

CLIMATE CHANGE

29/2019

Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels aus ökonomischer Perspektive für die Zeit nach 2020 (EU-ETS-7)

Abschlussbericht

CLIMATE CHANGE 29/2019

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3714 41 504
EF001159

Evaluierung und Weiterentwicklung des EU- Emissionshandels aus ökonomischer Perspektive für die Zeit nach 2020 (EU-ETS-7)

Abschlussbericht

von

Verena Graichen; Hannah Förster, Jakob Graichen, Sean
Healy, Julia Repenning, Katja Schumacher

Öko-Institut, Berlin

Vicki Duscha, Nele Friedrichsen, Sascha Lehmann, Gizem
Erdogmus, Ines Haug, Solbin Kim

Fraunhofer Institut für System- und
Innovationsforschung, Karlsruhe

Aleksandar Zaklan, Jochen Diekmann


DIW, Berlin


Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

 [umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Postfach 17 71
79017 Freiburg

Abschlussdatum:

Oktober 2018

Redaktion:

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

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, August 2019

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels aus ökonomischer Perspektive für die Zeit nach 2020 (EU-ETS-7)

Das 2003 eingeführte europäische Emissionshandelssystem (EU-ETS) ist ein zentrales Instrument der nationalen und europäischen Klimapolitik. Seit der 3. Handelsperiode (2013-2020) wird die Obergrenze der Emissionen (das „Cap“) nun EU-weit festgelegt, ein großer Teil der Emissionsberechtigungen wird versteigert und für die kostenlose Zuteilung gelten in allen EU-Mitgliedstaaten dieselben Regeln. Die kostenlose Zuteilung insbesondere an Anlagen aus Sektoren, die stark im internationalen Wettbewerb stehen, ist auch in der 4. Handelsperiode (2021-2030) vorgesehen, um die Verlagerung von Produktion und den damit verbundenen Emissionen in Länder mit weniger stringenten Klimapolitiken (Carbon Leakage) zu verhindern. Gleichzeitig wurde im Herbst 2014 durch Beschluss des Europäischen Rates eine Anpassung des ETS-Caps an die EU-weiten Reduktionsziele bis 2030, und damit eine Verschärfung der jährlichen Absenkung des Caps von derzeit 1,74% auf 2,2% ab 2021 festgelegt. Damit sinkt auch die Menge an Zertifikaten, die für die kostenlose Zuteilung zur Verfügung steht und die Wahrscheinlichkeit einer pauschalen sektorübergreifenden Kürzung der kostenlosen Zuteilung durch den sogenannten Korrekturfaktor nimmt zu. Aus diesem Grund ist eine Aktualisierung der Zuteilungsparameter aus der 3. Handelsperiode geboten, um die technologische Entwicklung und die Veränderung der Produktionsmengen zur Basisperiode abzubilden sowie die Carbon Leakage Regeln stärker zu fokussieren.

Das Forschungsprojekt diente der Beratung des Umweltbundesamtes und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit im Hinblick auf die Ausgestaltung des Emissionshandels ab der vierten Handelsperiode. In den vorliegenden Analysen werden verschiedene Optionen für die Weiterentwicklung der Zuteilung und die perspektivische Verteilung des Gesamtbudgets (Cap) untersucht, insbesondere

- ▶ verschiedene dynamische Zuteilungsregeln und die zeitliche Anpassung der Zuteilungsparameter,
- ▶ Ansätze zur Ermittlung und möglichen Differenzierung des Carbon Leakage Risikos sowie einer darauf basierenden, abgestuften kostenlosen Zuteilung,
- ▶ Minderungspotentiale in der Industrie als eine Informationsbasis im Hinblick auf die mittel- bis langfristige Festsetzung des Caps und
- ▶ Empfehlungen für die Zuteilung an Stromerzeugungsanlagen nach Artikel 10c in ausgewählten Ländern, basierend auf den bisherigen Erfahrungen in der dritten Handelsperiode.

Schließlich wurden zentrale Einflussfaktoren auf die Ist-Emissionen in den wichtigsten EU-Mitgliedstaaten untersucht, mit dem Ziel die bisher erreichte Emissionsreduktion im Emissionshandel von 26% gegenüber 2005 besser nachzuvollziehen und ebenso Änderungen von Jahr zu Jahr, insbesondere seit Beginn der dritten Handelsperiode, einordnen zu können. Der Schwerpunkt liegt auf methodischen Erkenntnissen; hierzu werden exemplarisch zwei Länder mit hohem Emissionsanteil und hohen Reduktionen (Großbritannien und Spanien) sowie zwei emissionsintensive Sektoren (Raffinerien sowie Eisen und Stahl) untersucht.

Abstract: Evaluation and further development of EU emissions trading from an economic perspective for the period after 2020 (EU-ETS-7)

The European emissions trading system (EU ETS) introduced in 2003 is a central instrument of national and European climate policy. Since the 3rd trading period (2013-2020), the upper limit of emissions (the "cap") has been set at EU-level, a large proportion of emission allowances are auctioned and the same rules apply to free allocation in all EU member states. Free allocation, in particular to installations in sectors that are subject to strong international competition, is also planned for the fourth trading period (2021-2030) in order to prevent the relocation of production and the associated emissions to countries with less stringent climate policies (carbon leakage). At the same time, the European Council decided in autumn 2014 to adjust the ETS cap to the EU-wide reduction targets by 2030, thus tightening the annual reduction of the cap from currently 1.74% to 2.2% from 2021. This will also reduce the quantity of allowances available for free allocation and increase the probability of a flat-rate reduction in free allocation through the so-called cross-sectoral correction factor. As a consequence, it is necessary to update the allocation parameters from the 3rd trading period in order to reflect technological developments and changes in production volumes compared with the base period and to focus carbon leakage rules more strongly on those sectors most at risk.

The research project served to advise the German Federal Environment Agency and the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety on the design of emissions trading from the fourth trading period onwards. The present analyses examine various options for the further development of allocation and the perspective distribution of the emission cap, in particular

- ▶ various dynamic allocation rules and the temporal adjustment of allocation parameters,
- ▶ approaches for the determination and possible differentiation of the carbon leakage risk as well as a tiered free allocation based on this,
- ▶ reduction potentials in the industry as an information basis with regard to the medium to long-term determination of the cap, and
- ▶ recommendations for allocation to electricity generation installations in selected countries (article 10c), based on experience gained in the 3rd trading period.

Finally, central influencing factors on actual emissions in important EU Member States were examined with the aim of better understanding the 26% reduction in emissions achieved so far in the emissions trading sector compared to 2005 and yearly variations, especially since the beginning of the 3rd trading period. The focus is on methodological insights; two countries with a high share of emissions and high reductions (Great Britain and Spain) and two emission-intensive sectors (refineries and iron and steel) are examined as examples.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| Abbildungsverzeichnis..... | 9 |
| Tabellenverzeichnis | 9 |
| Abkürzungsverzeichnis..... | 10 |
| 1 Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels für die Zeit nach 2020 (deutsche Zusammenfassung)..... | 11 |
| 1.1 Einleitung | 11 |
| 1.2 Zeitliche Anpassung der kostenlosen Zuteilung im EU ETS (dynamische Zuteilungsregeln) | 13 |
| 1.3 Differenzierung des Carbon-Leakage-Risikos und Abschätzung der Auswirkung auf die Zuteilungsmengen..... | 15 |
| 1.4 Analyse der kostenlosen Zuteilung nach Art. 10c und Weiterentwicklung der Regelung in der 4. Handelsperiode..... | 16 |
| 1.5 Komparative Analyse der Minderungsoptionen und Potentiale in der Industrie..... | 18 |
| 1.6 Analyse der Emissionsentwicklung im ETS Sektor in Großbritannien und Spanien | 19 |
| 1.7 Analyse der Emissionsentwicklung in den ETS Sektoren Raffinerien sowie Eisen und Stahl | 21 |
| 1.7.1 Raffineriesektor | 22 |
| 1.7.2 Eisen- und Stahlsektor | 23 |
| 2 Evaluation and further development of EU emissions trading from an economic perspective for the period after 2020..... | 25 |
| 2.1 Introduction | 25 |
| 2.2 Adjustment of Free Allocation in the EU ETS over time (Dynamic Allocation Rules) | 27 |
| 2.3 Differentiation of the carbon-leakage-risk and estimating of impacts on the allocation amounts | 27 |
| 2.4 Analysis of free allocation under Art. 10c and further development of the relevant rules in the 4th trading period..... | 29 |
| 2.5 Comparative analysis of options and potential for emission abatement in industry..... | 31 |
| 2.6 Analysis of the development of emissions in the EU ETS sector in Great Britain and Spain | 32 |
| 2.7 Analysis of emission development under the EU ETS in the iron and steel sector and refineries | 33 |
| 2.7.1 Refineries | 33 |
| 2.7.2 Iron and steel sector | 35 |
| 3 Literaturverzeichnis..... | 37 |
| A Zeitliche Anpassung der kostenlosen Zuteilung im EU ETS (dynamische Zuteilungsregeln) | 38 |
| B Differenzierung des Carbon Leakage Risikos und Abschätzung der Auswirkung auf die Zuteilungsmengen..... | 101 |

| | | |
|---|--|-----|
| C | Analysis of free allocation under Art. 10c and further development of the relevant rules in the 4th trading period | 141 |
| D | Analyse der Emissionsentwicklung im ETS Sektor in Großbritannien und Spanien..... | 183 |
| E | Analysis of emission development under the EU ETS - refineries..... | 225 |
| F | Analysis of emission development under the EU ETS - the iron and steel sector..... | 257 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-------------|---|----|
| Abbildung 1 | Zuteilung an Anlagen mit mindestens 300 Tsd. EUA kostenloser Allokation 2013-2015 nach Brennstoff und Land..... | 17 |
| Abbildung 2 | Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in ausgewählten Ländern (2005-2017) | 20 |
| Abbildung 3 | Free allocation of at least 300 thousand EUAs to installations by fuel type and country for 2013-2015..... | 29 |
| Abbildung 4 | Development of emissions in the ETS sector in selected countries (2005-2017) | 32 |

Tabellenverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------------|---|
| EAF | Elektrostahl (Electric Arc Furnace) |
| EEA | Europäische Umweltagentur (European Environment Agency) |
| ETS | Emissionshandel (Emissions Trading Scheme) |
| BIP | Bruttoinlandsprodukt |
| BOF | Hochofenstahl (basic oxygen furnace) |
| CCS | Carbon Capture and Storage |
| CO₂ | Kohlendioxid |
| EEA | Europäische Umweltagentur (European Environmental Agency) |
| ETS | Emissionshandel (Emissions Trading Scheme) |
| EUA | EU ETS Emissionsberechtigungen |
| GW | Gigawatt |
| KWK | Kraft-Wärme-Kopplung |
| MW | Megawatt |
| N₂O | Distickstoffmonoxid |
| NER | Neuanlagenreserve (New entrants reserve) |
| PFC | Per- und polyflourierte Chemikalien |
| PV | Photovoltaik |
| Toe | Tonnen Öl-Äquivalente |

1 Evaluierung und Weiterentwicklung des EU-Emissionshandels für die Zeit nach 2020 (deutsche Zusammenfassung)

1.1 Einleitung

Das europäische Emissionshandelssystem ist ein zentrales Instrument der nationalen und europäischen Klimapolitik und wurde seit seiner Einführung im Jahr 2003 kontinuierlich erweitert und fortentwickelt. Nachdem die ersten beiden Handelsperioden 2005-2007 und 2008-2012 auf Nationalen Allokationsplänen und einer weitgehenden Gratiszuteilung beruhten, ist das System für die laufende dritte Periode 2013-2020 mit der Richtlinie 2009/29/EG wesentlich weiterentwickelt worden. So wird die Obergrenze der Emissionen nun EU-weit festgelegt, ein großer Teil der Emissionsberechtigungen wird versteigert und für die kostenlose Zuteilung gelten in allen EU-Mitgliedstaaten dieselben Regeln. Diese Zuteilung erfolgt für alle teilnehmenden Anlagen einheitlich basierend auf Benchmarks, Aktivitätsraten in der Basisperiode, einem Zuteilungsfaktor abhängig davon, ob die betreffende Anlage als von Carbon Leakage bedroht angesehen wird, und einem sektorübergreifenden Korrekturfaktor für Bestandsanlagen, welcher sicher stellt, dass die kostenlose Zuteilung in Summe nicht die für sie zur Verfügung stehende Höchstmenge überschreitet.¹

Die kostenlose Zuteilung insbesondere an Anlagen aus Sektoren, die stark im internationalen Wettbewerb stehen, ist auch in der 4. Handelsperiode vorgesehen, um die Verlagerung von Produktion und den damit verbundenen Emissionen in Länder mit weniger stringenten Klimapolitiken (Carbon Leakage) zu verhindern. Dies heißt jedoch nicht, dass die Zuteilungsformel in der 4. Handelsperiode identisch zur 3. Handelsperiode ist. Eine Aktualisierung der Zuteilungsparameter ist aus mehreren Gründen geboten.

1. Die technologische Entwicklung ist vorangeschritten. Die Benchmarkingwerte, die zu ihrer Einführung den Durchschnitt der 10% besten Anlagen reflektieren sollten, sind veraltet.
2. Die Aktivitätsraten in der Basisperiode, die die Grundlage für die Zuteilungen auf Anlagenebene darstellen, beziehen sich auf Produktions- oder sonstige Aktivitätsdaten, die bereits zum Start der 4. Handelsperiode über ein Jahrzehnt zurück liegen. Seitdem hat es massive Veränderungen gegeben, so fällt beispielsweise die Wirtschaftskrise ab Ende 2008 in diesen Zeitraum.
3. Die Carbon Leakage Regeln der 3. Handelsperiode waren nicht sehr fokussiert: Über 95% der Emissionen der Industriesektoren und Industrieanlagen wurden als abwanderungsgefährdet eingestuft.
4. Das Cap sinkt in der 4. Handelsperiode schneller als in der 3. Handelsperiode. Durch den sinkenden Verlauf des Caps verknappt sich auch die zur Verfügung stehende Zuteilungsmenge. Würden die Zuteilungsregeln nicht aktualisiert, wäre ein erheblicher sektorübergreifender Korrekturfaktor nötig. Dieser kürzt jedoch uniform über alle Sektoren und beachtet weder technologischen Fortschritt oder Änderungen bei den Produktionsmengen, noch die Höhe des Carbon Leakage Risikos.

Im Folgenden werden verschiedene Einflussfaktoren auf die Zuteilung für Industrieanlagen analysiert. Die Untersuchung zur zeitlichen Anpassung der kostenlosen Zuteilung im EU ETS untersucht bestehende und alternativ diskutierte dynamische Zuteilungsregeln, wie etwa

¹ Für Neuanlagen sowie für Wärme aus stromerzeugenden Anlagen wird ebenfalls eine kostenlose Zuteilung gewährt, für sie gilt statt des sektorübergreifenden Korrekturfaktors jeweils derselbe lineare Kürzungsfaktor wie für die jährliche Senkung des Gesamt-Caps im Emissionshandel.

