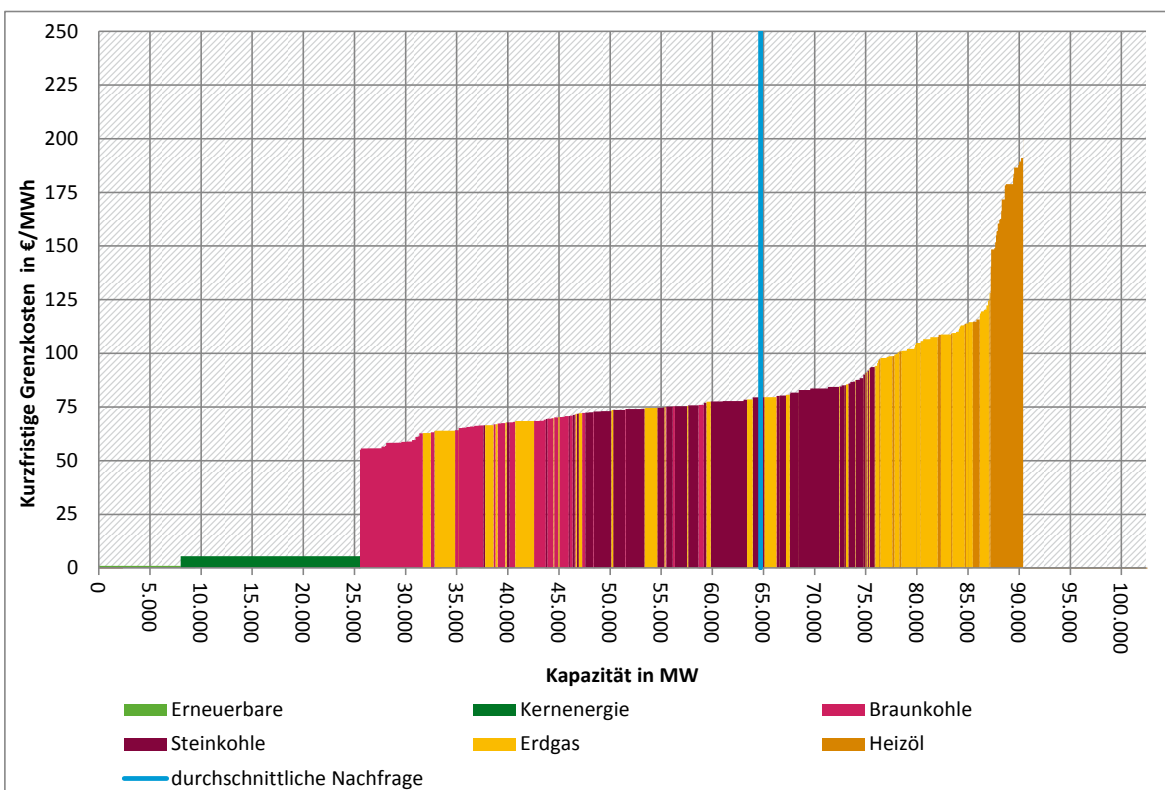
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-9: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 40 € / t CO<sub>2</sub>



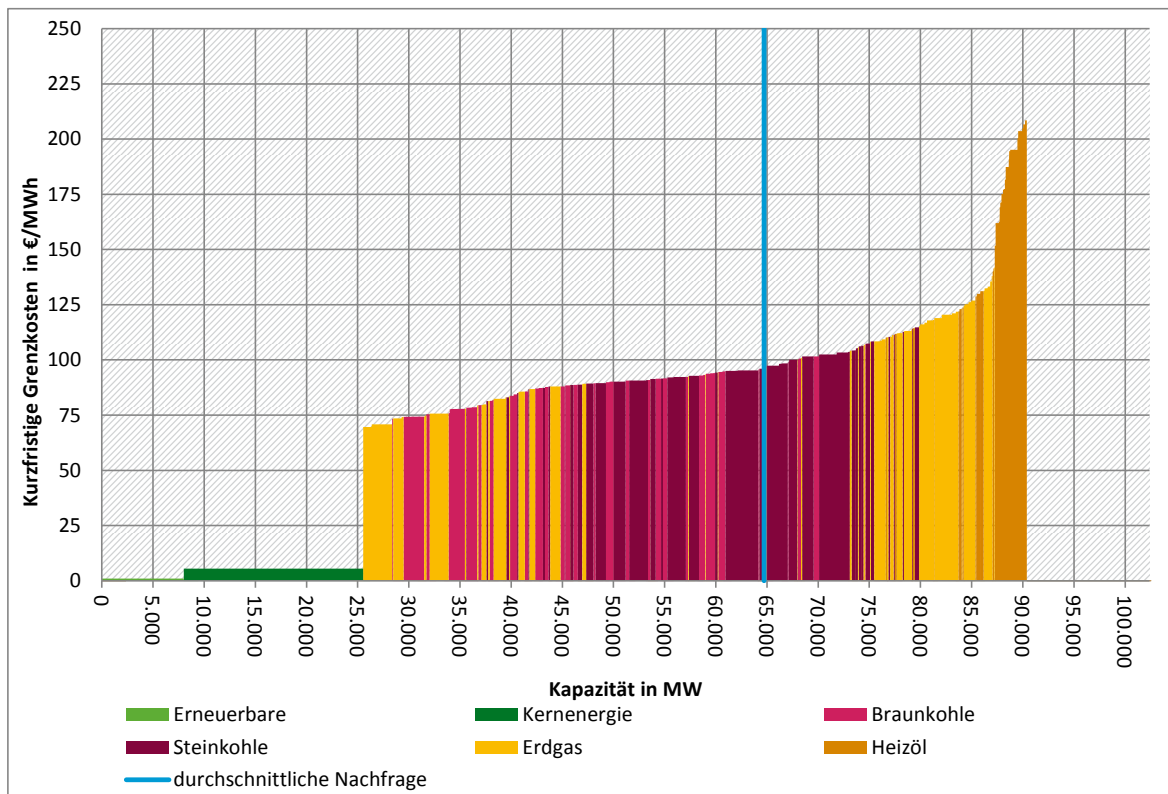
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-10: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 50 € / t CO<sub>2</sub>



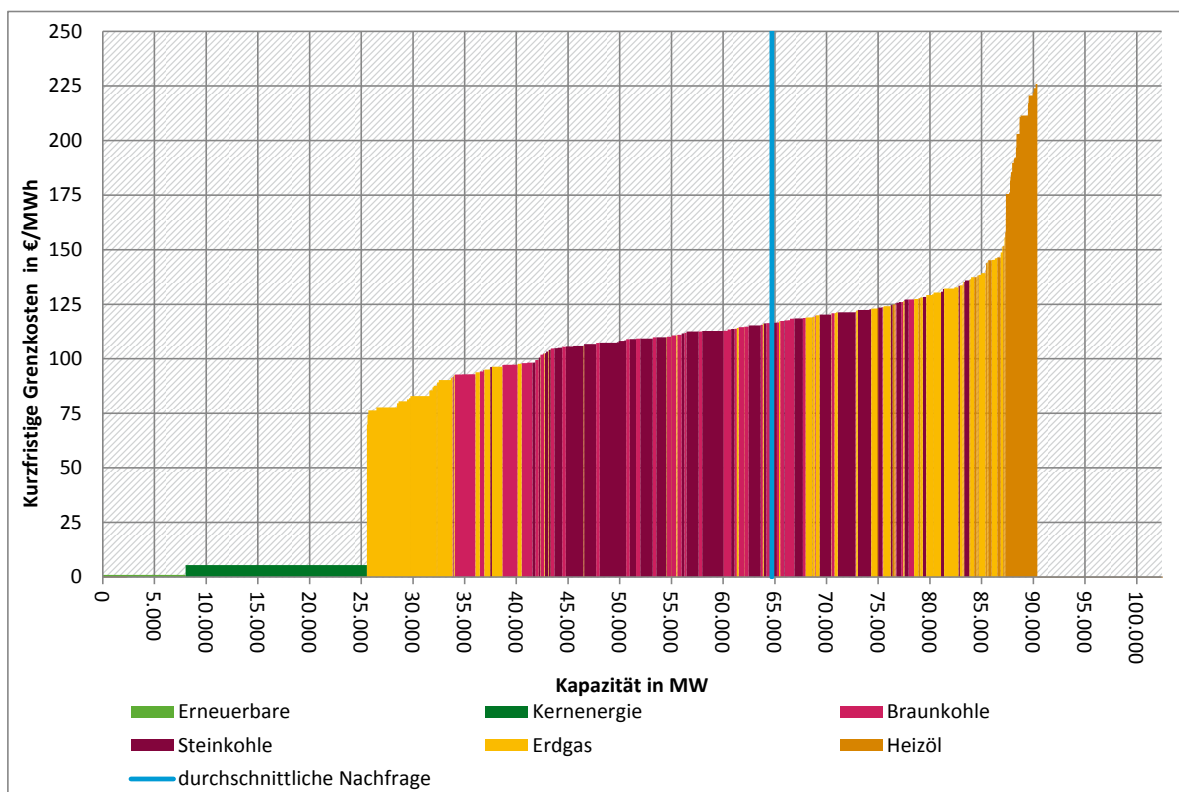
Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-11: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 70 € / t CO<sub>2</sub>



Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

Abbildung 3-12: Merit Order 2010 bei CO<sub>2</sub>-Preis 90 € / t CO<sub>2</sub>



Quelle: Modellrechnungen PowerFlex, Öko-Institut

## 4 Annex 4: Summary of methodologies, applications and lessons learnt - ex-post analysis of cost efficiency in the second trading period of the EU ETS -

Von Katja Schumacher, Johanna Cludius, Öko-Institut

Vicki Duscha, Nele Friedrichsen, Fraunhofer ISI, Karlsruhe

### Table of Contents

4.1	Introduction .....	134
4.2	Methodology .....	135
4.3	Analysis and results.....	137
4.3.1	Cost curve based estimations (Tier 1 and 2) .....	138
4.3.1.1	Linear abatement cost curve (Tier 1) analysis	139
4.3.1.2	Technology based cost curve (Tier 2) analysis	140
4.3.1.3	Short Summary	142
4.3.2	Model based estimations (Tier 3) .....	142
4.3.2.1	Industry sector	142
4.3.2.2	Power sector	143
4.4	Comparative discussion of assumptions and results.....	145
4.4.1	Counterfactual scenario .....	145
4.4.2	Alternative policy scenario.....	147
4.4.3	Sectoral detail .....	148
4.4.4	Abatement costs and CO <sub>2</sub> price .....	148
4.4.5	Temporal dimension .....	149
4.5	Lessons learnt and conclusions.....	149

## List of Figures

Figure 4-1:	Cost efficient emission reduction: flexibility advantage of an emissions trading system compared to regulatory measures.....	134
-------------	--	-----

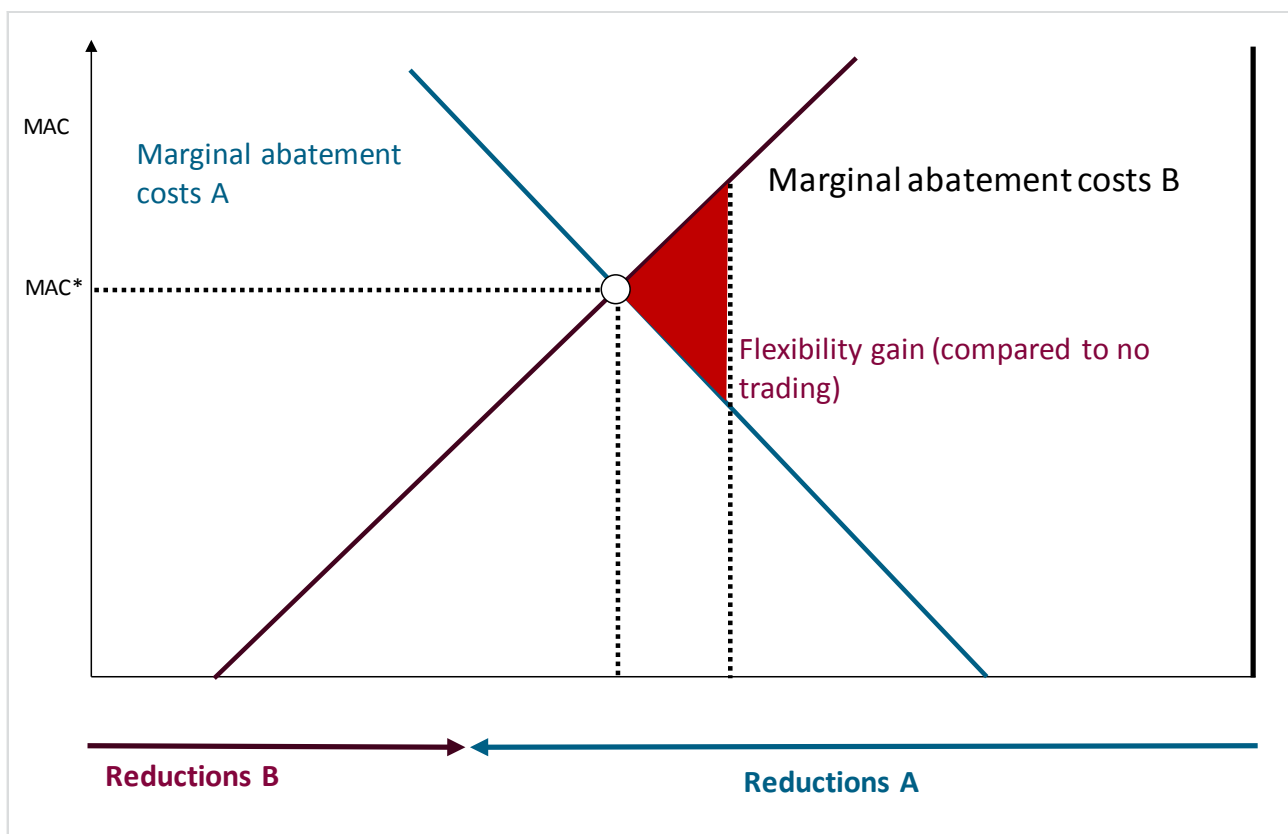
## List of Tables

Table 4-1:	Average CO2 certificate prices for the second period (Source: PointCarbon).....	137
Table 4-2:	Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 1 approach.....	139
Table 4-3:	Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 2 approach for the average year of the 2 <sup>nd</sup> TP (2008-2012) .....	141
Table 4-4:	Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 2 approach for the year 2008 .....	141
Table 4-5:	Abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 3 approach for Germany in 2010 (compared to counterfactual scenario).....	144
Table 4-6:	Summary of corrections and their effect on counterfactual emissions .....	146

## 4.1 Introduction

In economic theory, an emissions trading system 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 system face equal marginal abatement costs, equal to the market price for emission certificates. Firms, which face higher marginal abatement costs than the market price, purchase emission certificates in the market instead of reducing emissions. Firms with lower marginal abatement costs than the market price, realize 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 system. 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 4-1).

Figure 4-1: Cost efficient emission reduction: flexibility advantage of an emissions trading system compared to regulatory measures



Source: Own illustration, Fraunhofer ISI, Öko-Institut

The flexibility granted by an emissions trading system 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 SO<sub>2</sub> trading system 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. Intertemporal 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 system and the higher temporal flexibility, the higher are efficiency gains from trade.

In 2005, the EU Emissions Trading System (EU ETS) as the world's largest emissions trading system was launched. It covers CO<sub>2</sub> 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 1900 Mt CO<sub>2</sub>e 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 trading period (2005-07) was used as a learning phase. 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 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 Emissions Trading Scheme (EU ETS) at the end of 2012, first ex-post evaluations of the instrument and its major characteristic, the cost-efficiency of the system, have become possible. The aim of this paper is therefore to present and discuss methodological approaches to assess the ex-post cost efficiency analysis of the EU ETS. It further presents research results from applications of different methodologies and provides the lessons learnt. The analysis is carried out within the research project "Ex-post analysis of cost efficiency in the second trading period of the EU ETS (ETS-6)" commissioned by the German Emissions Trading Authority (DEHSt) and the German Environmental Ministry (BMUB). The paper focuses on insights gained by applying the different methodological approaches and to discuss the pros and cons of each. It then concludes with possible ways forward to further refine the methods and/or applications. We specifically ask three questions:

- ▶ What did we learn about the methods? What are they suitable for?
- ▶ What did we learn about assumptions and data employed in the case studies?
- ▶ What do we recommend for future ex-post evaluations?

The remainder of this paper is structured as follows. We first briefly describe the different methodological approaches proposed and applied in the research project. Second, we show the assumptions and data sources underlying the different methodological approaches as we applied them in case studies in this project, and summarise results. Third, we compare the results across different approaches to then reveal lessons learnt and discuss the respective methodological approaches and assumptions in light of the advantages and caveats for future application.

## 4.2 Methodology

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, with an emissions trading system that includes more than 11.000 installations it can easily be seen that an analysis on the installation level requires a

tremendous amount of information and resources and does not appear feasible, unless a modified method can be developed that takes into account these issues. 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. Besides the sectoral dimensions, other important dimensions include the regional boundaries, the temporal perspective and the definition of the alternative policy scenario itself. Each of these dimensions will be discussed for each application within the analysis section of this paper.

At the heart of any ex-post assessment of the EU ETS 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 differentiate three options to estimate the abatement costs (Tier 1-3).

- ▶ *Tier 1 – Cost curve based estimation:* 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 realized 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 (i.e. without intercept) 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 (2009b), Ecofys (2009a), Ecofys & JRC-IPTS (2009), McKinsey&Company (2007), McKinsey&Company (2009), ifo & FfE (2012). A second, different type of marginal abatement cost curves are constructed with energy-system models. 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, POLES<sup>46</sup> etc. The third type of marginal abatement cost curves are top-down marginal abatement cost curves based on macro-economic modeling 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.<sup>47</sup>).