Anpassungen der Zuteilung auf Basis von Produktionsänderungen (output-basierte Zuteilung), sowie die Aktualisierung der Basisperiode für die Berechnung der Aktivitätsraten und wägt ihre Vor- und Nachteile ab (siehe Kapitel 1.2 und Anhang A). Verschiedene Optionen der Ausgestaltung von Carbon Leakage Regeln aus der Diskussion in Europa, Kalifornien und Australien werden in Kapitel 1.3 diskutiert; die ausführliche Analyse befindet sich in Anhang B.

Im Gegensatz zu Industrieanlagen erfolgt für die Stromerzeugung nach Artikel 10a der Emissionshandelsrichtlinie keine kostenlose Zuteilung von Zertifikaten mehr. Zusätzlich dürfen nach Art. 10c ausgewählte Länder Zertifikate kostenlos zuteilen, um den Umbau ihres Stromerzeugungssektors zu unterstützen. Auch in der 4. Handelsperiode wird die letztgenannte Regel weiter gelten. Die Untersuchung für die acht Mitgliedsländer, die in der 3. Handelsperiode von der Ausnahmeregel Gebrauch gemacht haben, ergab, dass über 80% der Zuteilung an Betreiber von Kohlekraftwerken und weitere 7 % an Betreiber von Öl- sowie Schieferölanlagen ausgegeben wurde (siehe Kapitel 1.4 und Anhang C).

Im Unterschied zu den vorgenannten Fragestellungen zur Zuteilung, konzentriert sich die komparative Analyse in Kapitel 1.5 auf die mittel- bis langfristige Perspektive bei der Festsetzung des Caps sowie des möglichen Beitrags der Industriesektoren zur notwendigen Emissionsminderung. Vor der Ankündigung der Europäischen Union bis 2050, ihre Treibhausgasemissionen um 80 bis 95% zu senken, wurde 2011 die EU low-carbon economy Roadmap der Europäischen Kommission veröffentlicht, die auch indikative Minderungsziele für die Industrie enthält. Außerdem haben verschiedene Industrieverbände auf Einladung der Kommission eigene sektorspezifische Roadmaps entwickelt und veröffentlicht, die sich im Detail und aus Sicht der Industrie mit dem Minderungspotenzial in einzelnen Industriesektoren befassen. In den letzten Jahren wurden zu diesem Thema zudem vermehrt sowohl wissenschaftliche als auch Studien mit politischen Vorgaben veröffentlicht, die hinzugezogen werden können, um die von den Industrieverbänden vorgelegten Studien in Perspektive zu setzen. In der komparativen Analyse wird eine Übersicht und Diskussion der wichtigsten Annahmen und Kernaussagen dieser Studien vorgestellt mit dem Ziel, eine übersichtliche Aufbereitung dieser zur Verfügung zu stellen und damit eine transparente Diskussion über die langfristigen Vermeidungspotenziale in der Europäischen Industrie anzuregen. (als separate Publikation online unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/comparative-analysis-of-options-potential-for> verfügbar).

Der Bericht wird komplettiert mit der exemplarischen Analyse der Emissionsminderungen im EU-ETS in zwei EU-Mitgliedstaaten sowie in zwei emissionsintensiven Sektoren. Seit dem Start des Emissionshandels in 2005 sind die Emissionen im ETS Sektor aller teilnehmenden Länder um 26% gesunken. Im Fokus der Analysen steht die Identifikation wichtiger Einflussfaktoren und deren möglicher Unterschiede in den EU-Mitgliedstaaten.

Großbritannien und Spanien sind zwei Länder mit hohem Anteil an den Gesamtemissionen im ETS (je 8%) und überdurchschnittlichen Emissionsreduktionen gegenüber 2005. Die Stromerzeugung ist in beiden Ländern erheblich weniger emissionsintensiv geworden und es ist zu erwarten, dass sich dieser Trend in etwa fortsetzen wird. Der Ausbau der Erneuerbaren Energien in Zusammenspiel mit der Reduktion der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken sind die Haupttreiber der sinkenden Emissionen im Stromsektor. Im Industriesektor sind die Emissionen ebenfalls gesunken, wenn auch nicht ganz so stark. In den Industriesektoren ist ein hoher Einfluss der Produktionsmengen auf die Emissionsmengen erkennbar. Der Effekt ist besonders in den Jahren der Wirtschaftskrise ausgeprägt (siehe Kapitel 1.6 und Anhang D)

Der Raffineriesektor und die Herstellung von Roheisen und Stahl zählen nach dem Energiesektor zu den größten Sektoren im EU ETS(siehe Kapitel 1.7 sowie Anhänge 5 und 6Im Bereich der

Roheisen- und Stahlherstellung ist die Entwicklung der Emissionen stark dominiert von der Entwicklung der Stahlerzeugung in Hochöfen (BOF), insbesondere in den Ländern mit einem hohen BOF-Anteil. Daneben konnte beobachtet werden, dass die Produktion in hohem Maße vom Verbrauch beeinflusst wird. Ebenso spielen die Im- und Exporte eine wichtige Rolle, wobei ausschließlich ein Land (Spanien) in den letzten Jahren in der Lage war seine wichtige Rolle als Netto-Exporteur zu halten. Auch in Spanien, aber insbesondere in den anderen untersuchten Ländern konnte ein Rückgang der Exporte, aber zumindest ein Anstieg der Importe beobachtet werden, die auf den Druck auf dem Weltmarkt, insbesondere durch China, zurückzuführen sein könnte.

Auch bei den Raffinerien stellt die Produktionsentwicklung einen wichtigen Treiber für die Entwicklung der Emissionen dar. Auf die spezifischen Emissionen wirken sich sowohl Veränderungen in der Zusammensetzung der Endprodukte als auch Veränderungen in der Kapazität aus. So fällt ein Rückgang der spezifischen Emissionen in Spanien und den Niederlanden mit einem Ausbau der Raffineriekapazität zusammen, während in Frankreich ein Rückgang der spezifischen Emissionen mit einer Reduktion von Kapazitäten zusammenfällt. In Italien dagegen steigen die spezifischen Emissionen trotz der Schließung von Raffinerien, was darauf hindeutet, dass hier nicht unbedingt die Emissionseffizienz den Ausschlag für die Schließung von Kapazitäten spielen muss, sondern auch andere Faktoren wie die Größe einer Anlage, die Zusammensetzung des Outputs oder der Anschluss an eine Rohölpipeline eine Rolle spielen könnten.

1.2 Zeitliche Anpassung der kostenlosen Zuteilung im EU ETS (dynamische Zuteilungsregeln)

Während seit der 3. Handelsperiode die Auktionierung die Grundzuteilungsregel im EU ETS darstellt, erfolgt übergangsweise weiterhin eine kostenlose Zuteilung insbesondere für Industrieanlagen. Der Anteil der kostenlosen Zuteilung sinkt grundsätzlich von Jahr zu Jahr, jedoch gilt für Carbon Leakage gefährdete Bereiche eine kostenlose Zuteilung in Höhe des Benchmarks. Die kostenlose Zuteilung ist daher auch in der 4. Handelsperiode von Bedeutung. Dabei stellt sich bei der Weiterentwicklung der Zuteilungsregeln insbesondere die Frage, inwiefern die kostenlosen Zuteilungen im Zeitverlauf angepasst werden sollen. Regeln, die eine Anpassung kostenloser Zuteilungen im Zeitablauf vorsehen, werden als „dynamische“ Zuteilungsregeln bezeichnet.

In einem idealtypischen Emissionshandelssystem erfolgen alle Festlegungen ex ante. So kann das Emissionshandelssystem umfassend auf einzelwirtschaftliche Entscheidungen der einbezogenen Unternehmen wirken, die sowohl die Emissionsintensität also auch die Produktionsmenge betreffen. Deshalb sollen die kostenlosen Zuteilungsmengen in einem idealen System aus Effizienzgründen insbesondere nicht von der Höhe der aktuellen Produktion abhängen, da sonst die Produktion subventioniert wird und damit die ökonomischen Anreize - auch für nachgelagerte Wirtschaftsbereiche - verzerrt werden können. Neben dem Kriterium der Kosteneffizienz sind bei der praktischen Gestaltung von Zuteilungsregeln jedoch weitere Kriterien zu beachten. Dies sind insbesondere Verteilungswirkungen, internationale Wettbewerbsfähigkeit, Carbon Leakage, Einflüsse auf Innovationen sowie Umsetzbarkeit und Akzeptanz. Angesichts dieser vielfältigen Kriterien müssen die Vor- und Nachteile unterschiedlicher Optionen für Zuteilungsregeln gegeneinander abgewogen werden.

Hinsichtlich der zeitlichen Anpassung der Zuteilungsmengen für die 4. Handelsperiode stellt sich zunächst die Frage, ob für die historischen Aktivitätsraten, anhand derer die Zuteilung an Bestandsanlagen erfolgt, die bisherige Basisperiode beibehalten oder ob eine aktuellere

Basisperiode gewählt werden soll. Bei einem Festhalten an der bisherigen Basisperiode würden daraus eventuell resultierende Effizienznachteile einerseits vermieden. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand würden jedoch die Verteilungseffekte zunehmen, wie bereits in der 2. Handelsperiode beobachtet. In Abwägung von Effizienz- und Verteilungseffekten erscheint es als sinnvoll (Stand September 2017), als Basisperiode einen vierjährigen Zeitraum von 2015 bis 2018 heranzuziehen und die historischen Werte als Median zu berechnen. Bei Aufteilung der 4. Handelsperiode in zwei Teilperioden könnten zwei Basisperioden verwendet werden, z.B. 2013-2017 und 2018-2022.

Im EU ETS gibt es eine Reihe von dynamischen Regeln für die kostenlose Zuteilung, die von dem theoretischen Leitbild einer anreizneutralen Gestaltung der kostenlosen Zuteilung abweichen. Hierbei handelt es sich um Regelungen für Neuanlagen, wesentliche Kapazitätserweiterungen, wesentliche Kapazitätsverringerungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen. Solche Regelungen können im Vergleich zu einem idealtypischen System mit gewissen Effizienzeinbußen verbunden sein. Sie können allerdings zugleich dazu beitragen, dass die Gefahr von Carbon Leakage vermindert wird. Als Alternative zu den bisherigen Zuteilungsregeln wird diskutiert, ob im EU ETS eine kostenlose Zuteilung gemäß einer output-basierten Zuteilung eingeführt werden sollte, bei der an Stelle von historischen Aktivitäten jeweils aktuelle Produktionsmengen zugrunde gelegt werden. Für das EU ETS würde dies einen wesentlichen Systemwechsel bedeuten, bei dem unter Umständen die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln für neue Marktteilnehmer und Betriebseinstellungen vollständig ersetzt werden könnten. Eine output-basierte Zuteilung würde die Lenkungswirkung des ETS auf die Produktionsmengen und die Weiterleitung der Signale an nachgelagerte Sektoren insbesondere bei hohen Anteilen der kostenlosen Zuteilung stark einschränken. Die Anreizwirkung des Emissionshandels würde sich dann im Wesentlichen auf die Verminderung der spezifischen Emissionen beschränken.

Die bestehenden dynamischen Regeln werden mit der output-basierten Zuteilung verglichen und qualitativ bewertet. Die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln und die output-basierte Zuteilung werden von der Tendenz her ähnlich bewertet, während die Effekte im Einzelnen unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Insgesamt weist eine output-basierte Zuteilung gegenüber den bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln unterschiedliche Vor- und Nachteile auf. Unter Berücksichtigung der Anforderungen an eine konkrete Umsetzung im Rahmen des EU ETS zeigt diese Zuteilungsmethode insgesamt betrachtet keine eindeutige Überlegenheit, die einen vollständigen Systemwechsel bei der kostenlosen Zuteilung in Europa rechtfertigen würde.

Für die 4. Handelsperiode könnten die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln modifiziert werden. Eine Option besteht darin, in der Regel für teilweise Betriebseinstellungen einen höheren Schwellenwert einzuführen und die gestaffelte durch eine lineare Anpassung der Zuteilungsmengen an die verminderte Produktion zu ersetzen. Im Zusammenspiel mit einer aktualisierten Basisperiode könnten dadurch unerwünschte Verteilungswirkungen reduziert und zugleich Schwelleneffekte vermindert werden. Als weitergehende Option könnten die Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen durch eine Regel für wesentliche Produktionsänderungen ersetzt werden. Die Zuteilungsmengen für das Folgejahr würden dann angepasst, wenn die Abweichungen zwischen der Produktion im aktuellen Jahr und in der (aktualisierten) Basisperiode einen symmetrischen Schwellenwert von $\pm x\%$ der Produktion in der Basisperiode überschreiten. Dadurch könnten die Zuteilungsregeln vereinfacht und der Umsetzungsaufwand vermindert werden. Bei Überschreitungen des Schwellenwertes wirkt das Konzept wesentlicher Produktionsänderungen ähnlich wie eine output-basierte Zuteilung. Um die Effizienzverluste

aufgrund dynamischer Regeln zu begrenzen und die Häufigkeit der Zuteilungsänderungen gering zu halten, sollte der Schwellenwert ausreichend groß gesetzt werden.

Die ausführliche Analyse befindet sich im Anhang A.

1.3 Differenzierung des Carbon-Leakage-Risikos und Abschätzung der Auswirkung auf die Zuteilungsmengen

Der europäische Emissionshandel wurde seit der Einführung im Jahr 2003 kontinuierlich weiterentwickelt. Während die ersten Jahre durch kostenlose Zuteilung charakterisiert waren, werden in der dritten Handelsperiode des europäischen Emissionshandelssystems ein großer Teil der Emissionsberechtigungen versteigert und für die kostenlose Zuteilung gelten in allen EU-Mitgliedstaaten dieselben Regeln anhand anspruchsvoller, EU-weiter Benchmarks und eines sektorübergreifenden Korrekturfaktors für die Industrie. Zudem soll der Anteil der kostenlosen Zuteilung schrittweise abnehmen, wobei Sonderregeln für stark im internationalen Wettbewerb stehende Industriebranchen bestehen, um Verlagerungen von Emissionen ins Ausland (Carbon Leakage) zu verhindern.

Vor dem Hintergrund unterschiedlicher Geschwindigkeiten beim internationalen Klimaschutz haben Vorkehrungen zur Vermeidung von Carbon Leakage einen hohen Stellenwert. So erfolgt in der dritten Handelsperiode nahezu die gesamte kostenlose Zuteilung insbesondere im Industriesektor nach Sonderregeln für Branchen, für die ein erhebliches Carbon-Leakage-Risiko angenommen wird. Für die Weiterentwicklung des Emissionshandels ab 2021 wurden verschiedene Ausgestaltungsoptionen diskutiert und im Folgenden untersucht.