For a Tier 2 analysis, marginal abatement cost curves constructed either bottom-up based on

<sup>46</sup> 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](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](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>.

<sup>47</sup> GEM-E3: [www.gem-e3.net](http://www.gem-e3.net), PACE: Böhringer et al. (2009), FARM: Sands et al. (2013)

techno-economic information or with energy-system models are used. In contrast top-down marginal abatement cost curves would be suitable for an analysis of the macro-economic effects but are less suitable for efficiency calculations based on the abatement costs of single sectors and/or installations because they are not sufficiently detailed.

Marginal abatement cost curves can either be used in their original form (e.g. for the total economy of a country or 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 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. In many cases, however, such models focus on one or a few individual sectors and/or countries. For the analysis of the whole EU ETS, however, 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 this level of detail. The use of models is thus more complicated and time intensive than applying calculated curves directly to the analysis (i.e. Tier 2).

### 4.3 Analysis and results

The methods described above were applied within the context of two research projects (EU ETS-5<sup>48</sup> and EU-ETS 6<sup>49</sup>). In order to apply the methods, a range of assumptions had to be made and suitable data sources identified. The applications provided a test run of the models, a follow-up improvement of the data and baseline scenarios as well as insights into the sensitivity to assumptions. This section describes the analysis and results for each application. It discusses assumptions, data sources and dimensions that were considered in each application.

Different data sets were needed for the analyses, in particular for ETS related information. Data on prices for CO<sub>2</sub> 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 4-1.<sup>50</sup>

Table 4-1: Average CO<sub>2</sub> certificate prices for the second period (Source: PointCarbon)

Year	Unweighted average price (€/t CO <sub>2</sub> )
2008	22.20
2009	13.35
2010	14.47
2011	13.24
2012	7.48
2008-12	14.46

<sup>48</sup> see (Cludius et al. 2016)

<sup>49</sup> This report presents one part of the EU ETS-6 project.

<sup>50</sup> The average price for 2008 does not include the very low spot prices for period 1 allowances observed at the beginning of the year 2008.

Data on emissions were taken from the EUTL/ CITL and from the publication “Trends and projections in the EU ETS – The EU Emissions Trading System in numbers” published by the European Environment Agency on a yearly basis. We use data on verified emissions, free allocation and auctioned amounts.

#### 4.3.1 Cost curve based estimations (Tier 1 and 2)

In the case study applications for Tier 1 and Tier 2, the dimensions were defined as follows:

- ▶ Regional detail: we included data on individual countries.
- ▶ Sector detail: in Tier 1 no sector differentiation was analysed. In Tier 2 we carried out an aggregated analysis in which we differentiated between the combustion installations and the industry sectors. In a further step, we did a disaggregated analysis in which additionally, four industrial sectors (steel, non-metallic minerals, other transformation including the refineries and other industry) were distinguished.
- ▶ Temporal perspective: we analysed two variants: First, the analysis was based on average yearly data for the second trading period (2008-2012); Banking of certificates for later periods was not accounted for. Second, the analyses were carried out for the single year 2008, as the only year during the second trading period in which emissions exceeded allocations.
- ▶ Emissions and allocation data: 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 Environment 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 on the amount of certificates sold or auctioned by the governments was taken from the EEA report 2013.
- ▶ Counterfactual scenario: The counterfactual scenario was established based on the Business-as-usual (BAU) scenario from the POLES model with a carbon price of zero. Ideally, the BAU would be constructed by an ex-post model run, feeding the POLES model with observed developments concerning factors that impact CO<sub>2</sub> emissions such as e.g. economic development, but applying a carbon price of zero. However, this would have required the purchase of a completely new model run, which was not feasible with the given budget. . Instead we used a BAU scenario that was constructed ex-ante. Not surprisingly, this scenario’s assumptions do not match observed developments. In particular the effects from the economic downturn on industrial production – and hence emissions – are substantial. Therefore, a correction was applied to estimate counterfactual emissions that are consistent with the observed developments of factors that have an impact on emissions. The correction was applied for economic activity as well as for the share of low-carbon power generation (renewable and nuclear). In addition, model data were scaled up or down to match with the EUTL.
- ▶ Definition of the alternative policy scenario: To determine the fixed emissions budgets for the individual entities (sectors, countries) in the alternative policy scenario, we looked at their respective shares of freely allocated emission certificates in the second period (i.e. before trading). In doing so, we also added the actual auctioned amounts to the electricity sector’s free allocation, in order to not underrate the permitted emission level for the electricity sector in the fictitious alternative policy scenario. This is based on the fact that in the 2<sup>nd</sup> TP, both countries that account for the bulk of EU-wide auction amounts (Germany and UK) substantially reduced free allocation to electricity installations and did so to a much lesser extent for the industry sectors. It also takes into account the assumption that under an alternative policy scenario,

windfall profits from passing through “opportunity costs” of freely received allowances (which were a key argument for reducing the electricity sector’s fee allocation in the ETS) would not occur<sup>51</sup>; leaving only the abatement costs and their relevance for international competition as key arguments for a certain discrimination between electricity and industry sectors. Subtracting this emission budget from emissions in the counterfactual scenario yields abatement requirements for each entity. In case the abatement requirement was negative (i.e. the entity would be allowed to increase its emissions) the abatement requirement was set to zero. The abatement requirements of the remaining sectors were rescaled to ensure that the same abatement as in the ETS scenario is reached.

- ▶ Information on abatement costs: For Tier 1, linear abatement cost curves were constructed based on observed emissions prices and realized reduction quantities. For the Tier 2 approach, techno-economic marginal abatement cost curves are taken from the energy-system POLES model. For use within Tier 2, marginal abatement cost curves from POLES were available for the power sector and four industry sectors: steel, non-metallic minerals, other transformation (including the refineries) and other industry for all EU countries 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 sector matched the historic emissions in these sectors for all individual countries and regions.

#### 4.3.1.1 Linear abatement cost curve (Tier 1) analysis

Table 4-2 shows results for the application of the Tier 1 methodology (covering only trade between Member States in our analysis). At 1,520 m€ the EU ETS is estimated to have led to an efficiency gain of 38 % compared to the alternative policy scenario, estimated to cost a total of 2.450 m€.

Table 4-2: Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 1 approach

	Reductions (Mt CO <sub>2</sub> )	MAC (€/t CO <sub>2</sub> )	Abatement costs (m€)*
<b>ETS scenario</b>			
<b>Seller</b>	<b>175</b>	<b>14.46</b>	<b>1 261</b>
<b>Buyer</b>	<b>36</b>	<b>14.46</b>	<b>258</b>
<b>Total</b>	<b>211</b>		<b>1 520</b>
<b>Alternative policy scenario</b>			
<b>Seller</b>	<b>113</b>	<b>9.35</b>	<b>528</b>
<b>Buyer</b>	<b>97</b>	<b>39.46</b>	<b>1 922</b>
<b>Total</b>	<b>211</b>		<b>2 450</b>
* calculated as reductions*MAC*0,5			

<sup>51</sup> For a more detailed explanation, see the Chapter “Estimation of cost savings by means of a model-based abatement curve (Tier 2 analysis)” Section 4.1.

#### 4.3.1.2 Technology based cost curve (Tier 2) analysis

In the Tier 2 analysis, four different cases were investigated: On the one hand, the disaggregated analysis in which trade is considered between the electricity sector and four industrial subsectors and on the other hand, the aggregated analysis in which only efficiency gains from trade between the electricity sector and an aggregated industry sector are taken into account. For both approaches the analysis is carried out for both the single year 2008 and the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period. Table 4-3 shows the abatement costs for the Tier 2 approach for the four cases. In all four cases two methodological approaches to determine abatement have been followed: the *Price Method* in which the observed CO<sub>2</sub>-prices are applied to (corrected) POLES curves to derive total abatement and the *Quantity Method* in which total abatement is derived by subtracting observed verified emissions from the counterfactual (i.e. corrected POLES BAU). The total amount is then allocated to the sectors using the efficient split (i.e. same marginal abatement cost for both sectors).<sup>52</sup>

For the ETS scenario for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period, total abatement costs in the disaggregated case are equal to 1015 m€ for the price method, of which 840 m€ have to be borne by the electricity sector and 175 m€ have to be borne by the industry sectors. For the aggregated case, the calculated cost under the price method are similar with 1000 m€, of which 840 m€ originate in the electricity sector and 160 m€ in the industry sectors (see Table 4-3).

Applying the quantity method, the calculated costs are higher both in the disaggregated and in the aggregated case, with 1768 m€ (disaggregated) and 1406 m€ (aggregated) corresponding to higher abatement and hence a higher predicted price than under the price method. One reason could be that other factors or policies beyond the ETS price are influencing emission reductions. Even though we tried to correct for part of these factors, this correction is likely incomplete. Moreover, assumptions made when adapting the BAU and the MACCs could be wrong. Another reason could be that abatement technologies included in the abatement cost curve do not adequately reflect all available abatement options in the relevant sectors. Hence, the main reason for the inconsistency can most likely be attributed to the marginal abatement cost curves applied. The share of cost borne by the electricity sector remains the same in the aggregated case. In the disaggregated case, the share of cost borne by the industry sector is higher under the quantity method. This corresponds to a higher share of the industrial sectors in total abatement. Beyond the effect mentioned above, this is likely impacted by a methodological aspect: emissions from the POLES models are scaled to match EUTL emissions in 2006 separately for all four industry subsectors in the disaggregated analysis, but for the aggregated analysis the scaling is made on the aggregated level for the whole industry sector. As a result the industrial sector abatement cost curve is slightly steeper in the disaggregated calculations. Also counterfactual emissions in the disaggregated analysis differ from those in the aggregated analysis.