Die Analyse verschiedener Optionen zeigt, dass sich die Indikatoren zur Ermittlung des Ausmaßes der Wettbewerbsgefährdung in der EU, in Kalifornien und Australien ähneln: Zum einen fließt die Handelsintensität des Sektors ein, zum anderen die Emissionsintensität bzw. die Höhe der für den Zukauf von Emissionszertifikaten angenommenen Kosten. Die Ermittlung des Carbon Leakage Risikos in den verschiedenen Ausgestaltungsvarianten unterscheidet sich hingegen bei den Schwellenwerten, ab denen ein Sektor als gefährdet gilt und in der Weise wie die beiden Indikatoren kombiniert werden. Ein weiterer wichtiger Unterschied ist die Zahl der Carbon Leakage Risikoklassen (von zwei bis zu vier) sowie die Höhe der Zuteilungsfaktoren (0%-100%).

Der Vergleich zeigt, dass die Optionen mit nur zwei Carbon Leakage Klassen (binärer Ansatz) zu ähnlichen Ergebnissen führen. Bei der in der 3. Handelsperiode gültigen Carbon Leakage Liste und dem Kommissionvorschlag für die 4. Handelsperiode sind jeweils die Mehrheit der Sektoren begünstigt und erhalten als Carbon Leakage Zuteilungsfaktor 100% in der Zuteilungsformel. Die Sektoren ohne Begünstigung verursachen jeweils nur einen sehr kleinen Teil der Emissionen und erhalten aufgrund des geringeren Zuteilungsfaktors von 30% einen noch kleineren Anteil der Zuteilung.

Die anderen analysierten Optionen arbeiten jeweils mit mehreren Carbon Leakage-Risikoklassen und entsprechend abgestuften Zuteilungsfaktoren. Die Optionen 3 und 4 im Impact Assessment der Kommission zur Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie unterscheiden jeweils vier Carbon Leakage-Klassen, die kalifornischen und australischen Regeln drei. Die Anteile der verschiedenen Begünstigungsstufen an den Emissionen unterscheiden sich erheblich. Im kalifornischen Beispiel ist der Anteil der begünstigten Sektoren so hoch, dass die Regelung sich im Effekt kaum von den Vorschlägen mit zwei Klassen unterscheidet.

In drei Optionen haben Sektoren mit einem hohen (aber nicht sehr hohen) Risiko einen erheblichen Anteil an den Emissionen (Optionen 3 und 4 des Impact Assessments sowie die

Regelung aus dem Australischen Emissionshandel), ihr Zuteilungsfaktor fällt mit rund 80% geringer aus als bei den Sektoren mit sehr hohem Risiko (100%), aber wesentlich höher als bei den Sektoren mit niedrigem Risiko (rund 30%). In Folge verringert sich die vorläufige Zuteilung in Summe und eine gegebenenfalls nötige Korrektur der Zuteilungsmengen um die Menge der Zertifikate, die für die kostenlose Zuteilung zur Verfügung stehen nicht zu überschreiten, fällt geringer aus oder wird überflüssig. Davon profitieren Sektoren mit sehr hohem Risiko, denn der sektorübergreifende Korrekturfaktor betrifft auch ihre Zuteilungsmengen.

Zusammenfassend zeigt die Analyse, dass nicht nur die Anzahl der verschiedenen Carbon Leakage Klassen ausschlaggebend ist, sondern auch ihre Relevanz in Bezug auf Emissionen und vorläufige Zuteilungsmengen. Der Kommissionsvorschlag für die EU Emissionshandelsrichtlinie stellt eine Fortschreibung des Status Quo dar. Auch wenn beim Richtlinienvorschlag die Zahl der als abwanderungsgefährdet geltenden Industriesektoren durch den Wegfall der Handelsintensität als alleiniges Kriterium wesentlich geringer ist, ist die Summe der Emissionen dieser Sektoren fast gleich hoch wie in der 3. Handelsperiode und damit die Auswirkung auf die Zuteilungsmengen gering. Die abgestuften Ansätze wie beispielsweise Optionen 3 und 4 des Impact Assessments erlauben eine zielgenauere Fokussierung der Carbon Leakage Regeln. Im Zuge der Verhandlungen zur Reform des Emissionshandels wurden mehrstufige Vorschläge eingebracht, konnten sich jedoch letztendlich nicht durchsetzen. Von einem abgestuften Ansatz würden die Sektoren in der höchsten Risikoklasse insbesondere dann profitieren, wenn bei einem binären Ansatz ein sektorübergreifender Korrekturfaktor nötig wäre.

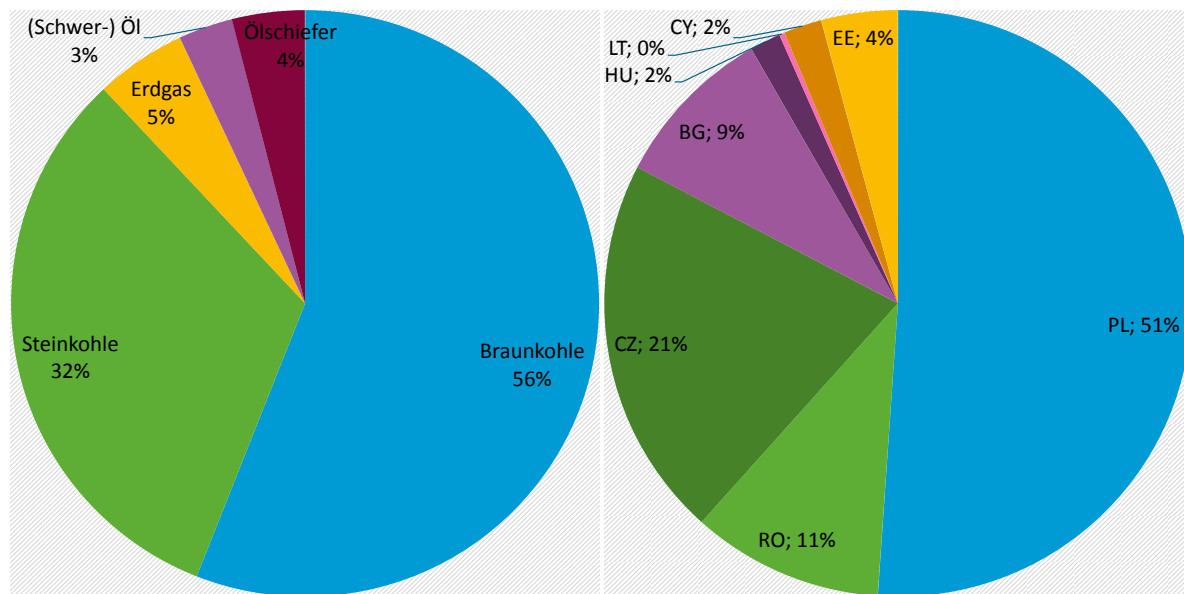
Die ausführliche Analyse befindet sich im Anhang B.

1.4 Analyse der kostenlosen Zuteilung nach Art. 10c und Weiterentwicklung der Regelung in der 4. Handelsperiode

Nach Artikel 10a der Emissionshandelsrichtlinie erhalten Anlagen zur Stromerzeugung keine kostenlose Zuteilung von Zertifikaten (EU, 2009) für ihre Stromerzeugung. Zusätzlich dürfen nach Art. 10c ausgewählte Länder Zertifikate kostenlos zuteilen, wenn sie einen „Plan für Investitionen in die Nachrüstung und Modernisierung der Infrastrukturen und in saubere Technologien“ der Kommission vorlegen. Die betroffenen Anlagen müssen am 31. Dezember 2008 für die Stromerzeugung in Betrieb gewesen sein. Im Falle von Neuanlagen muss zu dem Zeitpunkt der Investitionsprozess konkret begonnen haben. Insgesamt haben acht Mitgliedsländer von der Ausnahmeregelung nach Art. 10c Gebrauch gemacht: Bulgarien, Estland, Litauen, Polen, Rumänien, Tschechische Republik, Ungarn und Zypern. Lettland und Malta hätten Anträge stellen können, haben dies aber nicht getan (European Commission (EC) 2012b).

In der dritten Handelsperiode dürfen in Summe ca. 680 Mio. Emissionsberechtigungen (EUA) kostenlos an Betreiber von Anlagen zur Stromproduktion in den acht Ländern zugeteilt werden. In den Jahren 2013-15 wurden nur 81 % der zulässigen Menge tatsächlich vergeben. Ob sich die dazugehörigen Investitionen nur verzögern oder ob die beantragten Mengen zu hoch waren, wird sich in den nächsten Jahren zeigen. In Abhängigkeit von der CO₂-Preisentwicklung sowie der Umsetzung der Investitionsmaßnahmen können die noch nicht verwendeten Zertifikate in den kommenden Jahren weiterhin zugeteilt werden. Gleichzeitig haben schon erste Mitgliedsländer angefangen, nicht genutzte Mengen in die regulären Auktionen einzuspeisen.

Abbildung 1 Zuteilung an Anlagen mit mindestens 300 Tsd. EUA kostenloser Allokation 2013-2015 nach Brennstoff und Land



Quelle: Eigene Berechnung auf Basis von on European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012c), European Commission (EC) (2012a) und European Commission (EC) (2016)

Insgesamt 251 Anlagen erhalten Zertifikate nach Art. 10c. Die Betreiber von den 101 Anlagen mit einer Zuteilung von mind. 300 Tsd. EUA in den Jahren 2013-15 beziehen ca. 96 % der Gesamtmenge der kostenlosen Zuteilung. 82% davon wurden an Betreiber von Kohlekraftwerken und weitere 7 % an Betreiber von Öl- sowie Schieferölanlagen ausgegeben. Die Betreiber von zehn Gaskraftwerken erhalten zusammen 5 % der Zertifikate.

Der Gegenwert der kostenlosen Zuteilung an den Stromsektor in den acht Mitgliedstaaten entspricht ca. 4,4 Mrd. EUR bis 2020. Über 60% dieser Menge werden Betreibern von Anlagen zugeteilt, die sich dem Ende ihrer Lebensdauer nähern und ohne Modernisierung möglicherweise demnächst abgeschaltet würden.

Es besteht die Gefahr, dass durch Art. 10c die Lebensdauer von Kohlekraftwerken verlängert wird und Anbieter erneuerbarer Energien benachteiligt werden. Die höchste Förderquote ausgedrückt in EUA/MW installierte Leistung erhalten im Wesentlichen die Betreiber von Braunkohlekraftwerken bis zu 2 GW. Erneuerbare Energien spielen nur in Form von Mitverbrennung von Biomasse eine Rolle. Investitionen in Wind und PV sind in den Plänen gar nicht, oder nur in sehr geringem Umfang enthalten.

Der Rat der Europäischen Union hat in seinen Schlussfolgerungen vom Oktober 2014 beschlossen, dass Mitgliedstaaten mit einem Pro-Kopf-BIP unter 60% des EU-Durchschnitts weiterhin kostenlose Zertifikate für die Stromerzeugung austeilen dürfen (Rat der Europäischen Union 2014). Insbesondere sollen die „derzeitigen Modalitäten, einschließlich Transparenz, [...] verbessert werden, um sicherzustellen, dass die Mittel zur Förderung von Realinvestitionen zur Modernisierung des Energiesektors genutzt werden, wobei Verzerrungen im Energiebinnenmarkt zu vermeiden sind“.

Der Kommissionsvorschlag zur Reform des EU ETS sieht eine unveränderte Gesamtmenge an EUA nach Art 10c während der vierten Phase vor, der Wert dieser Zuteilung könnte sich – bei künftig steigenden EUA-Preisen - aber mehr als verdoppeln. Der Kreis der qualifizierten Länder ändert sich leicht. Insbesondere Polen aber auch Estland werden deutlich weniger kostenlos

zuteilen dürfen als in der dritten Handelsperiode, während allen anderen betroffenen Mitgliedsländern eine höhere Gesamtmenge zur Verfügung steht.

Die Kriterien zur Vergabe der kostenlosen Zuteilung haben sich deutlich gebessert. Insbesondere sieht der Vorschlag vor, dass die Kosteneffizienz und absolute Menge an eingesparten Emissionen zwingend Teil der Bewertung aller Projekte mit einem Volumen über 10 Mio. Euro sind. Nichtsdestotrotz kann nicht ausgeschlossen werden, dass Kohlekraftwerke weiterhin in signifikantem Umfang über Art. 10c gefördert werden.

Auf Basis der hier durchgeführten Analyse und der Erfahrungen bis 2015 werden die folgenden Änderungen für die 4. Handelsperiode vorgeschlagen:

- ▶ Degressive Zuteilung: Die kostenlose Zuteilung sollte zum Ende der Handelsperiode auf null zurückgeführt werden.
- ▶ Verwendungszweck: Die Vorgaben und Kriterien sollten um eine Mindestzuteilung für erneuerbare Energien, einen Ausschluss von lebensverlängernden Maßnahmen für alte Kohlekraftwerke und Regeln zum Nachweis der Zusätzlichkeit ergänzt werden.
- ▶ Nutznießer: Der Kreis der möglichen Antragsteller sollte auf alle Inhaber eines Kontos in einem nationalen EH-Register erweitert werden, um auch Anbietern von Strom aus Erneuerbaren Energien den Zugang zu ermöglichen.
- ▶ Berichterstattung: Als Teil der Berichterstattungspflichten sollten die Nutznießer auch die real reduzierten Emissionsmengen berichten.

Die ausführliche Analyse befindet sich im Anhang C.

1.5 Komparative Analyse der Minderungsoptionen und Potentiale in der Industrie

Die Europäische Union hat angekündigt, bis 2050 ihre Treibhausgasemissionen um 80 bis 95% zu senken. 2011 wurde dazu die EU low-carbon economy Roadmap der Europäischen Kommission veröffentlicht. Außerdem haben verschiedene Industrieverbände auf Einladung der Kommission eigene sektor-spezifische Roadmaps entwickelt und veröffentlicht, die sich im Detail und aus Sicht der Industrie mit dem Minderungspotenzial in einzelnen Industriesektoren befassen. Zu den Verbänden, die eigene Sektor-Roadmaps vorgelegt haben gehören der Europäische Stahlverband EUROFER, der Europäische Zementverband Cembureau, der Verband der europäischen Papierindustrie (CEPI), und der Europäische Verband der Chemischen Industrie CEFIC. In den letzten Jahren wurden auch vermehrt sowohl wissenschaftliche als auch Studien mit politischen Vorgaben veröffentlicht, die sich mit der Frage beschäftigen wie der Industriesektor langfristig dekarbonisiert werden kann. Diese Studien können hinzugezogen werden, um die von Industrieverbänden vorgelegten Studien in Perspektive zu setzen und die Ergebnisse kritisch zu hinterfragen.

In dem Papier werden die wichtigsten Annahmen und Kernaussagen der Roadmaps sowie inhaltlich verwandter Studien vorgestellt. Das Ziel ist eine übersichtliche Aufbereitung der verschiedenen Dokumente zur Verfügung zu stellen und damit eine transparente Diskussion über die langfristigen Vermeidungspotenziale in der Europäischen Industrie anzuregen. Dazu werden die absoluten und relativen Minderungspotenziale, die wichtigsten Annahmen hinter den Szenarien sowie eine erste vorsichtige Abschätzung der Auswirkungen der Annahmen auf die Ergebnisse dargestellt. Dadurch soll das allgemeine Verständnis über die Studien und ihre

Ergebnisse sowie die treibenden Faktoren dahinter gesteigert werden, Ähnlichkeiten und Unterschiede in den Ansätzen und Ausführungen aufgezeigt und mögliche Differenzen in den Vermeidungspotenzialen in den verschiedenen Studien erläutert werden. Erste Erkenntnisse aus dieser Aufbereitung wurden in sechs Highlights zusammengefasst:

1. Die Vergleichbarkeit der Studien ist eingeschränkt auf Grund fehlender Transparenz bei der Darstellung von Annahmen und Ergebnissen und Unterschieden in den getroffenen Annahmen und den verwendeten Modellierungsansätzen.
2. Der Vergleich zeigt deutliche Unterschiede im Ambitionsniveau zwischen den von Industrieverbänden erstellten Studien und der EU low-carbon economy Roadmap.
3. Ein Vergleich der Studien auf Ebene einzelner Sektoren zeigt ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den von Industrieverbänden erstellten Roadmaps und Studien aus dem politischen oder Forschungsumfeld.
4. Das Ambitionsniveau in den Szenarien innerhalb der Studien kann ebenfalls stark variieren, z.B. in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von Technologien, den angenommenen CO₂-Preisen oder den angenommenen künftigen Produktionsentwicklungen.
5. In vielen Studien ist CCS eine Schlüsseltechnologie zur Erreichung von ambitionierten Zielen. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Technologie sich noch im Entwicklungsstadium befindet und daher mit hohen Unsicherheiten belegt ist.
6. Annahmen zu sektorübergreifenden Energieeffizienzsteigerungen und Produktionsrückgängen in den von den Industrieverbänden erstellten Studien sind begrenzt.

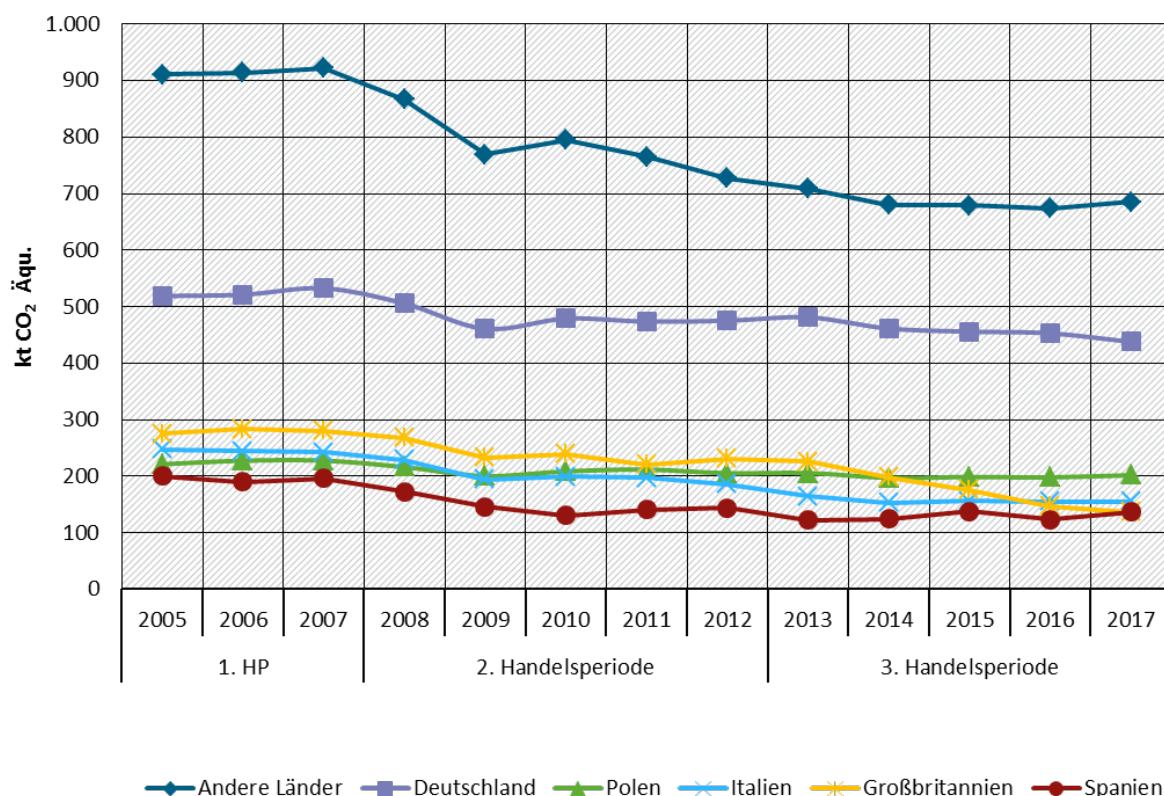
Darüber hinaus bietet dieser Bericht einen Überblick und Startpunkt für eine Auseinandersetzung mit den einzelnen Studien. Dafür wurden Informationen zu den einzelnen Studien in umfangreichen Anhängen zusammengetragen. In eigens dafür entwickelten Tabellen wurden zudem sektorweise die einzelnen aufgeführten Vermeidungsoptionen überblickshaft zusammengestellt. Für ein vertieftes Verständnis der Studien sowie weitere Analysen, Vergleiche und Bewertungen der Studien wird der Leser auf die Studien selbst verwiesen. Die in diesem Bericht zur Verfügung gestellten Ergebnisse der Studien können darüber hinaus für eigene Analysen verwendet werden.

Die Studie wurde auf einem Fachgespräch mit den Kolleginnen und Kollegen des UBA und BMUB vorgestellt und diskutiert. Sie ist als separate Publikation unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/comparative-analysis-of-options-potential-for> veröffentlicht.

1.6 Analyse der Emissionsentwicklung im ETS Sektor in Großbritannien und Spanien

Seit dem Start des EU Emissionshandels im Jahr 2005 sind die Emissionen der teilnehmenden Länder in den ETS Sektoren im Durchschnitt um 26 % gesunken. Großbritannien und Spanien gehören zu den Ländern mit den höchsten Emissionen im EU ETS; sie haben jeweils 8 % der ETS Gesamtemissionen des Jahres 2017 verursacht. Gleichzeitig sind es Länder, die besonders hohe Emissionsreduktionen im Vergleich zu 2005 erreicht haben: In Spanien sind die Emissionen um 32 % gesunken und in Großbritannien gar um 50 %. Da sich der Anwendungsbereich des EU Emissionshandels seit der Einführung 2005 erweitert hat, enthalten diese Werte eine Schätzung der Emissionen von ETS Tätigkeiten, welche durch die Erweiterung des Anwendungsbereiches in späteren Jahren zusätzlich erfasst wurden (European Environment Agency (EEA) 2017, 2018).

Abbildung 2 Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in ausgewählten Ländern (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), eigene Darstellung

In beiden Ländern haben sich die Emissionen aus dem Sektor Energie und Verbrennung seit Einführung des ETS stark reduziert. Die Stromerzeugung ist erheblich weniger emissionsintensiv geworden und es ist zu erwarten, dass sich dieser Trend in etwa fortsetzen wird. Die Erzeugung aus Erneuerbaren Energien hat sich in Großbritannien zwischen 2005 und 2015 vervierfacht und beträgt 2015 25%. Der Anteil der Erneuerbaren Energien an der Stromerzeugung in Spanien hat sich seit 2005 verdoppelt und beträgt 36% im Jahr 2015. Gleichzeitig ist die Relevanz der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken jeweils gesunken: In Spanien von 27% auf 18% und in Großbritannien von 33% auf 21% (Eurostat 2017b). In Großbritannien wurden mehrere Kohlekraftwerke ganz oder teilweise stillgelegt oder auf Biomassefeuerung umgerüstet. Es ist deswegen davon auszugehen, dass die Emissionen aus Kohlekraftwerken nicht wieder auf das Niveau von 2005 ansteigen werden. In Spanien hingegen wurde die Produktion eher gedrosselt, Stilllegungen sind dafür bei Gaskraftwerken erfolgt. Der Anteil von Erdgas an der Stromerzeugung ist in Spanien erheblich gesunken und lag 2015 bei unter 20%. In Großbritannien ist der Anteil höher, bei knapp 30%. Die Stromerzeugung aus Kernkraftwerken ist jeweils konstant bei rund 20% über alle Jahre geblieben. Zudem ist die Stromnachfrage in beiden Ländern leicht gesunken. Der Ausbau der Erneuerbaren Energien in Zusammenspiel mit der Reduktion der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken sind dementsprechend die Haupttreiber der sinkenden Emissionen im Stromsektor. Die Veränderungen im Stromerzeugungsmix sind die Folge einer Reihe von Einflussfaktoren wie die Energiepreise, die Temperatur, Witterungsbedingungen, die CO₂-Preise und politische Rahmenbedingungen wie dem Carbon Price Floor in Großbritannien.

Im Industriesektor sind die Emissionen ebenfalls gesunken, wenn auch nicht ganz so stark. Die Herstellung von Eisenmetallen, Mineralölprodukten und Zement sind jeweils die drei Industriesektoren mit den höchsten Emissionen, wenn auch in unterschiedlicher Reihenfolge. In den Industriesektoren ist ein hoher Einfluss der Produktionsmengen auf die Emissionsmengen erkennbar. Der Effekt ist besonders in den Jahren der Wirtschaftskrise ausgeprägt. Insbesondere im Eisen- und Stahlsektor sowie in der Zementproduktion hat es Produktionsrückgänge und Stilllegungen in beiden Ländern gegeben. Auch wenn die Konjunktur sich zwischenzeitlich erholt hat, liegt im Jahr 2016 die Stahlproduktion 25% (Spanien) bzw. 40% (Großbritannien) unter der von 2005.

Während der Eisen- und Stahlsektor unter den Industriesektoren in Großbritannien die größte Emissionsquelle ist, nimmt diese Position in Spanien der Zementsektor ein. Während des spanischen Baubooms war auch die Zementproduktion hoch, mit der Wirtschaftskrise fiel die Produktion ab 2008 erheblich und liegt im Jahr 2016 44% unter der Produktion in 2005. In Großbritannien ist der gleiche Verlauf zu beobachten, wenn auch nicht ganz so ausgeprägt – im Jahr 2016 lag die Klinkerproduktion 20% unter den Werten des Jahres 2005.

Im Gegensatz dazu zeigt der Raffineriesektor in Spanien einen anderen Verlauf: die Produktionszahlen sind trotz gesunkener heimischer Nachfrage leicht gestiegen, während sie in Großbritannien gesunken sind. Spanien ist der drittgrößte Produzent von Mineralölprodukten in den EU ETS Ländern und ein Nettoexporteur. Die spezifischen Emissionen pro Tonne verarbeiteter Rohöl scheinen in beiden Ländern leicht gesunken zu sein. Ein möglicher Grund ist ein veränderter Produktmix, ein anderer die Schließung alter Raffinerien in beiden Ländern und Kapazitätserweiterungen in Spanien.

Im Chemiesektor sind die spezifischen N_2O Emissionen aus der Herstellung von Salpetersäure im Vergleich zum Jahr 2005 erheblich gesunken (Großbritannien 2018; Spanien 2018). In Großbritannien fällt die Emissionsreduktion mit dem Jahr des Einbezugs der N_2O Emissionen in den Emissionshandel zusammen (2011), während die Minderung in Spanien bereits vor ihrer Erfassung 2013 im Emissionshandel erfolgt ist. Für alle anderen Produkte und Emissionen im Chemiesektor ist keine eindeutige Aussage möglich, da die Veränderung des Anwendungsbereiches den Vergleich zwischen den Handelsperioden unmöglich macht.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Stromsektor jeweils die Verbesserung der Emissionsintensität der Haupttreiber für die sinkenden Emissionen ist, während im Industriesektor die Produktionsentwicklung der dominante Effekt ist. Eine Ausnahme im Industriebereich sind die N_2O Emissionen, die bei der Produktion von Salpetersäure und Adipinsäure anfallen: im Vergleich zu 2005 sind die spezifischen Emissionen in beiden Ländern erheblich gesunken.

Die ausführliche Analyse befindet sich im Anhang D.

1.7 Analyse der Emissionsentwicklung in den ETS Sektoren Raffinerien sowie Eisen und Stahl

Neben der Entwicklung der Emissionen in einzelnen Ländern wurde auch die Entwicklung der Emissionen in wichtigen ETS-Sektoren näher untersucht. Dabei wurden zwei der relevantesten Industriesektoren - Raffinerien und Eisen und Stahl - ausgewählt. Neben einem Überblick über die Entwicklung der Emissionen sowie möglicher wichtiger Einflussfaktoren auf EU-Ebene wurden auch die Entwicklungen in einzelnen wichtigen Mitgliedsstaaten in die Untersuchung mit einbezogen. Als mögliche Einflussfaktoren wurden untersucht die Produktion, der Verbrauch (bei Eisen und Stahl), das Produktionsverfahren (bei Eisen und Stahl) sowie Im- und Exporte.

1.7.1 Raffineriesektor

Der europäische Raffineriesektor umfasst (Stand 2016) 139 Anlagen in 23 Ländern (EEA). Mit einem im EU-EHS erfassten Emissionsvolumen von etwa 127 Mio. Tonnen CO₂-eq und einem Anteil von knapp 7 % aller im EU-EHS erfassten Emissionen in 2016, zählt der Raffineriesektor nach dem Energieversorgersektor zu den größten Sektoren des EU-EHS (EEA).

Bei Einführung des Emissionshandels lagen die Emissionen des Raffineriesektors bei 138 Mio. Tonnen CO₂-eq, was einer Verringerung von etwa 8 % zwischen 2005 und 2016 entspricht. Die Verringerung der Emissionen im Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2016 wird hauptsächlich durch einen Rückgang des Produktionsniveaus getrieben. So fiel das Produktionsniveau um etwa 12 % von 744 Mio. Toe in 2005 auf 654 Mio. Toe in 2016 (EUROSTAT). Der stärkere Rückgang der Produktion im Vergleich zu den Emissionen ist hauptsächlich dem Beginn der dritten Handelsperiode in 2013 geschuldet. Zu diesem Zeitpunkt weisen einige Anlagen in Deutschland einen starken Anstieg der Emissionen ohne einen Anstieg der Produktion aus, was auf die für Raffinerien ab der dritten Handelsperiode verpflichtende Regel zur Bildung einer sogenannten einheitlichen Anlage zurückzuführen ist, die dazu führte, dass auch angeschlossene vom Raffineriebetreiber betriebene Raffineriekraftwerke im Emissionshandel unter Raffinerien registriert wurden. Auch Änderungen hinsichtlich integrierter petrochemischer Prozesse beeinflussen die Emissionen.

Der Haupttreiber des Produktionsniveaus im EU-EHS Raum ist der Verbrauch an Mineralölprodukten. Der Verbrauch fiel zwischen 2005 und 2016 von 690 Mio. Toe auf 577 Mio. Toe, was einem Rückgang von etwa 16 % entspricht (EUROSTAT).