In the alternative policy scenario, higher emission reductions for the electricity sector result in higher total abatement costs of 1216 m€ under the price method and 1728 m€ under the quantity method in the aggregated case. In contrast, the industry sectors do not realise any emission reductions and hence do not bear any abatement costs on their side. In the disaggregated case under the quantity approach, too, abatement of the electricity is increasing and in aggregate, the industrial sectors mitigate less. Several industrial sectors in some countries do not mitigate at all which results in higher total abatement costs in the alternative policy scenario. The cost add up to 2021 m€ for the price method and 3374 m€ for the quantity method in the disaggregated case. Hence, under the above assumptions, the efficiency gains from certificate trade amount to 18-19 % of total abatement costs in the alternative

<sup>52</sup> It should be noted that all results depend on the marginal abatement cost curves used within the analysis. In this case, we relied on abatement cost curves generated with the POLES model. Abatement cost curves from other models could have been used as well and might lead to differing results. In a future study, comparisons of results based on different model based cost curves might be interesting.

policy scenario for the aggregated case and 48-50 % in the disaggregated case for the average year of the 2<sup>nd</sup> trading period.

Table 4-3: Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 2 approach for the average year of the 2<sup>nd</sup> TP (2008-2012)

	Method	Reductions (Mt CO <sub>2</sub> )		Abatement costs (m€)	
		disaggregated	aggregated	disaggregated	aggregated
<b>ETS scenario</b>					
Electricity sector	price	125	125	840	840
	quantity	159	146	1390	1175
Industry	price	24	23	175	160
	quantity	36	27	378	231
Total	price	148	148	1015	1000
	quantity	195	173	1768	1406
<b>Alternative policy scenario</b>					
Electricity sector	price	126	148	1475	1216
	quantity	167	173	2662	1728
Industry	price	22	0	547	0
	quantity	28	0	712	0
Total	price	148	148	2021	1216
	quantity	195	173	3374	1728

The analysis for the year 2008 results in higher abatement cost both in the disaggregated and aggregated case even though total abatement is slightly lower (see Table 4-4). The difference between the cost in the alternative policy scenario and the ETS scenario is smaller. The calculated cost savings from trade amount to 12-15 % of total abatement costs in the alternative policy scenario for the aggregated case and 23-39 % in the disaggregated case for the single year 2008. Higher values pertain to the price method.

Table 4-4: Calculation of abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 2 approach for the year 2008

	Method	Reductions (Mt CO <sub>2</sub> )		Abatement costs (m€)	
		disaggregated	aggregated	disaggregated	aggregated
<b>ETS scenario</b>					
Electricity sector	price	115	115	1032	1139
	quantity	147	132	1801	1550
Industry	price	17	17	391	178
	quantity	31	19	754	245
Total	price	133	132	1424	1317
	quantity	178	151	2555	1795

	Method	Reductions (Mt CO <sub>2</sub> )		Abatement costs (m€)	
		disaggregated	aggregated	disaggregated	aggregated
<b>Alternative policy scenario</b>					
Electricity sector	price	113	132	1655	1547
	quantity	153	151	2555	2040
Industry	price	20	0	664	0
	quantity	25	0	757	0
Total	price	133	132	2319	1547
	quantity	178	151	3312	2040

#### 4.3.1.3 Short Summary

Given the uncertainties and assumptions, and given the different time periods considered in the Tier 1 and Tier 2 applications (average of 2008-2012 or single point of time, disaggregated and aggregated analysis) the resulting emissions reductions due to the ETS compared to the counterfactual scenario in Tier 1 and Tier 2 range from 133 to 211 Mt CO<sub>2</sub> for the EU. At the same time, the associated cost savings compared to an alternative policy scenario leading to identical emission reductions cover a span from 12% to 50% in these two Tier approaches. For more detailed descriptions of the approaches, assumptions and results please refer to the individual Tier-level reports within the ETS-5 research project (Cludius et al. 2016) and in this report.

#### 4.3.2 Model based estimations (Tier 3)

The model based (Tier 3) methodology was applied separately and in different ways for the industry sector and the power sector.

##### 4.3.2.1 Industry sector

The application of Tier 3 to the German industry sector was based on an impact assessment of the EU ETS to derive abatement cost curves that could be used in such an analysis. The dimensions of the impact assessment as well as the downstream Tier 3 cost efficiency analysis were defined as follows:

- ▶ Regional detail: Germany
- ▶ Sector detail: Industry sectors (iron & steel, non-ferrous metals, non-metallic minerals, pulp and paper, chemicals) not including refineries
- ▶ Temporal perspective: ex-ante analysis for the years 2020 and 2030
- ▶ Counterfactual scenario: Model run with zero carbon price
- ▶ ETS scenario: Several different carbon price levels from 0€/t to 50€/t in 2030 with linearly increasing CO<sub>2</sub> prices, starting from 7€/t CO<sub>2</sub> in 2014
- ▶ Definition of the alternative policy scenario: Three variants were analysed i) Emissions reduction of 7 Mio. t CO<sub>2</sub> need to be achieved by German industry without trading (resulting from the maximum modelled carbon price at 50 Euros in 2030); ii) each German industrial sector needs to reduce emissions according to EU ETS cap by 43% in 2030 compared to 2005, trading is not permitted; iii) Each industrial sector in Germany needs to reduce emissions by a given percentage. The percentage reduction for each industry sector is derived as follows: the EU ETS cap of 43% translates into an EUA price of 40 Euros per ton of CO<sub>2</sub> (scenario GHG 40, (European Commission (EC) 2014)) or alternatively 11 Euros per ton CO<sub>2</sub> (scenario GHG40/EE/RES30, (European Commission (EC) 2014) (European Commission (EC) 2014)).

According to abatement cost curves for overall German industry, the EUA price signal translates into emissions reductions for industry of 21% or 17%. These percentage reductions are equally applied to each industrial sector implying that inter-industry trade is not permitted.

- ▶ Information on abatement costs: Abatement costs derived through model runs with model FORECAST Industry

The focus of the Tier 3 analysis on the German industry sector was on the methodological development of a bottom-up model-based methodology to analyse the effects of the EU ETS on industrial emissions and the presentation of the results in the form of marginal abatement cost curves. Therefore, several differences exist to the other analyses within the project. In particular, the analysis presented an ex-ante analysis covering the timeframe from 2014 to 2030 instead of an ex-post analysis. Furthermore, the methodological approach to designing and analysing the alternative policy scenarios resembles more a Tier 2 approach than a full integrated modelling Tier 3 approach. For example, in a Tier 3 analysis, emissions reductions would have been based on a comparison between the EU ETS scenario and a counterfactual scenario, and would have consecutively been applied to the alternative policy scenario.

The analysis shows emission reductions of up to 24 Mt CO<sub>2</sub>e in 2030 compared to 2010 for a CO<sub>2</sub> price of up to 50 €/t CO<sub>2</sub>. Of that, 17 Mt CO<sub>2</sub>e are already realised in the counterfactual scenario, i.e. a model run with a price of 0€/t CO<sub>2</sub>. That is, those emissions reductions are not due to the introduction of a CO<sub>2</sub> price signal, but have other causes such as changes in energy prices and – exogenously defined in the modelling– structural changes from primary to secondary production processes.

The analysis allowed identifying some methodological challenges when using a bottom-up model for impact assessments of the EU ETS. One of them is the matching of the bottom-up modelled sectors, which use the scope and classifications of energy and national greenhouse gas inventories, with the sectors and scope under the EU ETS. In particular, the permitting practice of power plants which are part of an industry installation can vary under the EU ETS between different regulatory authorities, making a matching difficult. Another challenge are blast furnace gases, which are reported under the EU ETS by the power plant using them as input for power generation. In the bottom-up modelling, however, they are attributed to the iron and steel making process.

Other restrictions of the mitigation potential stem from model assumptions. The model is based on historic structures and only allows for forward projections based on historic trends. Structural changes, e.g. in the form of technology developments that allow for more radical fuel switches, are not taken into account. Also, industry technology normally has rather long life-times. Hence, with a timeframe until 2030 only part of the installations is likely to be replaced. Also, according to our model assumptions on industrial production, investments in new installations are not to be expected.

For the cost efficiency analysis, the above mentioned three alternative policy scenarios are being looked at. Due to the methodological character of the study, the results are only of illustrative nature and cannot be presented in detail. For each alternative policy definition, however, abatement costs were substantially higher than in the emissions trading scenario and – in those cases where mitigation levels were set – differed by industrial sector in relation to their individual mitigation cost curves.