Zu Beginn des Betrachtungszeitraums im Jahre 2005 überstiegen die Importe leicht die Exporte, ab 2011 war dies andersherum, aber ebenfalls nur sehr geringfügig. So überstiegen die Exporte die Importe in 2016 um etwa 18 Mio. Toe. Im Jahre 2005 überstiegen die Importe die Exporte um etwa 10 Mio. Toe (EUROSTAT).

Nicht nur ein Rückgang des Verbrauchs, der Produktion und der Emissionen wurde zwischen 2005 und 2016 beobachtet, sondern auch die Kapazitäten der Raffinerieanlagen wurden deutlich verringert. So verringerten sich die Kapazitäten zwischen 2005 und 2016 um knapp 13 % von 16 Millionen Barrels täglich auf etwa 14 Mio. Barrels täglich (BP). Allerdings wurden nicht nur Kapazitäten abgebaut, sondern vereinzelt auch ausgebaut, wofür Zuteilungen aus der New Entrants Reserve (NER) ein Indiz darstellen.

Die Analyse des gesamten EU-EHS Raumes zeigt eine starke Korrelation zwischen Verbrauch und Produktion, dagegen zeigt die Analyse der fünf größten Länder des Raffineriesektors des EU-EHS ein deutlich heterogeneres Bild. So ging die Produktion in Frankreich (-32 %), Italien (-29 %) und Deutschland (-18 %) stark zurück. Im Gegensatz dazu stieg die Produktion in Spanien (+7 %) und den Niederlanden (+3 %) an (EUROSTAT). Der Verbrauch jedoch war in allen fünf Ländern rückläufig, was den Schluss zulässt, dass EU-EHS weit betrachtet es zwar weiterhin einen starken Zusammenhang von Verbrauch und Produktion gibt, dieser in den einzelnen Ländern jedoch in den vergangenen Jahren abgeschwächt und durch eine Zunahme des Handels zwischen den Mitgliedsstaaten ausgeglichen wurde. Die Emissionen in den analysierten Ländern zeigen einen der Produktion sehr ähnlichen Trend, wobei Spanien und die Niederlande trotz der gestiegenen Produktion ihre Emissionen leicht verringern konnten und damit in 2016 eine geringere Emissionsintensität als in 2005 aufwiesen. Die Gründe für diesen Rückgang der spezifischen Emissionen sind anhand der Daten nicht eindeutig zuordenbar. So könnten höherwertige Rohstoffe (schwefelarme und leichtere Rohöle) oder eine Veränderung des Produktmixes sowie Produktionsänderungen in den petrochemischen Anlagen, aber auch effizientere Anlagen zu dieser Änderung der Emissionsintensität geführt haben. Die

Unterschiede der Raffineriesektoren der betrachteten fünf Länder zeigen sich auch in der Entwicklung der Kapazitäten. Diese wurden in Frankreich (-38 %), Italien (-23 %) und Deutschland (-13 %) deutlich verringert. In den Niederlanden wurden die Kapazitäten geringfügig erweitert (<+1 %) und in Spanien mit etwa 14 % deutlich erweitert.

Die unterschiedliche Entwicklung der betrachteten Länder kann anhand der vorliegenden Daten nicht erklärt werden. Insbesondere große Unterschiede in der Gesetzgebung der einzelnen Länder sowie unterschiedliche Beschaffungspreise könnten für die Entwicklungen der einzelnen Raffineriesektoren in den Ländern verantwortlich sein.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass insbesondere das Produktionsniveau ausschlaggebend für die Emissionen ist, was anhand der sich kaum verändernden spezifischen Emissionen im EU-EHS Raum belegt wird (0,19 Mt CO₂-eq/M toe im gesamten EU-EHS Raum). Des Weiteren ist EU-EHS weit betrachtet der Verbrauch der Haupteinflussfaktor auf das Produktionsniveau, wenngleich dieser Einfluss für die einzelnen Mitgliedsstaaten sich in den letzten Jahren abgeschwächt hat, bleibt er für den gesamten EU-EHS Raum weiterhin vorhanden.

Die ausführliche Analyse befindet sich im Anhang E.

1.7.2 Eisen- und Stahlsektor

Im europäischen Eisen und Stahlsektor werden (Stand 2016) 274 Anlagen in 23 Ländern mit einem Emissionsvolumen von rund 139 Mt CO₂-eq. im Rahmen des europäischen Emissionshandelssystems reguliert. Dieses Emissionsvolumen entspricht ca. 8% aller aus stationären Anlagen verursachten Emissionen im EU-EHS (EEA data viewer).

Bei dessen Einführung im Jahr 2005 lagen die Emissionen im Eisen- und Stahlsektor bei rund 154 Mt CO₂-eq. und sind damit im Laufe der Handelsperioden bis 2016 um 10% gesunken². Die Produktion von Rohstahl verzeichnet ebenfalls einen Rückgang um 17% von 196 Mt im Jahr 2005 auf 163 Mt im Jahr 2016. Der Verbrauch weist mit 6% den geringsten Rückgang auf. Er betrug 184 Mt im Jahr 2005 und sank auf 173 Mt im Jahr 2016. Dass die Produktion verhältnismäßig stärker zurückging als der Verbrauch, ist in der europäischen Handelsbilanz zu sehen. Während die Exporte mit einer Abnahme um 0,7% größtenteils konstant bleiben, steigen die Importe mit 13,7% deutlich an. Im Jahr 2005 herrschte ein Exportüberschuss von rund 12 Mt, im Jahr 2016 ein Importüberschuss von 8 Mt (Eurostat).

Bei der Herstellung von Rohstahl ist zwischen zwei Produktionsverfahren zu unterscheiden: Dem Eisenerz-basierten Verfahren in Hochöfen (BOF) und dem Schrott-basierten Verfahren in Elektroöfen (EAF). Bei der EAF-Produktion wird Strom als Hauptbrennstoff benötigt. Hierbei ist die Emissionsintensität der Stahlherstellung von der Art der Stromerzeugung abhängig. Bei der BOF-Produktion hingegen ist Koks als notwendiges Reduktionsmittel nur bedingt durch Bioöl oder Braunkohlestaub ersetzbar. Emissionseinsparungen sind im Wesentlichen auf Effizienzaspekte und eine weitere Integration von Prozessen beschränkt und die verursachten Emissionen pro produzierter Tonne Rohstahl sind im BOF-Verfahren deutlich höher. Es ist daher zudem ein starker Zusammenhang in der Entwicklung von BOF produziertem Rohstahl und den verifizierten Emissionen zu beobachten.

Eine detailliertere Betrachtung der vier größten Produzenten (Deutschland, Italien, Frankreich, Spanien) und des Vereinigten Königreichs als bis einschließlich 2015 fünftgrößter Produzent,

² Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Teile der Emissionsveränderungen auf Veränderungen im Scope des EU ETS zurückzuführen sind. Dies kann insbesondere für die unter dem Sektor 25 - Produktion oder Bearbeitung von Eisenmetallen gemeldeten Tätigkeiten zutreffen, die seit dem Jahr 2013 unter dem EU ETS eingeführt wurde, in dieser Auswertung jedoch nicht berücksichtigt ist.

zeigt ein sehr gemischtes Bild. Während Italien und Spanien an zweiter und vierter Stelle der größten Produzenten stehen, belegen sie lediglich die Plätze fünf und sieben, wenn es nach den größten Emittenten geht. Sie weisen beide einen sehr hohen Anteil an EAF-produziertem Rohstahl auf (76% in Italien und 67% in Spanien). Das Vereinigte Königreich hingegen zeigt mit einem Anteil von lediglich 19% EAF-Rohstahlproduktion weitaus höhere Emissionen pro produzierter Tonne Rohstahl (Eurostat). Spanien und Italien weisen auch beim Energieverbrauch und dem Anteil fester Brennstoffe deutlich geringere Werte auf, diese sind ebenfalls als ein Treiber der Emissionen zu beobachten und hängen mit der Art der Herstellung zusammen.

Während sich die Emissionen aus der Eisen und Stahlindustrie in Deutschland weiter erhöhten, um 7% zwischen 2005 und 2016, sanken sie in allen weiteren detailliert betrachteten Ländern, am stärksten in Frankreich mit 34% und in Italien mit 24%. Spanien und das Vereinigte Königreich weisen sehr geringe Emissionsveränderungen von 14% und 5% zwischen den Jahren 2005 und 2016 auf (Eurostat).

Insgesamt findet man einen sehr ähnlichen Verlauf der Produktion und Emissionen, sowohl bei einer gesamteuropäischen Betrachtung, als auch bei einer detaillierteren Betrachtung der einzelnen Länder. Der Verlauf ist charakterisiert durch einen Höhepunkt in den Jahren 2007, 2008 und einen Tiefpunkt im Jahr 2009, welcher der allgemeinen Wirtschaftskrise geschuldet ist. Diese hat den Eisen und Stahlsektor sehr getroffen. Anschließend erholte sich zwar das Produktionsniveau und auch die damit verbundenen Emissionen stiegen wieder an, meist blieb jedoch beides unter dem Vorkrisenniveau. Die Produktion orientiert sich in ihrem Verlauf stark an dem Verbrauch. Somit ist die Nachfrage als Haupttreiber der Emissionen zu identifizieren. Diese wird allerdings auch zunehmend durch Importe befriedigt. Weitere Treiber neben der Nachfrage nach Rohstahl sind Änderungen in den Anteilen der verwendeten Herstellungsverfahren (BOF oder EAF) und der damit verbundene Energieverbrauch sowie die Verwendung fester Brennstoffe (z.B. Koks), die verglichen mit anderen Brennstoffen einen höheren CO₂-Emissionsfaktor aufweisen.

Die ausführliche Analyse befindet sich im Anhang F.

2 Evaluation and further development of EU emissions trading for the period after 2020 (English summary)

2.1 Introduction

The European emissions trading system is a key instrument of national and European climate policy and has been continuously expanded and further developed since its introduction in 2003. The first two trading periods 2005-2007 and 2008-2012 were characterized by National Allocation Plans and free allocation, the system has been significantly further developed for the current 3rd period 2013-2020 by Directive 2009/29/EC. The cap is now set at EU level, a large proportion of emission allowances are auctioned and uniform rules apply to free allocation in all EU Member States. Free allocation for all participating installations is based on EU wide benchmarks, activity rates in the base period, an allocation factor depending on whether the installation in question is considered threatened by carbon leakage, and a cross-sector correction factor for existing installations which ensures that the total free allocation does not exceed the maximum amount available.³

Free allocation, in particular to plants in sectors that are exposed to intense international competition, is also foreseen for the fourth trading period in order to prevent the relocation of production and the associated emissions to countries with less stringent climate policies (carbon leakage). However, this does not mean that the allocation formula in the 4th trading period is identical to the 3rd trading period. An update of the allocation parameters is necessary for several reasons.

1. Technological development has progressed. The benchmark values, which should reflect the average of the 10% best installations at the time of their introduction, are outdated.
2. The activity rates in the base period, which form the basis for free allocation at the installation level, refer to production or other activity data that are more than a decade ago at the start of the 4th trading period. Since then, there have been massive changes, for example the economic crisis that began at the end of 2008 falls into this period.
3. The carbon leakage rules of the 3rd trading period were not very focused: More than 95% of the emissions from industrial sectors and industrial plants were classified as at risk of carbon leakage.
4. The cap declines faster in the 4th trading period than in the 3rd. trading period. Due to the decreasing course of the cap, the available allocation quantity also decreases. If the allocation rules were not updated, a substantial cross-sector correction factor would be necessary. This, however, cuts uniformly across all sectors and does not take into account technological progress or changes in production volumes or the level of carbon leakage risk.

In the following, different factors influencing allocation to industrial plants are analysed. The study on the adjustment of allocation over time examines existing and alternatively discussed dynamic allocation rules, such as adjustments of allocation based on production changes (output-based allocation), as well as the updating of the base period for the calculation of activity rates, and assesses their advantages and disadvantages (see chapter 2.2 and Annex A). Various options for designing carbon leakage rules from the discussion in Europe, California and Australia are discussed in Chapter 2.3; a detailed analysis is provided in Annex B.

³ Free allocation is also granted to new plants as well as for heat from electricity generating plants. But instead of the cross-sectoral correction factor, a linear reduction factor applies that corresponds to the annual reduction of the total cap in the EU emissions trading scheme.

In contrast to industrial plants, free allocation of allowances to electricity generation is not granted any longer under Article 10a of the Emissions Trading Directive. But under Article 10c, selected countries may allocate allowances free of charge in order to support the restructuring of their power generation sector. The latter rule will also continue to apply in the 4th trading period. The study for the eight member states that made use of the exemption rule in the 3rd trading period showed that over 80% of the allocation was spent on operators of coal-fired power plants and a further 7% on operators of oil and shale oil plants (see Chapter 2.4 and Annex C).

In contrast to the questions on allocation, the comparative analysis in Chapter 1.5 focuses on the medium to long-term perspective in setting the cap and the possible contribution of industrial sectors to the necessary emission reduction. Before the European Union announced its intention to reduce its greenhouse gas emissions by 80 to 95% by 2050, the European Commission published its EU low-carbon economy Roadmap in 2011, which also contains indicative reduction targets for industry. In addition, at the invitation of the Commission, various industry associations have developed and published their own sector-specific roadmaps, which deal in detail and from the point of view of industry with the reduction potential in individual industry sectors. In recent years, both scientific and policy-oriented studies on this topic have been increasingly published, which can be consulted in order to put the studies presented by the industry associations into perspective. In the comparative analysis, an overview and discussion of the most important assumptions and core statements of these studies is presented with the aim of providing a clear overview and thus stimulating a transparent discussion on the long-term abatement potentials in European industry. (available as a separate publication online at <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/comparative-analysis-of-options-potential-for>).

The report is completed with the exemplary analysis of the emission reductions in the EU ETS in two EU Member States and in two emission-intensive sectors. Since the start of emissions trading in 2005, emissions in the ETS sector of all participating countries have fallen by 26%. The analyses focus on the identification of important influencing factors and their possible differences in the EU Member States.

Great Britain and Spain are two countries with a high share of total emissions in the ETS (8% each) and above-average emission reductions compared to 2005. Electricity generation in both countries has become considerably less emission-intensive and this trend is expected to continue. The expansion of renewable energies and the reduction of electricity generation from coal-fired power plants are the main drivers of falling emissions in the electricity sector. Emissions in the industrial sector have also fallen, albeit not quite as sharply. In the industrial sectors, a high influence of production volumes on emission volumes can be observed. The effect is particularly pronounced in the years of the economic crisis (see Chapter 2.6 and Annex D).

The refining sector and the production of pig iron and steel are among the industrial sectors in the EU ETS with highest emissions (see Chapter 2.7 and Annexes E and F). In the area of pig iron and steel production, the development of emissions is strongly dominated by the development of blast furnace steel production (BOF), especially in countries with a high BOF share. It has also been observed that production is strongly influenced by consumption. Imports and exports also play an important role, with only one country (Spain) being able to maintain its important role as a net exporter in recent years. Also in Spain, but especially in the other countries studied, a decrease in exports, but at least an increase in imports, could be observed, which could be due to the pressure on the world market, especially from China.

In the case of refineries, too, the production trend is an important driver for the development of emissions. Specific emissions are affected by both changes in the composition of end products and changes in capacity. For example, a decrease in specific emissions in Spain and the Netherlands coincides with an increase in refinery capacity, while in France a decrease in specific emissions coincides with a reduction in capacity. In Italy, on the other hand, specific emissions increase despite the closure of refineries, suggesting that it is not necessarily emission efficiency that is decisive for the closure of capacity, but other factors such as the size of an installation, the composition of the output or the connection to a crude oil pipeline may also play a role.

2.2 Adjustment of Free Allocation in the EU ETS over time (Dynamic Allocation Rules)

Free allocation remains significant in the 4th trading period, especially due to mostly full free allocation for sectors deemed to be at risk of carbon leakage. In an ideal emissions trading system, all parameters are set ex ante in order to maintain cost effectiveness. The actual design of allocation rules, however, must take into account further criteria, in particular distributional effects, international competitive-ness, carbon leakage, innovation effects as well as feasibility and acceptance.

First, we consider whether the historical activity rates used to allocate allowances to existing installations should use the same base period or whether a more recent base period should be chosen. After considering efficiency and distributional effects, we propose using a four-year period from 2015 to 2018 as the base period and to calculate the historical values as a median. In case the 4th trading period is divided into two sub-periods, two base periods could be used, e.g. 2013-2017 and 2018-2022.

We discuss whether output-based allocation should be introduced in the EU ETS, as an alternative to the previous dynamic allocation rules. We compare the existing dynamic rules with output-based allocation and evaluate them qualitatively. We find that the output-based allocation method is not clearly superior.

Finally, we discuss options for modifying the dynamic allocation rules for the 4th trading period. One option is to introduce a higher threshold in the rules for partial closures and to replace the staggered adjustment to reduced production with a linear adjustment of the allocated amounts. As another option, the rules for significant capacity changes and partial closures could be replaced by a rule for significant changes in production. Efficiency losses due to dynamic rules and the frequency of changes in allocation could be limited by choosing a sufficiently large threshold.

2.3 Differentiation of the carbon-leakage-risk and estimating of impacts on the allocation amounts

The European Emissions Trading Scheme (EU ETS) has been continuously developed since its introduction in 2003. While the first years were characterised by free allocation, since the 3rd EU ETS trading period, a large part of allowances have been auctioned and free allocation is subject to the same rules in all EU Member States based on ambitious EU-wide benchmarks and a cross-sectoral correction factor for industry. In addition, the proportion of free allocation gradually decreases, with special rules for industries facing intense international competition in order to prevent carbon leakage.

Against the background of different speeds in international climate protection, precautions to avoid carbon leakage are of great importance. In the 3rd trading period, almost the entire amount of allowances in the industrial sector is allocated for free on the basis of special rules for sectors for which a significant carbon leakage risk is assumed. Various options for free allocation were discussed in the context of the further development of emissions trading from 2021 onwards and are examined below.

The analysis of different options shows that the indicators discussed to determine the extent of the competitive risk are similar in the EU, California and Australia: On the one hand, the trade intensity of the sector is included, and on the other hand the emission intensity or the level of costs caused by emissions. Whether a specific sector is deemed at risk of carbon leakage, on the other hand, differs in respect of the thresholds applied and in the way the two indicators are combined. Another important difference is the number of carbon leakage risk classes (two to four) and the allocation factors (0%-100%).

The comparison shows that options with only two carbon leakage classes (binary approach) lead to similar results. The majority of sectors is deemed at risk and receive 100% carbon leakage allocation factor in the allocation formula both in the Carbon Leakage List valid in the 3rd trading period and the Commission proposal for the 4th trading period. The non-privileged sectors cause only a very small proportion of emissions and receive an even smaller proportion of the allocation due to the lower allocation factor of 30%.

The other options each work with several carbon leakage risk classes and tiered allocation factors. Options 3 and 4 in the Commission's Impact Assessment for the revision of the Emissions Trading Directive distinguish four carbon leakage classes each, the Californian and Australian rules three. There are considerable differences in the shares of emissions by the different risk classes. In the Californian example, the share of the medium risk class is so low, that the scheme is similar to the two-class proposals.

In three options, sectors with a high (but not very high) risk account for a significant share of emissions (options 3 and 4 of the Impact Assessment and the Australian emissions trading scheme); their allocation factor of around 80% is lower than for very high risk sectors (100%), but significantly higher than for low risk sectors (around 30%). As a result, preliminary allocation is reduced in total and the resulting correction of the allocation quantities that is required if allocation amounts exceed the quantity reserved for free allocation is lower or no longer necessary. During the negotiations tiered approaches comparable to those described in this paper were put forward, but ultimately were not adopted. Sectors with very high risk benefit from tiered approaches, as the cross-sector correction factor also affects their allocation volumes.

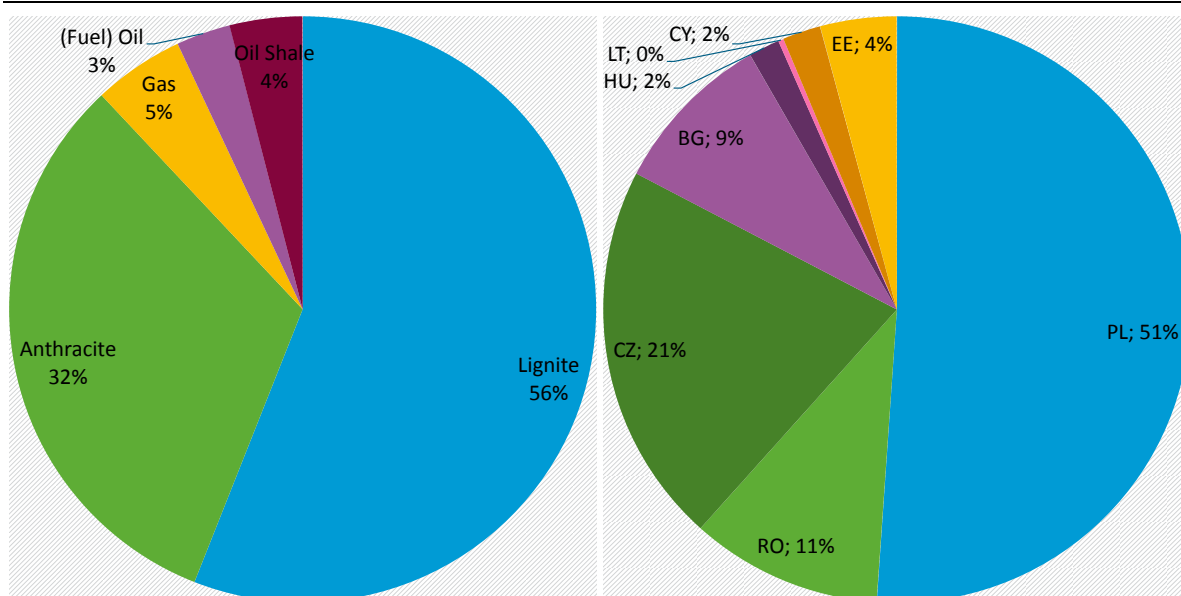
In summary, the analysis shows not only the subdivision into different carbon leakage classes is decisive, but also the relevance of the different classes with regard to emissions and, consequently, to preliminary allocations. The current proposal for the EU Emissions Trading Directive represents a continuation of the status quo concerning the carbon leakage rules. Although the number of industrial sectors considered as being at risk of migration is much lower due to the elimination of trade intensity as standalone criterion, the sum of emissions from these sectors is nearly as high and thus the impact on allocation volumes is small. The graduated approaches, such as options 3 and 4 of the Impact Assessment, allow a more precise focusing of the carbon leakage rules. The sectors in the highest risk class would benefit from a tiered approach, if a binary approach required a cross-sectoral correction factor in order to meet the cap.

2.4 Analysis of free allocation under Art. 10c and further development of the relevant rules in the 4th trading period

In accordance with Article 10a of the Emissions Trading Directive, installations do not receive a free allocation of allowances in the case of electricity production (EU 2009). In addition, under Article 10c certain Member States may give a transitional free allocation of allowances to installations if they submit to the Commission a “national plan that provides for investments in retrofitting and upgrading of the infrastructure and clean technologies”. The electricity production installations concerned must have been in operation by 31 December 2008; in the case of new installations, the investment process must have been physically initiated by the same date. Overall, eight Member States have made use of this derogation under Article 10c: Bulgaria, Estonia, Lithuania, Poland, Romania, the Czech Republic, Hungary and Cyprus. Latvia and Malta were also eligible to make use of the article but chose not to (European Commission (EC) 2012j).

A total of approx. 680 million free allowances in the EU-ETS (EUAs) may be allocated to operators of installations for electricity production in eight countries during the 3rd trading period. In 2013-2015 only 81 % of the permissible allowance amount was actually awarded. It will become clear in the years ahead whether the related investments have only been delayed or whether the quantities applied for were too high. Depending on the CO₂ price development and the implementation of investment measures, the unused allowances can still be allocated in the coming years. If they are not allocated for free, they will be auctioned towards the end of the trading period. Some Member States have already begun to hand over unused quantities to regular auctioning.

Abbildung 3 Free allocation of at least 300 thousand EUAs to installations by fuel type and country for 2013-2015



Source: Authors' own calculations based on European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012j), European Commission (EC) (2012e) and European Commission (EC) (2016)

Overall 251 installations receive free allowances under Art. 10c. The operators of the 101 installations with an allocation of at least 300 thousand EUAs in 2013-2015 are granted approx. 96 % of the total amount of allowances allocated for free. 82 % of which went to operators of

coal-fired power plants and a further 7 % to operators of oil and shale oil plants. The operators of ten gas-fired power plants receive 5 % of the allowances.

The current value of free allocation to the electricity sector in the eight Member States corresponds to approx. EUR 4.4 billion by 2020 (based on current prices and price estimations). Approx. 60 % of this amount is allocated to the operators of plants nearing the end of their lifetime and may possibly be disconnected soon without modernization measures.

There is a risk that the lifetime of coal-fired power plants is extended by Article 10c and the suppliers of renewable energies placed at a disadvantage. The highest allowance ratio – calculated as number of EUAs per MW of installed capacity – is for the most part received by the operators of lignite power plants of up to 2 GW. Renewable energies only play a role in the form of co-firing of biomass. Investments in wind and PV are only sporadically included in the plans, if at all.

The Council of the European Union decided in its Conclusions of October 2014 that Member States with a GDP per capita below 60 % of the EU average may continue to allocate free allowances to installations for electricity production up to 2030 (European Council 2014). In particular, the “current modalities, including transparency, should be improved to ensure that the funds are used to promote real investments modernizing the energy sector, while avoiding distortions of the internal energy market.”

The Commission proposal for the reform of the ETS foresees an unchanged total amount of EUAs under Article 10c during the 4th phase, but the actual value of the freely allocated allowances themselves could more than double under rising carbon prices. The group of eligible countries changes slightly. In particular, Poland and Estonia are allowed to allocate significantly fewer allowances for free than during the 3rd trading period, while a higher total amount of allowances is made available to all other Member States concerned. The criteria for awarding free allocation have been significantly improved. The proposal foresees that the cost efficiency and absolute amount of avoided emissions are a compulsory component of the evaluation of all projects with a total amount of investment exceeding EUR 10 million. Nevertheless, it is not ensured that large quantities of allowances are not once again granted to coal-fired power plants. Based on the analysis undertaken above and the experiences gathered in the years up to 2015, the following changes are proposed for the 4th trading period:

- Degressive allocation: Free allocation should be reduced to zero at the end of the trading period.
- Use of funds: The guidelines and criteria should be expanded to include a minimum allocation of allowances for renewable energies, measures which extend the lifetime of for old coal-fired power plants should be excluded from free allocation and rules for providing proof of additionality should be introduced.
- Beneficiaries: The list of possible beneficiaries eligible to participate in the competitive bidding process should be expanded to include all holders of EUA accounts in a national emissions trading registry in order to enable participation by suppliers of electricity based on renewable energies.
- Reporting: As part of the reporting obligations, the beneficiaries should also report the real-world avoided emissions.

A detailed analysis is included in Annex C.

2.5 Comparative analysis of options and potential for emission abatement in industry

In the context of developing strategies to reduce greenhouse gas emissions and fight climate change, the European Union has set itself the target of reducing emissions by 80 to 95% by 2050. As a basis for this target, the European Commission prepared and published the EU low carbon economy (EU LCE) roadmap in 2011. In addition, the Commission encouraged industry organisations to prepare sector-specific roadmaps that address the European low carbon ambitions. Several industry organisations such as the European Steel Association EUROFER, the European Cement Association Cembureau, the Confederation of European Paper Industries CEPI and the European Chemical Industry Council CEFIC have presented their own views on GHG mitigation options in sector-specific roadmaps. In recent years, several scientific and policy-driven studies have also been published that deal with the question of long-term mitigation potential in industry. These latter studies allow us to put the industry roadmaps into perspective and critically reflect on the key results.

This report presents the main results and assumptions of these roadmaps and of a selection of closely related studies. The aim of the report is to provide a transparent compilation of these documents, and thereby increase transparency for the discussion of long-term abatement options in industry in the EU. Our report presents the selected studies with respect to the absolute and relative size of the abatement potentials identified, the assumptions that have been made, and a first assessment on their impact on the results. The idea is to increase the general understanding of what is driving the results, identifying differences and similarities in the approaches and storylines and to explain possible differences in the reduction potentials identified in the different studies. Key results from this report are summarised in six highlights:

1. Comparability of studies is limited due to missing transparency and differences in assumptions and modelling framework.
2. Comparison shows significant differences in level of ambition between industry-sponsored roadmaps and EU low carbon economy roadmap.
3. Sector comparison also shows significant differences in level of ambition and costs between industry-sponsored roadmaps on the one hand, and studies from the policy arena and scientific community on the other.
4. Mitigation ranges within a study can be large depending on assumptions and technology availability.
5. CCS is a key technology in many studies -- industry-sponsored and policy studies alike -- for reaching ambitions emission reductions, but technological uncertainty is high.
6. Cross-sectoral energy efficiency options along with production decreases are limited in industry-sponsored studies.