#### **4.3.2.2 Power sector**

A Tier 3 analysis for the power sector was already conducted for the year 2010 in the previous research project (Cludius et al., 2016). There, the alternative policy scenario assumed a plant-level emission standard, at a level to receive the same amount of emissions reductions as in the EU ETS scenario (this standard amounted to 1220g per kWh of electricity produced). In this project the analysis was taking further by using a different type of alternative policy scenario, namely, plant-level budgets for the amount of emissions allowed per year.

In both analyses, the dimensions were defined as follows:

- ▶ Regional detail: Germany
- ▶ Sector detail: Power sector
- ▶ Temporal perspective: Year 2010, mid of 2<sup>nd</sup> trading period
- ▶ Counterfactual scenario: Model run with zero carbon price
- ▶ ETS scenario: Carbon price and emissions level for year 2010
- ▶ Definition of the alternative policy scenario: i) in this report: Emission budget approach, annual freight of emissions per installed production capacity based on the characteristics of an efficient natural gas based power plant at 6814 t CO<sub>2</sub>/MW. The budget was applied to all coal based power plants dated 1980 and older. Such a budget leads to constraints in the amount of load hours that less efficient plants can operate to produce electricity ; ii) in previous project: emission standard at 1220 g/kWh. Both alternative policy scenarios were designed in a way for the German power sector in 2010 to achieve the same amount of emission reduction as in the EU ETS scenario, compared to a counterfactual without the ETS.
- ▶ Information on abatement costs: Abatement costs derived through model runs with model PowerFlex

The results can be summarized as follows: Compared to the counterfactual 2.29 Mt CO<sub>2</sub><sup>53</sup> were reduced in the Germany power sector in the year 2010 through the emissions trading scheme, the carbon price was at an average at 14.80 Euro/t CO<sub>2</sub> in 2010. The alternative policy approach based on an emission standard implied the closure of three lignite power plants to reach the same level of emission reduction. The alternative policy scenario based on an emissions budget implied the reduction of operating hours for coal plants, with the exact operating hours depending on each plant's conversion efficiencies, ranging from 7800 to 8600 hours per year for lignite powered plants and from 1300 to 5800 hours per year for hard coal power plants.

To assess the cost efficiency in the Tier 3 application for the German power sector, the abatement costs from a societal perspective were calculated by focussing on the difference in the sum of variable costs for power dispatch excluding CO<sub>2</sub> costs. Table 4-5 summarises the findings. According to the model calculations, abatement costs for 2.29 Mt CO<sub>2</sub> of abatement result in 15 m€ in the ETS scenario and 152 m€ in the alternative policy case i) based on emission standards and 137m € in the alternative policy scenario ii) based on an emission budget. That is, abatement costs are about 137m € lower in the ETS scenario compared to the emission standard scenario and about 122m € lower compared to the emission budget scenario. At the same time, the introduction of a CO<sub>2</sub> price results in an increase in power prices of 12.55 €/MWh in the ETS scenario (assuming that CO<sub>2</sub>-related costs are fully passed-through into power prices), while the price increase in the alternative policy scenarios is significantly lower, 0.77 €/MWh in the emission standard scenario and 0.44 €/MWh in the emission budget scenario.

Table 4-5: Abatement costs in the EU ETS and the alternative policy scenario for the Tier 3 approach for Germany in 2010 (compared to counterfactual scenario)

	Power price difference (€/MWh)	Abatement costs (m€)
--	-----------------------------------	-------------------------

<sup>53</sup> Due to slight methodical differences, the emission reduction calculated in the previous project amounted to a reduction of 2.53 Mt CO<sub>2</sub> for the emissions trading scenario, while the alternative policy scenario led to a reduction of 2,37 Mt. Aiming at a reduction of 2,53 Mt would have resulted in slightly higher costs and power prices, whereas aiming at a reduction 2.29 Mt would have resulted in slightly lower costs and power prices than shown in Table 4-5 for alternative policy scenario i) Emissions Standards. However, the differences are not as large so as to significantly influence the results.

	Power price difference (€/MWh)	Abatement costs (m€)
<b>ETS scenario</b>	<b>12.55</b>	<b>15</b>
<b>i) Alternative policy scenario: Emission Standard</b>	<b>0.77</b>	<b>152</b>
<b>ii) Alternative policy scenario: Budget approach</b>	<b>0.44</b>	<b>137</b>

## 4.4 Comparative discussion of assumptions and results

This section discusses and compares the assumptions and results before moving on to the lessons learnt. The discussion is structured along the different dimensions to allow a comparison of the approaches within each dimension.

### 4.4.1 Counterfactual scenario

Different approaches were applied to develop the counterfactual scenario. In the cost curve based estimates, the counterfactual scenario was based on historical emissions values of the previous year/previous trading period (Tier 1) or on a business-as-usual projection with base 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, due to the effect of the financial and economic crisis, a case study for Tier 2 for the second trading period based on a BAU-projection that does not take the crisis into account would likely overestimate the abatement effect of the ETS. Furthermore, other developments have taken place since the projection was done, i.e. implementation or reinforcement of other policy instruments (e.g. subsidies for renewable energy), or changes in other economic factors, such as fuel prices.

Since the counterfactual emissions development was identified as one of the main caveats for the application of the Tier 2 method in an earlier study (Cludius et al. 2016)<sup>54</sup>, it was decided to further analyse this assumption in the context of this method. Since the counterfactual emissions in the case study applying the Tier 2 approach were taken from the baseline development underlying the POLES abatement cost curves (i.e., modelled before the start of the second trading period), a refinement of the counterfactual emissions development is also linked to the discussion of the suitability of abatement cost curves.

In a first step we investigated whether it is possible to purchase ex-post POLES abatement cost curves. However, although ENERDATA (the author and developer of POLES) has considered such model runs with the POLES model, they have not yet been implemented and are thus not available for purchase.

Therefore, we adjusted the POLES baseline emissions (and abatement cost curves) based on an investigation of the assumptions underlying the POLES curves in terms of GDP development, renewable energy and nuclear energy production with actually observed developments. As data sources we used Eurostat, production indices from industry associations and publications by the European Environment Agency (EEA). On the basis of this comparison, the POLES baseline (and abatement cost curves) are adjusted for economic development and diverging development of low carbon electricity generation (renewable and nuclear) to establish a counterfactual that better reflects actually observed devel-

<sup>54</sup> Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5) “. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-weiterentwicklung-des-eu>

opments. Other aspects such as the potential effect of fuel prices developments other than those embodied in the POLES curves have been discussed qualitatively, but have been considered unsuitable for a plausible correction because the exact model assumptions in POLES are not public.

We corrected for the impact of economic development by comparing actual GDP development in 2008–2012 to the development assumed in the POLES scenarios for each country. Emission levels for both industry and electricity sector were rescaled using an elasticity of emissions to changes in GDP of 1 following Trotignon (2012).<sup>55</sup> Additionally, we compared the development of renewable energy sources and nuclear based on Eurostat to the one assumed in POLES.<sup>56</sup> We applied marginal emissions factors in electricity generation from EEA (2015), differentiated by country (aggregate) to rescale emissions for the electricity sector at country level.<sup>57</sup> For industry, no further adjustments were made (even though changes in CO<sub>2</sub>-intensity in industrial sectors are not exclusively driven by the EU ETS) for two reasons. First, data for industry production is only available as aggregated GDP from the POLES model which makes targeted corrections impossible. Second, the EU ETS has merely two ways of reducing emissions in industry, a) decreasing CO<sub>2</sub>-intensity of the product or b) decreasing production. If we correct for both impacts, the effect from the EU ETS would be eliminated from the data.

Table 4-6 summarises these adjustments of counterfactual emissions. Whilst the correction for GDP leads to a downward adjustment in total, the correction for renewable and nuclear based electricity increases counterfactual emissions. Overall, counterfactual emissions after correction are roughly 7% lower than predicted by POLES.

Table 4-6: Summary of corrections and their effect on counterfactual emissions

Mt CO <sub>2</sub> eq.	Counterfactual emissions before correction	GDP correction	RES-E and nuclear correction	Counterfactual emissions after correction
Electricity	1,652	-129	28	1,551
Industry	636	-50	0	586
Total	2,289	-179	28	2,137

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 ETS. In this case, the counterfactual does only account for the difference in emissions that are associat-

<sup>55</sup> This is the value for times of economic crisis (i.e. a decrease in economic activity), in which the elasticity of emissions to GDP is likely more pronounced. Based on data for 1999-2004 for the EU 27 (a growth period) Trotignon (2012) estimates an elasticity of emissions to industrial production equal to 0.6 and finds that for 1% GDP growth industrial production grew by 0.8% and CO<sub>2</sub> emissions increased by 0.5% (0.6\*0.8). For economic crisis, in contrast, he proposes an elasticity of 1.2 between emissions and industrial production. This implies roughly a 1% reduction in emissions for a 1% reduction in GDP (1.2\*0.8=0.96). The elasticity of emissions to GDP depends on the relationship between industrial production and GDP, hence ideally country specific data should be used. However, to the knowledge of the authors, no overview of emission elasticities for individual European countries is available.