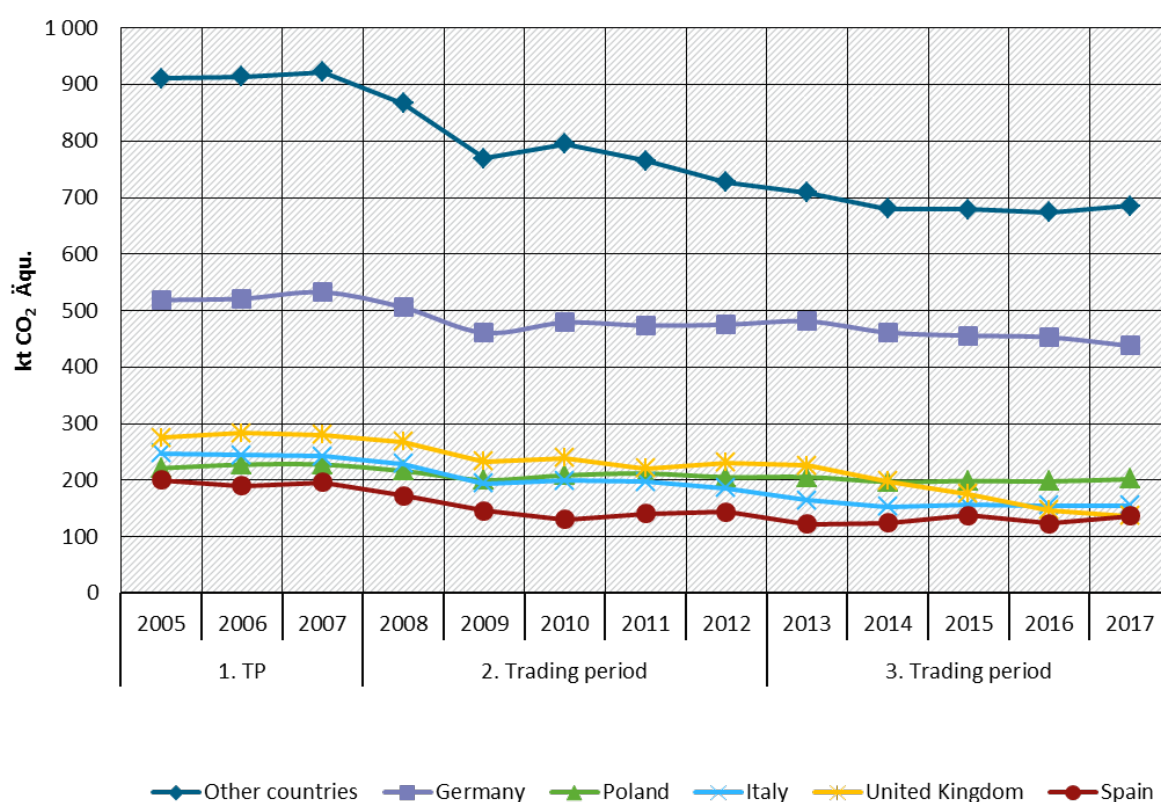
This report presents to the reader an overview as well as an access point to the different studies. Detailed information on the studies is collected and presented in comprehensive appendices. Additional tables present detailed information on mitigation options in different sectors. For in-depth understanding and further analyses and comparisons and assessment of the studies, the reader is referred to the documents underlying this analysis and invited to use this study's output as a basis for further work.

The study was presented and discussed with colleagues from the German Environment Agency and the Federal Ministry for the Environment. She is published as a separate document available at <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/comparative-analysis-of-options-potential-for>.

2.6 Analysis of the development of emissions in the EU ETS sector in Great Britain and Spain

Since the start of EU Emissions Trading Scheme in 2005, emissions from participating countries in the ETS sectors have fallen on average by 26 %. The UK and Spain are among the countries with the highest emissions in the EU ETS, each accounting for 8 % of total emissions in the year 2017. At the same time, these are countries that have achieved particularly high emission reductions compared to 2005: In Spain, emissions fell by 32 % and in the UK by as much as 50 %. Since the scope of EU Emissions Trading Scheme has expanded since its introduction in 2005, these figures include an estimate of emissions from ETS activities that were additionally covered by the extension of the scope in later years (European Environment Agency (EEA) 2017, 2018).

Abbildung 4 Development of emissions in the ETS sector in selected countries (2005-2017)



Sources: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), own presentation

In both countries, emissions from the energy and combustion sector have fallen sharply since the start of the ETS. Power generation has become considerably less emission-intensive and this trend is expected to at least stabilise. Renewables generation in the UK quadrupled between 2005 and 2015, reaching 25 % in 2015. The share of renewables in electricity generation in Spain has doubled since 2005 and will be 36 % in 2015. At the same time, the relevance of electricity generation from coal-fired power plants has declined: In Spain from 27 % to 18 % and in Great Britain from 33 % to 21 % (Eurostat 2017b). In the UK, several coal-fired power plants were completely or partially shut down or converted to biomass firing. It can therefore be assumed that emissions from coal-fired power plants will not rise back to the 2005 level. In Spain, on the other hand, coal-fired electricity production has tended to be cut back and gas-

fired power plants have been decommissioned. The share of natural gas in electricity generation in Spain has fallen considerably and was less than 20 % in 2015. In the UK, the share is higher, at just under 30 %. Electricity generation from nuclear power plants has remained constant at around 20 % for all years. In addition, demand for electricity fell slightly in both countries. Accordingly, the expansion of renewable energies in conjunction with the reduction of electricity generation from coal-fired power plants is the main driver for falling emissions in the electricity sector.

Emissions in the industrial sector have also fallen, albeit not quite as sharply. The production of ferrous metals, petroleum products and cement are the three industrial sectors with the highest emissions in both countries, albeit in different order. In the industrial sectors, a high influence of the production quantities on the emission quantities can be seen. The effect is particularly pronounced in the years of the economic crisis. Especially in the iron and steel sector as well as in cement production, there were declines in production and shutdowns. Even though the economy has recovered in the meantime, steel production in 2016 is 25 % (Spain) and 40 % (Great Britain) lower than in 2005.

While the iron and steel sector is the largest source of emissions among the industrial sectors in the UK, the cement sector occupies this position in Spain. Cement production was also high during the Spanish construction boom, with production falling sharply from 2008 with the economic crisis and falling 44 % below production in 2005 in 2016. The same trend can be observed in the UK, although not quite so pronounced – cement production volumes in 2016 were 20 % below 2005 levels. In the cement sector, too, there were closures of production facilities in both countries.

By contrast, the refinery sector in Spain shows a different development: production figures rose slightly despite lower domestic demand, while they fell in the United Kingdom. Spain is the 3rd largest producer of petroleum products in the EU ETS countries and a net exporter. Specific emissions per tonne of processed crude oil appear to have fallen slightly in both countries. One possible reason is a changed product mix; another is the closure of old refineries in both countries and capacity expansions in Spain.

In the chemicals sector, the specific N₂O emissions from the production of nitric acid have fallen considerably compared to 2005 (Großbritannien 2018; Spanien 2018). In the UK, the emission reduction coincides with the year in which N₂O emissions were included in emissions trading (2011), while in Spain the reduction took place before they were included in emissions trading in 2013. For all other products and emissions in the chemicals sector, no clear statement is possible, as the change in the scope of application makes it impossible to compare trading periods.

In summary, it can be said that in the electricity sector the improvement of the emission intensity is the main driver for the falling emissions, while in the industrial sector the production development is the dominant effect. However, reductions in specific emissions are the main driver for the development of N₂O emissions from the production of nitric acid and adipic acid.

2.7 Analysis of emission development under the EU ETS in the iron and steel sector and refineries

2.7.1 Refineries

The European refinery sector comprises (in 2016) 139 installations in 23 countries (EEA). With an EU ETS emissions volume of about 127 million tonnes CO₂-eq and a share of almost 7% of all

EU ETS emissions in 2016, the refining sector is one of the largest sectors of the EU ETS (EEA) behind the energy supply sector.

When emissions trading was introduced, emissions from the refinery sector amounted to 138 million tonnes of CO₂-eq, representing a decline of around 8% between 2005 and 2016. The decline in emissions over the period 2005-2016 is mainly driven by a decrease in production levels. The production level decreased by about 12% from 744 million toe in 2005 to 654 million toe in 2016 (EUROSTAT). The stronger decline in production compared to emissions is mainly due to the start of the third trading period in 2013. At this point, some plants in Germany show a strong increase in emissions without an increase in production, which is due to the rule that refineries are obliged to form a so-called uniform plant from the third trading period onwards, which led to connected refinery power plants operated by the refinery company also being registered in emissions trading under the refineries sector. Also production changes of integrated petrochemical process units alter the emissions.

The main driver of the production level in the EU-ETS area is the consumption of petroleum products. Between 2005 and 2016, consumption decreased from 690 million toe to 577 million toe, a decrease of about 16% (EUROSTAT).

At the beginning of the observation period in 2005, imports slightly exceeded exports, whereas from 2011 onwards this was the other way round, but also only very slightly. Exports exceeded imports by about 18 million toe in 2016. In 2005, imports exceeded exports by about 10 million toe (EUROSTAT).

The capacities of the refinery plants were also significantly reduced. Between 2005 and 2016, capacity decreased by almost 13% from 16 million barrels per day to about 14 million barrels per day (BP). However, capacity was not only reduced, but also expanded in individual cases. Allocations made from the New Entrants Reserve (NER) provide an indication for this.

The analysis of the total EU ETS area shows a strong correlation between consumption and production, whereas the analysis of the five largest countries of the EU ETS refining sector shows a much more heterogeneous picture. Production decreased sharply in France (-32%), Italy (-29%) and Germany (-18%). In contrast, production increased in Spain (+7%) and the Netherlands (+3%) (EUROSTAT). However, consumption decreased in all five countries, suggesting that although there is still a strong link between consumption and production from a EU ETS perspective, this link has been weakened in each country in recent years and offset by an increase in trade between Member States. Emissions in the countries analysed show a trend very similar to that of production, with Spain and the Netherlands slightly reducing their emissions despite the increase in production and lowering their specific emissions in the sense of crude processing in 2016 compared to 2005. The reasons for this increase in efficiency cannot be clearly identified on the basis of the data. For example, higher crude-quality, a change in the product mix as well as production changes of integrated petrochemical process units, but also more efficient plants, could have led to this decrease in specific emissions. The differences between the refinery sectors of the five countries considered are also reflected in the development of capacities. These were significantly reduced in France (-38%), Italy (-23%) and Germany (-13%). In the Netherlands capacity was slightly increased (<+1%) and in Spain it was significantly increased by about 14%.

The different production and consumption development (Consumption decreasing in all countries, production decreasing in FR, IT, GER and increasing or stagnating in NL and ES) of the countries considered cannot be explained on the basis of the available data. In particular, large differences in the legislation of the individual countries as well as different purchasing prices could be responsible for the developments of the individual refinery sectors in the countries.

In summary, it can be said that the production level in particular is decisive for emissions, as evidenced by the hardly changing specific emissions in the EU ETS area (0.19 Mt CO₂-eq/M toe in the entire EU ETS area). Furthermore, EU ETS widely considered, consumption is the main influencing factor on the production level, although this influence has weakened for the individual member states in recent years, it still exists for the entire EU ETS area.

The complete assessment is included in Annex E.

2.7.2 Iron and steel sector

In the European iron and steel sector (in 2016) 274 plants in 23 countries with an emission volume of around 139 Mt CO₂-eq. are regulated under the European emissions trading system. This emission volume corresponds to approx. 8% of all emissions caused by stationary installations in the EU ETS (EEA data viewer).

When the emission trading was introduced in 2005, emissions in the iron and steel sector amounted to around 154 Mt CO₂-eq. and declined by 10% in the course of the years until 2016.⁴ Production of crude steel also decreased by 17% from 196 Mt in 2005 to 163 Mt in 2016. Consumption shows the smallest decrease with 6%. It amounted to 184 Mt in 2005 and fell to 173 Mt in 2016. The fact that production fell relatively more than consumption can be seen in the European trade balance. While exports remain largely constant with a decrease of 0.7%, imports increase significantly with 13.7%. In 2005, there was an export surplus of around 12 Mt, in 2016 an import surplus of 8 Mt (Eurostat).

Two major process routes can be differentiated: the iron ore-based process in blast furnaces (BOF) and the scrap-based process in electric furnaces (EAF). EAF production requires electricity as the main fuel input. The emission intensity of steel production depends on the type of power generation. In BOF production, coke as a necessary reducing agent can only partly be replaced by other reducing agents such as bio-oil or pulverized lignite. Emission savings are largely limited to efficiency aspects and further integration of processes. The emissions per ton of crude steel produced are significantly higher in the BOF process. Therefore, in countries with a high BOF-share in production, there is a strong correlation between the development of BOF-produced crude steel and verified emissions.

A more detailed look at the four largest producers (Germany, Italy, France, Spain) and the United Kingdom as the fifth largest producer until 2015 shows a mixed picture. While Italy and Spain are in second and fourth place among the largest producers, they are only in fifth and seventh place, respectively, when it comes to emissions. Both countries have a relatively high share of EAF crude steel production (76% in Italy and 67% in Spain). The United Kingdom, on the other hand, shows much higher emissions per ton of crude steel produced and a share of only 19% of EAF crude steel production (Eurostat). Spain and Italy also show significantly lower values for energy consumption and the share of solid fuels, which can also be observed as a driver of emissions and are related to the type of production.

While emissions from the iron and steel industry in Germany continue to rise by 7% between 2005 and 2016, they are falling in all other countries examined in detail. The strongest decrease can be seen in France (34%) and Italy (24%). Spain and the United Kingdom have very low emission reductions of 14% and 5% between 2005 and 2016 (Eurostat).

⁴ It cannot be fully ruled out that some changes regarding the classification of certain installations, or parts of them, since the end of the first trading period have a misleading influence on our emission figures for the steel-related ETS activities considered, when these emission sources were classified differently in different trading periods. This is mainly relevant for sector 25 - production or processing of ferrous metals, which was introduced in the year 2013 and is not included in our analysis.

Overall, a very similar course of production and emissions can be found, both in a European view and in a more detailed view of the individual countries. The trend is characterised by a peak in 2007, 2008 and a low point in 2009 due to the general economic crisis. This hit the iron and steel sector hard. Production levels then recovered and emissions rose again, but in most cases both remained below pre-crisis levels. Production is strongly oriented towards consumption over the course of time.

Demand can therefore be identified as the main driver of emissions. However, this is also increasingly being satisfied by imports. In addition to the demand for crude steel, further drivers of emissions are the relative shares of the manufacturing processes used (BOF or EAF) and the associated energy consumption as well as the use of solid fuels (e.g., coke) which are more CO₂-intensive compared to other fuels.

The complete assessment is included in Annex F.

3 Literaturverzeichnis

DEHSt (2018): Treibhausgasemissionen 2017. Emissionshandelspflichtige stationäre Anlagen und Luftverkehr in Deutschland (VET-Bericht 2017). DEHSt. Online verfügbar unter https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/publikationen/VET-Bericht-2017.pdf?__blob=publicationFile&v=3.

EEA (2017): EEA greenhouse gas data viewer. European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/greenhouse-gases-viewer>, zuletzt geprüft am 11.07.2017.

European Commission (EC) (2012a): Commission Decision of 30.11.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Hungary. European Commission (EC). Brussels (C(2012) 8675 final). Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/auctioning/docs/hungary_com_en.pdf, zuletzt geprüft am 15.08.2014.