<sup>56</sup> A rough assessment on marginal abatement costs of renewable energies in Germany: Today, wind onshore, as one of the cheapest renewable generation technologies in Germany, is remunerated at a rate of 90Euro/MWh under the German feed-in tariff. Assuming an average electricity price of 50Euro/MWh results in a cost difference of 40Euro/MWh. Divided by the average CO<sub>2</sub>-factor of electricity in Germany, which varied between 656 and 542kg/MWh in the years 2008-12 (Destatis), this lead to marginal abatement costs of 61-74Euro/t CO<sub>2</sub>.

<sup>57</sup> These corrections are based on the assumption that the EU ETS did not have a significant impact on the development of these factors.

ed 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.

However, the application for the industry sector has also shown that even though the model was available, the definition of the counterfactual scenario presents one of the key challenges for the further analysis. Namely, in the Tier 3 industry analysis, 2/3 of total emission reductions in 2030 compared to 2010 are already realised under the counterfactual scenario. As a result, calculated emission reductions due to the EU ETS are limited.

#### 4.4.2 Alternative policy scenario

The *alternative policy scenario* in the case studies applying the Tier 1 and Tier 2 approach was designed based on allocation of emissions rights, e.g. grandfathering for the second trading period, without allowing for 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 emissions 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.

Rather than using free and auctioned allocation (based mainly on grandfathering) 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) or based on specific emission limits by product or sector, e.g. in t CO<sub>2</sub> eq. emissions per t product. However, in order to do so, data on production would be needed in order to derive the sector emission limit and hence the absolute amount of avoided emissions. In future periods, for the industry sector at least, allocation will reflect such information. An additional challenge arises as it needs to be made sure that emission reductions calculated by bottom-up approaches result in the same emissions reductions as in the ETS scenario.

In general, a more refined alternative policy scenario should reflect plausible emission reductions for all sectors (i.e. allow deriving the share of emission reduction required from each sector). An alternative policy scenario might also be designed to further differentiate within one sector (e.g. by looking at certain technologies and/or products or installations) as even under alternative policies, specific emissions will continue to differ between installations. While this might present an approach closer to reality, it seems to be a major challenge to develop such an alternative policy scenario. It also needs to be considered how much time and resources should be spent on defining the alternative policy scenario in detail compared to the additional insights coming from a very detailed alternative policy scenario.

For Tier 3, an alternative policy scenario can be clearly designed in a way to reflect the derived emissions reductions, leaving all other assumptions constant. Two alternative policy approaches were applied for the analysis of the German power sector, i) an emission standard (for example, per unit of electricity produced) and ii) an emission budget (for example, per year). Both were set up in a way to receive the same amount of emissions reductions as in the EU ETS scenario. Other implementations of an alternative policy scenario could relate to fuel type specific emissions limits, a coal phase-out, CO<sub>2</sub>-price floors etc.

For a first application of the Tier 3 industry model, three alternative policy scenarios were defined. Reduction requirements were implemented as i) a fixed emission reduction level for German industry without trading, ii) equal percentage reduction according to the EU ETS cap of 43% in 2030 compared to 2005 for each industrial sector without the possibility of trading, iii) equal percentage reduction for each industrial sector without the possibility of trading. The percentage reduction requirement is

based on the cost efficient percentage reduction that the German industry in total would take on in response to the EU ETS cap and its resulting EUA price. Each of these three specifications have their merits and allow drawing valuable insights. The complexity of the scenarios differs substantially. A drawback here is that the alternative policy scenarios do not result in equal emissions reduction but rather present different interpretations of EU ETS features as alternative policies, applying the cap and its resulting EUA price with and without sectoral and EU-wide trading to the German industry sector. This makes a comparison challenging.

#### **4.4.3 Sectoral detail**

The Tier 2 analysis was carried out at different levels of sectoral detail. In the aggregated analysis only the electricity sector and an aggregated industry sector were differentiated. In the disaggregated analysis we further differentiated the industry sector in each country distinguishing steel, non-metallic minerals, other transformation (including the refineries) and other industry. This allows discovering more efficiency gains since the assumption of efficient abatement allocation between these industry sectors in the alternative policy scenario is dropped.

The Tier 3 analysis for the industry sector aimed not only at estimating cost efficiency of ETS, but also at investigating how close the model scope of the model used matches the scope defined by the EU ETS regulation. Our analysis showed that challenges can arise from matching a bottom-up model such as FORECAST industry with the data contained in the EU ETS transaction log (EUTL). In particular, blast furnace gases are accounted for differently in the model (as part of the steel sector) compared to the EU ETS regulation, where they are usually covered as part of the energy sector. A second challenge is the permitting practice for industrial power plants, which can be either covered in the ETS as part of the industry installation or as a separate power installation (in which case emissions are attributed to the power sector rather than the industry sector.) While in general, these challenges could be overcome, the heterogeneous permitting situation requires detailed, installation-by-installation checks to identify all differences and provide for a better match.

#### **4.4.4 Abatement costs and CO<sub>2</sub> price**

Abatement costs and abatement options depend to a large extent on the technologies included in the abatement cost curve. For ex-post analyses, knowledge on the technologies that were being applied is needed, but difficult to obtain.

For ex-ante analyses, knowledge on future technologies, their availability and cost development is determining the abatement costs. Transparency on which technologies are being included (e.g. CCS technology yes/no, new low-carbon cement yes/no) is a necessity to interpret the results of a cost analysis. Also, information on which other abatement options such as substitution of production processes (e.g., from primary to secondary production routes) or product substitution are being included, should be provided in a transparent manner. Not least, assumptions on the firms' degree of foresight, as well as the precise investment appraisal criteria used by the firms can significantly affect the results.

Another major assumption is that the observed market price for CO<sub>2</sub> certificates reflects a real shortage of CO<sub>2</sub> certificates and indicates the real marginal abatement costs of installations rather than being primarily affected by other aspects such as market power or speculation. This assumption may prove to be less of a caveat as the situation might change in future years, assuming that we will see a shortage in certificates at some point.

#### 4.4.5 Temporal dimension

A caveat of our analyses is that they do not account for inter-temporal trade between the second trading period and later trading periods. In reality, however, a large surplus of emission certificates was banked from the second trading period into the third one for use in later periods. The additional emission reductions leading to this surplus affect costs, but the present analysis neglects efficiency gains from trade with, and in, later periods. Hence, future work should try to include efficiency gains from inter-temporal trade.

As a sensitivity analysis to Tier 2, we carried out the cost efficiency calculations for both an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period and the single year 2008. We suppose that the results for the single year are more influenced by singular effects of that year's dataset, which might normally level out over a period in time. For example, in 2008 significantly less certificates than in an average year of the 2<sup>nd</sup> trading period were auctioned due to the fact that certificates became available only in November. Also, even though the cap decreases linearly year by year, actual emission reductions over the trading period can follow a non-linear path. Consequently, abatement in a single year may have been lower or higher than in an average year. Since we used total abatement under the ETS to determine the required abatement in the Alternative Policy Scenario, this affects the cost estimate in the Alternative Policy Scenario. The size of the effect depends on the steepness of the MACC. At the same time, 2008 was the only year during the 2<sup>nd</sup> trading period in which aggregate allocation was smaller than BAU emissions so that actual scarcity existed in the market, at least on aggregate over the year. With respect to actual cost savings from trade in the 2<sup>nd</sup> TP, our analysis does not allow to conclude whether the period average 2008-12, or the single year 2008 is more "representative" for a "typical" trading year in the EU ETS and hence more representative with respect to estimated efficiency gains.

### 4.5 Lessons learnt and conclusions

This section presents lessons learnt both for the methods employed and their particular applications.

The analysis revealed that the most important aspects driving the results of an ex-post assessment of the EU ETS include

- ▶ the choice of the assessment perspective with its trade-off between data requirements and accuracy (cf. the 3 tiers)
- ▶ the availability and quality of suitable abatement cost curves
- ▶ determining the avoided emissions due to the ETS compared to a system without ETS (counterfactual scenario)
- ▶ designing the alternative policy scenario

In general, 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.

The *Tier 1 approach* while relatively easy and intuitive provides a very rough assessment of cost efficiency. It serves as a 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.

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, as was the case in a number of years in the second trading period, prevent the construction of such a curve. Therefore, the Tier 1 approach presents a suitable starting point for an ex-post efficiency analysis, if additional information on abatement costs is not readily available. It is most suited for aggregated analyses that encompass whole countries or sectors and can therefore be employed to look at the whole ETS.

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. Therefore, it is well suited to assess the cost efficiency of the ETS, as the abatement costs are based on underlying real-world data and therefore can compare the costs of different abatement options directly.

However, the availability of suitable abatement cost curves is key. Those curves have to correspond a) to the temporal, sectoral and regional dimension of the analysis, b) to the historical quantity and price data employed and c) to potential other abatement cost curves in case those are employed to complement information for other countries or sectors in future analyses. A main caveat for the Tier 2 approach is that the marginal abatement cost curves that have been used are constructed based on ex-ante projections. 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, at the point of the analysis in this report such curves were – to our knowledge – not available. As a compromise we used an available set of abatement cost curves from the POLES model which were set up as ex-ante curves before the start of the second trading period. We adjusted these ex-ante BAU and abatement cost curves based on a comparison of actually observed economic development and low-carbon power generation, to the model assumptions in POLES. However, this correction is difficult and fraught with problems. In particular availability of detailed sectoral data is a problem as well as a separation of effects: partially data does not allow to single out the effect that the EU ETS had e.g. on changes in emissions intensity compared to other factors that impact emissions intensity such as capacity utilization of installations. Ex-post constructed marginal abatement cost curves would in our point of view be a superior solution.

A further caveat is the calibration of the data. Due to the differences in sector coverage between the EUTL and POLES, the counterfactual emissions and the marginal abatement cost curves for all years were scaled to match EUTL emissions. In the disaggregated analysis this was done based on a matching of activity codes and POLES sectors. In contrast in the aggregated analysis we matched the electricity sector and the sum of the industry sectors. This methodological difference leads to different counterfactual emissions in the disaggregated compared to the aggregated analysis.

Last, not least, the definition of an appropriate alternative policy scenario is crucial for the analysis. We defined abatement requirements based on each sector's respective free allocation, plus the auctioned amounts (for the electricity sector), as an indicator for the emissions that each sector would still be allowed to emit. It would be desirable to investigate other scenarios e.g. with specific emission limits by product or sector. This would allow further differentiating within one sector (e.g. by looking at certain technologies and/or products or installations) as even under alternative policies, specific emissions will continue to differ between installations. However, such an approach requires data on production which is not feasible with the current data.

The *Tier 3 approach* allows for endogenous analysis of emissions reductions and mitigation costs and may therefore be superior to the other two tiers. However, it requires access to, and use of, a detailed model which often is only available for individual sectors in specific countries. This type of analysis is more easily carried out for the electricity sector than the industry sector, which is much more heterogeneous. Furthermore, the models have to be able to describe both long- and short-term efficiency and abatement opportunities (e.g. fuel switch options in industry) in order to realistically assess the effects

of an ETS. An assessment of trading across a number of sectors (or all EU ETS sectors) can only be made if the respective bottom-up models can be linked, in order to take account of the interactions between sectors and between the supply and demand. A simple addition of model results is not possible.

Also, a good calibration of the model to match the ETS sectors is difficult in certain areas. That is in particular true if only the electricity sector or only the industry sectors are included, since especially power plants owned by industry sectors may be assigned differently in the model than actually in the ETS regulation. However, even if all sectors are being included, the permitting practice for industrial power plants under the EU ETS is heterogeneous among countries and sectors, causing difficulties when trying to match the ETS sectors with the model sectors. Pure calibration (“up- or down-scaling” of differences) in those cases, without deeper investigation of the cause of differences, may result in inaccuracies and inconsistencies regarding the abatement potential. This point applies to Tier 2 analyses as well.

Another issue is – also with the Tier 3 approach – the definition of the counterfactual scenario. As some emission reductions may already be realized due to changes in energy prices, this needs to be taken into account when looking at the mitigation potential of the EU ETS.

For future assessments, models should be further improved regarding the level of detail that they provide and use as data basis, and at the same time improve the data quality regarding mitigation options and elaborate the modelling of decision making by firms. While for the electricity sector, a plant-by-plant modelling is available and modelling of the electricity market is quite realistic at least for Germany, this is not the case for the industry sectors. Hence, improvements are particularly required in understanding and modelling abatement potentials in the industry sector. Firm interviews and written surveys can provide a helpful technique to gain a better understanding of the firm’s decision making processes and the technology choices made in the past.

Finally, a challenge arises from the Tier 3 approach as it requires detailed information, a number of assumptions and provides a high degree of freedom for the analysis when choosing or building/extending a model, adapting the model for the question at hand or designing the scenarios. All functional specifications and model parameters need to be carefully chosen, checked throughout calibration processes and possibly readjusted. Still, it needs to be kept in mind that models aim to provide a simplified representation of some complex phenomenon; they do not aim to grasp - and can never reflect - the full extent of reality. Thus, uncertainties remain.

To sum up: The analysis revealed that taking into account data availability and resource intensity of the different tiers, none of the three methods is generally superior to the other, they rather have different uses and may complement each other. The approaches will always face a trade-off between breadth and depth of the analysis, and encounter data and resource constraints. Moreover, the assumptions taken to define a framework might shape the results to a specific 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.

## 5 Literaturverzeichnis/References

- Abrell, J.; Ndoye-Fay, A.; Zachmann, G. (2011): Assessing the impact of the EU ETS using firm level data. Bruegel Working Paper 2011/08.
- AG Energiebilanzen (2015): „Energiebilanzen der Bundesrepublik Deutschland 1990-2012“, <http://www.ag-energiebilanzen.de/7-0-Bilanzen-1990-2012.html>, letzter Besuch 18.5.2015.
- Anderson, B.; di Maria, C. (2011): Abatement and Allocation in the Pilot Phase of the EU ETS. *Environmental and Resource Economics* 48, 83–103 DOI 10.1007/s10640-010-9399-9
- Berghmans, N.; Alberola, E.; Cheze, B.; Chevallier, J. (2014): The CO<sub>2</sub> emissions of the European power sector: factors explaining the trend and the climate and energy policies' contribution.
- Biere, D. (2015): Modellgestützte Szenario-Analyse der langfristigen Erdgasnachfrageentwicklung der deutschen Industrie. Dissertation. Hg. v. Fakultät für Wirtschaftswissenschaften des Karlsruher Institute of Technology (KIT). Karlsruhe.
- BMUB (2015): Projektionsbericht der Bundesregierung 2015. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin.
- Anderson, B. and di Maria, C. (2011): Abatement and Allocation in the Pilot Phase of the EU ETS. *Environmental and Resource Economics* 48, 83–103 DOI 10.1007/s10640-010-9399-9
- Berghmans, N., Alberola, E., Cheze, B. and Chevallier, J. (2014): The CO<sub>2</sub> emissions of the European power sector: factors explaining the trend and the climate and energy policies' contribution.
- Böhringer C.; Löschel A.; Moslener U.; Rutherford T. (2009): EU climate policy up to 2020: An economic impact assessment. *Energy Economics*, 31(2), pp. 295–305.
- Böhringer, C. (2002). Industry-level emission trading between power producers in the EU. *Applied Economics*, 34(4), pp. 523–533. doi:10.1080/00036840110052163.
- 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. Available at [http://ec.europa.eu/environment/enveco/climate\\_change/pdf/primes.pdf](http://ec.europa.eu/environment/enveco/climate_change/pdf/primes.pdf), last accessed on 26 Nov 2015.
- Chevallier, Julien (2011): A model of carbon price interactions with macroeconomic and energy dynamics. *Energy Economics* 33 (6), S. 1295–1312. DOI: 10.1016/j.eneco.2011.07.012.
- Cludius, J.; Cook, V.; Förster, H.; Greiner, B.; Loreck, C.; Repenning, J.; Schumacher, K.; Duscha, V.; Eichhammer, W.; Friedrichsen, N.; Wesche, J.; Diekmann, J. (2016): Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS-5) (Climate Change No. 16/2016). Dessau-Roßlau. Available at [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate\\_change\\_16\\_2016\\_evaluierung\\_und\\_weiterentwicklung\\_des\\_eu-emissionshandels.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_16_2016_evaluierung_und_weiterentwicklung_des_eu-emissionshandels.pdf), last accessed on 27 Mar 2017.
- DEHSt (2014): VET-Bericht 2013. Treibhausgasemissionen der emissionshandelspflichtigen stationären Anlagen in Deutschland im Jahr 2013. Hg. v. Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) im Umweltbundesamt. Berlin.
- DEHSt(2012): NAP-Tabelle 2008-2012, „Emissionshandelspflichtige Anlagen in Deutschland 2008-2012“, [www.dehst.de/SharedDocs/Downloads/Archiv/Zuteilung\\_2008-2012/NAP%20II/20130228-NAP-Tabelle.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.dehst.de/SharedDocs/Downloads/Archiv/Zuteilung_2008-2012/NAP%20II/20130228-NAP-Tabelle.pdf?__blob=publicationFile), letzter Besuch 29.5.2015
- Declercq, Bruno; Delarue, Erik; D'haeseleer, William (2011): Impact of the economic recession on the European power sector's CO<sub>2</sub> emissions. *Energy Policy* 39 (3), 1677–1686. DOI: 10.1016/j.enpol.2010.12.043.
- DESTATIS/ Statistisches Bundesamt: “Daten zur Energiepreisentwicklung - Lange Reihen von Januar 2000 bis Februar 2014 -” Artikelnummer: 5619001141025

- Diakoulaki, D. and Mandaraka, M. (2007): Decomposition analysis for assessing the progress in decoupling industrial growth from CO<sub>2</sub> emissions in the EU manufacturing sector. *Energy Economics* 29, 636-664.  
doi:10.1016/j.eneco.2007.01.005.
- Ecofys (2009a): Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC): Power supply sector, last accessed on 7 Oct 2014.
- Ecofys (2009b): Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC): Summary report, last accessed on 7 Oct 2014.
- Ecofys & JRC-IPTS (2009): Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC): Industry & refineries sector.
- EEA (2015): Renewable energy in Europe - Approximated recent growth and knock-on effects (Technical Report No. 01/2015). Available at <https://www.eea.europa.eu/publications/renewable-energy-in-europe-approximated>.
- EEA (2013): Trends and projections in Europe 2013: Tracking progress towards Europe's climate and energy targets until 2020. Executive summary. Available at <http://www.eea.europa.eu/publications/trends-and-projections-2013>, last accessed on .
- Ellerman, D.; Convery, F.; de Perthuis, C. (2010): Pricing carbon: the European Union emissions trading scheme. Cambridge University Press
- Ellerman, A. D. and Buchner, B. K. (2008). Over-allocation or abatement? A preliminary analysis of the EU ETS based on the 2005–06 emissions data. *Environmental and Resource Economics*, 41(2):267–287.
- Ellerman, A. D.; Joskow, P. L. & Bailey, E. M. (2000). Cost Savings from Emissions Trading. In D. Ellerman, P. Joskow, R. Schmalensee, J.-P. Montero, & E. Baily (Eds.), *Markets for Clean Air. The U.S. Acid Rain Program* (pp. 253–297). Cambridge University Press.
- Ellerman, D. and Feilhauer, S. (2008): A Top-down and Bottom-up look at Emissions Abatement in Germany in response to the EU ETS. 08-17Center for Energy and Environmental Policy Research. Department of Economic, MIT Energy Initiative, Sloan School of Management.
- European Commission (EC) (2014): Impact Assessment accompanying the document Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - A policy framework for climate and energy in the period from 2020 up to 2030.: Commission Staff Working Document (No. SWD (2014) 15 final). Available at [http://ec.europa.eu/smart-regulation/impact/ia\\_carried\\_out/docs/ia\\_2014/swd\\_2014\\_0015\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/smart-regulation/impact/ia_carried_out/docs/ia_2014/swd_2014_0015_en.pdf), last accessed on 4 May 2017.
- EUROSTAT "GDP and main components – volumes, current prices, price indices " [nama\_gdp\_k, nama\_gdp\_c, nama\_gdp\_p] Extracted: 3.9.2014, Last Update: 27.8.2014
- EUROSTAT Annual detailed enterprise statistics for industry (NACE Rev. 2, B-E) [sbs\_na\_ind\_r2]. Extracted: 17.06.2014, Last Update: 13.06.2014
- EUROSTAT Annual detailed enterprise statistics for industry (NACE Rev. 2, B-E) [sbs\_na\_ind\_r2]: Production value, Value added at factor cost, Purchases of energy products (in value )
- EUROSTAT National Accounts by 64 branches - volumes [nama\_nace64\_k]: Gross value added (at basic prices),
- EUROSTAT: "Supply, transformation, consumption - all products - annual data" [nrg\_100a]
- Fleiter, Tobias; Schломann, Barbara; Eichhammer, Wolfgang (Hg.) (2013): *Energieverbrauch und CO<sub>2</sub> Emissionen industrieller Prozesstechniken – Einsparpotenziale, Hemmnisse und Instrumente*. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung. Stuttgart: Fraunhofer Verlag.
- Fleiter, T.; Fehrenbach, D.; Worrel, E.; Eichhammer, W. (2012): 2012. Energy efficiency in the German pulp and paper industry – A model-based assessment of saving potentials. *Energy*, 40(1), pp. 84–99.

- Fleiter, T; Worrell, E; Eichhammer, W (2011): Barriers to energy efficiency in industrial bottom-up energy demand models - a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15 (6). 3099–3111.
- Fujimori, S.; Masui, T. & Matsuoka, Y. (2015). Gains from emission trading under multiple stabilization targets and technological constraints. *Energy Economics*, 48, pp. 306–315. doi:10.1016/j.eneco.2014.12.011.
- Gloaguen, Olivier; Alberola Emilie (2013): Assessing the factors behind CO2 emissions changes over the phases 1 and 2 of the EU ETS: an econometric analysis. Working Paper N 2013-15, accessed on 13/06/2014.
- ifo & FfE (2012): Die Zukunft der Energiemärkte: Ökonomische Analyse und Bewertung von Potenzialen und Handlungsmöglichkeiten (ifo Forschungsberichte No. 57), last accessed on 7 Oct 2014.
- IREES und Fraunhofer ISI (2014): Evaluation des Förderprogramms „Energieberatung im Mittelstand“ (Institut für Ressourceneffizienz und Energiestrategien & Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung, Hg.), Karlsruhe.
- Jaccard, M (2005): “Hybrid Energy-Economy Models and Endogenous Technological Change“, in *Energy and Environment*.
- Kemfert, C.; Kohlhaas, M.; Truong, T. & Protsenko, A. (2006). The environmental and economic effects of European emissions trading. *Climate Policy*, 6(4), pp. 441–455. doi:10.1080/14693062.2006.9685612.
- Kesicki, Fabian; Strachan, Neil (2011): Marginal abatement cost (MAC) curves: confronting theory and practice. In: *Environmental Science & Policy* 14 (8), S. 1195–1204. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901111001377>.
- Kesicki F., Yanagisawa A. (2014): “Modelling the Potenzial for industrial energy efficiency in IEA’s World Energy Outlook“, in *Energy Efficiency*, DOI 10.1007/s12053-014-9273-7.
- Klobasa, M. and Sensfuss, F.(2013): CO2-Minderung im Stromsektor durch den Einsatz erneuerbarer Energien im Jahr 2010 und 2011 – Gutachten. Bericht für die Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) im Auftrag des Zentrums für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg (ZSW). Karlsruhe, Mai 2013. Im Internet unter: [http://www.isi.fraunhofer.de/isi-wAssets/docs/x/de/publikationen/Abschlussbericht\\_Gutachten-CO2-ISI\\_2010-2011.pdf](http://www.isi.fraunhofer.de/isi-wAssets/docs/x/de/publikationen/Abschlussbericht_Gutachten-CO2-ISI_2010-2011.pdf)
- Laing, T.; Sato, M.; Grubb, M.; Combetti, C.(2014): The effects and side-effects of the EU emissions trading scheme. In: *WIREs Clim Change*, S. n/a. DOI: 10.1002/wcc.283.
- Matthes, F. (2008): Die Gewinnmitnahmen deutscher Stromerzeuger in der zweiten Phase des EU-Emissionshandelssystems (2008-2012).
- Matthes, F. C.; Cames, M.; Deuber, O.; Repenning, J.; Koch, M.; Harnisch, J.; Kohlhaas, M.; Schumacher, K. & Ziesig, H.-J. (2003). Auswirkungen des europäischen Emissionshandelssystems auf die deutsche Industrie. Berlin/Köln. Available at [http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/emissionshandel\\_endbericht.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/emissionshandel_endbericht.pdf), last accessed on 26 Nov 2015.
- Paltsev, S.; Karplus, V.; Chen, H.; Karkatsouli, I.; Reilly, J. & Jacoby, H. (2014). Regulatory control of vehicle and power plant emissions: how effective and at what cost? *Climate Policy*, 15(4), pp. 438–457. doi:10.1080/14693062.2014.937386.
- 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. (1972): Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*, 5(3), pp. 395–418.
- Oei, P.-Y.; Kemfert, C.; Reitz, F.; von Hirschhausen, C. (2014): Kohleverstromung gefährdet Klimaschutzziele: Der Handlungsbedarf ist hoch (DIW-Wochenbericht No. Vol. 81, Iss. 26). Available at <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/98694/1/789583461.pdf>, last accessed on 6 May 2017.

- Öko-Institut, Fraunhofer ISI (2015): Klimaschutzszenario 2050. 2. Endbericht. Öko-Institut, Fraunhofer ISI. Berlin, Karlsruhe. Online verfügbar unter <http://www.oeko.de/oekodoc/2451/2015-608-de.pdf>, zuletzt geprüft am 28.06.2016.
- Sands, R.; Förster, H.; Schumacher, K.; Jones C. (2013): Bio-electricity and land use in the future agricultural resources model (FARM). Climatic Change (EMF27 Special Issue),
- Stevens, B. & Rose, A. (2002). A Dynamic Analysis of the Marketable Permits Approach to Global Warming Policy: A Comparison of Spatial and Temporal Flexibility. Journal of Environmental Economics and Management, 44, pp. 45–69. doi:10.1006/jeem.2001.1198.
- Trotignon, R. (2012): In search of the carbon price – The European CO2 emission trading scheme: from ex ante and ex post analysis to the projection in 2020. Dissertation. University Paris-Dauphine.
- Umweltbundesamt (2016): „Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels (EU-ETS- 5)“. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-weiterentwicklung-des-eu>.
- Weigt, H.; Delarue, E.; Ellerman, D. (2012): CO2 Abatement from Renewable Energy Injections in the German Electricity Sector: Does a CO2 Price Help? CEEPR WP 2012-003.