European Commission (EC) (2012b): Emissions trading: Commission rules on temporary free allowances for power plants in Poland (Press Release, 13 July 2012). Online verfügbar unter http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-12-561_en.htm, zuletzt geprüft am 22.06.2015.

European Commission (EC) (2012c): Emissions trading: Commission rules on temporary free allowances for power plants in Poland. Memo. European Commission (EC). Online verfügbar unter http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-12-561_en.htm, zuletzt geprüft am 05.10.2015.

European Commission (EC) (2016): Status table on transitional free allocation to power generators for 2015. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/auctioning/docs/process_overview_10c_2015_en.pdf, zuletzt geprüft am 13.05.2016.

European Environment Agency (EEA) (2017): Estimate of historical emissions for stationary installations to reflect the current scope of the EU ETS (2013-2020). Online verfügbar unter http://acm.eionet.europa.eu/reports/docs/ETCACM_TP_2017_11_estim_refl_ETS_scope.pdf.

European Environment Agency (EEA) (2018): EU ETS data viewer. European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/emissions-trading-viewer-1>, zuletzt geprüft am 31.05.2018.

European Union (EU) (2016): European Union Transaction Log (EUTL). Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/environment/ets/>, zuletzt aktualisiert am 10.05.2016, zuletzt geprüft am 13.05.2016.

Eurostat (2017a): Complete energy balances - annual data (nrg_110a). Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/database>, zuletzt geprüft am 27.06.2017.

Eurostat (2017b): Supply, transformation and consumption of renewable energies - annual data (nrg_107a). Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/database>, zuletzt geprüft am 26.06.2017.

Rat der Europäischen Union (2014): Schlussfolgerungen. Rahmen für die Klima- und Energiepolitik bis 2030 (EUCO 169/14).

A Zeitliche Anpassung der kostenlosen Zuteilung im EU ETS (dynamische Zuteilungsregeln)

von

Jochen Diekmann

Aleksandar Zaklan

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW Berlin), Mohrenstr. 58, 10117 Berlin

Abschlussdatum: September 2018

Kurzbeschreibung: Zeitliche Anpassung der kostenlosen Zuteilung im EU ETS (dynamische Zuteilungsregeln)

Die kostenlose Zuteilung ist auch in der 4. Handelsperiode von Bedeutung. In einem idealtypischen Emissionshandelssystem erfolgen zur Wahrung der Kosteneffizienz alle Festlegungen ex ante. Bei der praktischen Gestaltung von Zuteilungsregeln sind jedoch weitere Kriterien zu beachten, insbesondere Verteilungswirkungen, internationale Wettbewerbsfähigkeit, Carbon Leakage, Einflüsse auf Innovationen sowie Umsetzbarkeit und Akzeptanz.

Zunächst wird die Frage behandelt, ob für die historischen Aktivitätsraten, anhand derer die Zuteilung an Bestandsanlagen erfolgt, die bisherige Basisperiode beibehalten oder ob eine aktuellere Basisperiode gewählt werden soll. Anschließend wird diskutiert, ob im EU ETS als Alternative zu den bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln eine output-basierte Zuteilung eingeführt werden sollte. Nach einem Vergleich der bestehenden dynamischen Regeln mit der output-basierten Zuteilung zeigt die output-basierte Zuteilungsmethode keine eindeutige Überlegenheit. Abschließend werden Optionen der Modifikation der dynamischen Zuteilungsregeln für die 4. Handelsperiode diskutiert. Eine Option besteht darin die Regel für teilweise Betriebseinstellungen anzupassen. Als weitergehende Option könnten die Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen durch eine Regel für wesentliche Produktionsänderungen ersetzt werden. Effizienzverluste könnten durch die Wahl eines ausreichend großen Schwellenwerts begrenzt werden.

Abstract: Adjustment of Free Allocation in the EU ETS over time (Dynamic Allocation Rules)

Free allocation remains significant in the 4th trading period. In an ideal emissions trading system, all parameters are set ex ante in order to maintain cost effectiveness. The actual design of allocation rules, however, must take into account additional criteria, in particular distributional effects, international competitiveness, carbon leakage, innovation effects as well as feasibility and acceptance.

First, we consider whether the historical activity rates used to allocate allowances to existing installations should use the same base period or whether a more recent base period should be chosen. We then discuss whether output-based allocation should be introduced in the EU ETS, as an alternative to the previous dynamic allocation rules. Having compared the existing dynamic rules with output-based allocation, we find that the output-based allocation method is not clearly superior. Finally, we discuss options for modifying the dynamic allocation rules for the 4th trading period. One option is to adjust the rules for partial closures. As another option, the rules for significant capacity changes and partial closures could be replaced by a rule for significant changes in production. Efficiency losses could be limited by choosing a sufficiently large threshold.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildungsverzeichnis | 42 |
| Tabellenverzeichnis | 42 |
| Zusammenfassung | 43 |
| Summary | 44 |
| 1 Einleitung | 45 |
| 2 Bisherige Zuteilung nach historischen Aktivitäten | 48 |
| 2.1 Grundzuteilungsregeln für Bestandsanlagen | 48 |
| 2.2 Aktualisierung der Basisperiode | 49 |
| 3 Bisherige dynamische Zuteilungsregeln im EU ETS | 52 |
| 3.1 Neuanlagen und wesentliche Kapazitätserweiterungen | 52 |
| 3.2 Wesentliche Kapazitätsverringerungen, Betriebseinstellungen, teilweise Betriebseinstellungen | 53 |
| 3.3 Bewertung der bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln | 54 |
| 3.3.1 Neue Marktteilnehmer | 55 |
| 3.3.2 Kapazitätsverminderungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen | 57 |
| 3.3.3 Zusammenfassung der Bewertungen | 58 |
| 4 Output-basierte Zuteilung | 60 |
| 4.1 Grundprinzip | 60 |
| 4.1.1 Motivation | 60 |
| 4.1.2 Auswirkungen auf Unternehmensgewinn und Grenzkosten | 61 |
| 4.1.3 Aggregierte Effekte | 63 |
| 4.2 Ausgestaltungsvarianten | 64 |
| 4.2.1 Zeitliche Anpassung der Zuteilung | 64 |
| 4.2.1.1 Anpassung im Abstand von mehreren Jahren | 68 |
| 4.2.2 Industriecap und sektorübergreifender Korrekturfaktor | 69 |
| 4.2.3 Einrichtung einer Zuteilungsreserve | 71 |
| 4.2.4 Output-basierte Zuteilung in Abhängigkeit von Carbon-Leakage-Gefahren | 73 |
| 4.2.5 Produktbenchmarks und Fallbackansätze | 74 |
| 4.2.6 Direkte vs. indirekte Emissionen | 75 |
| 4.3 Erfahrungen aus anderen Emissionshandelssystemen | 75 |
| 4.3.1 Kalifornien | 75 |
| 4.3.1.1 Kostenlose Zuteilung an Stromverteiler | 76 |
| 4.3.2 Quebec | 77 |
| 4.3.2.1 Kostenlose Zuteilung an Industrieanlagen | 78 |

| | | |
|---------|---|----|
| 4.3.3 | Andere ETS | 79 |
| 4.4 | Bewertung der output-basierten Zuteilung | 80 |
| 5 | Mögliche Anpassungen für die vierte Handelsperiode | 83 |
| 5.1 | Modifizierungen der bisherigen dynamischen Regeln..... | 83 |
| 5.1.1.1 | Definition neuer Marktteilnehmer | 84 |
| 5.1.1.2 | Modifizierte Regel für teilweise Betriebseinstellungen..... | 85 |
| 5.2 | Regeln für wesentliche Produktionsänderungen..... | 86 |
| 5.3 | Ausgestaltung der Regeln für wesentliche Produktionsänderungen (Festlegung von Schwellenwerten)..... | 87 |
| 5.3.1.1 | Symmetrische vs. asymmetrische Schwellen | 90 |
| 5.4 | Verzicht auf kapazitätsbezogene Regeln | 91 |
| 6 | Vergleichende Bewertung der Optionen..... | 94 |
| 7 | Quellenverzeichnis | 97 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-------------|--|----|
| Abbildung 1 | Zuteilung auf Basis historischer Aktivität mit vollständiger oder teilweiser Ex-post-Korrektur | 68 |
| Abbildung 2 | Alternative Regeln für teilweise Betriebseinstellungen und wesentliche Produktionsänderungen..... | 86 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|------------|--|----|
| Tabelle 1 | Zuteilungen aus der NER 2013-2017 | 53 |
| Tabelle 2 | Reduzierte Zuteilungen für das Jahr 2013..... | 54 |
| Tabelle 3 | Dynamische Zuteilungsregeln in der dritten Handelsperiode des EU ETS | 55 |
| Tabelle 4 | Bewertung der dynamischen Zuteilungsregeln in der dritten Handelsperiode des EU ETS..... | 59 |
| Tabelle 5 | Varianten der jährlichen Anpassung der Zuteilungsmengen | 64 |
| Tabelle 6 | Gesamtcap im kalifornischen ETS..... | 75 |
| Tabelle 7 | Gesamtcap im ETS von Quebec | 78 |
| Tabelle 8 | Bewertung einer output-basierten Zuteilung..... | 80 |
| Tabelle 9 | Bisherige zeitliche Festlegungen für Zuteilungen ab 2013..... | 84 |
| Tabelle 10 | Qualitative Bewertung von relativen Schwellen für wesentliche Produktionsänderungen | 90 |
| Tabelle 11 | Bewertung einer output-basierten Zuteilung im Vergleich zu bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln | 95 |

Zusammenfassung

Die kostenlose Zuteilung ist – insbesondere aufgrund der weitgehend vollständigen kostenlosen Zuteilung für Carbon Leakage bedrohte Sektoren – auch in der 4. Handelsperiode von Bedeutung. In einem idealtypischen Emissionshandelssystem erfolgen zur Wahrung der Kosteneffizienz alle Festlegungen ex ante. Bei der praktischen Gestaltung von Zuteilungsregeln sind jedoch weitere Kriterien zu beachten, insbesondere Verteilungswirkungen, internationale Wettbewerbsfähigkeit, Carbon Leakage, Einflüsse auf Innovationen sowie Umsetzbarkeit und Akzeptanz.

Zunächst stellt sich die Frage, ob für die historischen Aktivitätsraten, anhand derer die Zuteilung an Bestandsanlagen erfolgt, die bisherige Basisperiode beibehalten oder ob eine aktuellere Basisperiode gewählt werden soll. In Abwägung von Effizienz- und Verteilungseffekten wird vorgeschlagen, als Basisperiode einen vierjährigen Zeitraum von 2015 bis 2018 heranzuziehen und die historischen Werte als Median zu berechnen. Bei Aufteilung der 4. Handelsperiode in zwei Teilperioden könnten zwei Basisperioden verwendet werden, z.B. 2013-2017 und 2018-2022.

Als Alternative zu den bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln wird diskutiert, ob im EU ETS eine output-basierte Zuteilung eingeführt werden sollte. Die bestehenden dynamischen Regeln werden mit der output-basierten Zuteilung verglichen und qualitativ bewertet. Die output-basierte Zuteilungsmethode zeigt jedoch keine eindeutige Überlegenheit.

Abschließend werden Optionen der Modifikation der dynamischen Zuteilungsregeln für die 4. Handelsperiode diskutiert. Eine Option besteht darin, in der Regel für teilweise Betriebseinstellungen einen höheren Schwellenwert einzuführen und die gestaffelte durch eine lineare Anpassung der Zuteilungsmengen an die verminderte Produktion zu ersetzen. Als weitergehende Option könnten die Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen durch eine Regel für wesentliche Produktionsänderungen ersetzt werden. Effizienzverluste aufgrund dynamischer Regeln und die Häufigkeit der Zuteilungsänderungen könnten durch die Wahl eines ausreichend großen Schwellenwerts begrenzt werden.

Summary

Free allocation remains significant in the 4th trading period, especially due to mostly full free allocation for sectors deemed to be at risk of carbon leakage. In an ideal emissions trading system, all parameters are set ex ante in order to maintain cost effectiveness. The actual design of allocation rules, however, must take into account further criteria, in particular distributional effects, international competitiveness, carbon leakage, innovation effects as well as feasibility and acceptance.

First, we consider whether the historical activity rates used to allocate allowances to existing installations should use the same base period or whether a more recent base period should be chosen. After considering efficiency and distributional effects, we propose using a four-year period from 2015 to 2018 as the base period and to calculate the historical values as a median. In case the 4th trading period is divided into two sub-periods, two base periods could be used, e.g. 2013-2017 and 2018-2022.

We discuss whether output-based allocation should be introduced in the EU ETS, as an alternative to the previous dynamic allocation rules. We compare the existing dynamic rules with output-based allocation and evaluate them qualitatively. We find that the output-based allocation method is not clearly superior.

Finally, we discuss options for modifying the dynamic allocation rules for the 4th trading period. One option is to introduce a higher threshold in the rules for partial closures and to replace the staggered adjustment to reduced production with a linear adjustment of the allocated amounts. As another option, the rules for significant capacity changes and partial closures could be replaced by a rule for significant changes in production. Efficiency losses due to dynamic rules and the frequency of changes in allocation could be limited by choosing a sufficiently large threshold.

1 Einleitung

Seit der dritten Handelsperiode stellt die Auktionierung die Grundzuteilungsregel im EU ETS dar. Daneben erfolgt nach der EU-Richtlinie übergangsweise eine kostenlose Zuteilung insbesondere für Industrieanlagen. Während der Anteil der kostenlosen Zuteilung grundsätzlich nach vorgegebenen Faktoren von Jahr zu Jahr sinkt, gilt für Carbon Leakage gefährdete Bereiche weiterhin eine weitgehend vollständige kostenlose Zuteilung. Auch in der vierten Handelsperiode werden kostenlose Zuteilungen noch von Bedeutung sein. Neben dem hierfür verwendeten Benchmarkingkonzept stellt sich dabei insbesondere die Frage, inwiefern die kostenlosen Zuteilungen im Zeitverlauf angepasst werden sollen.

In einem idealtypischen Emissionshandelssystem erfolgen alle Festlegungen ex ante. Die Emissionsberechtigungen (Zertifikate) werden entweder versteigert oder allein auf Basis historischer Daten kostenlos zugeteilt. Solange im Nachhinein keine Anpassungen erfolgen, die von Entscheidungen der Marktteilnehmer abhängen, ist ein strategisches Verhalten der Unternehmen zur Beeinflussung der eigenen Zuteilungsmenge ausgeschlossen. Die ökonomischen Anreize zur Verminderung von Emissionen und zur Überwälzung von Opportunitätskosten der Zertifikate sind dann unabhängig von der Art der Zuteilung und gewährleisten ein konsistentes Funktionieren des Emissionshandels auch dann, wenn die Emissionsberechtigungen zum Teil versteigert und zum Teil kostenlos zugeteilt werden. Das Emissionshandelssystem soll grundsätzlich umfassend auf einzelwirtschaftliche Entscheidungen der einbezogenen Unternehmen wirken, die die Emissionsintensität und die Produktionsmenge betreffen. Deshalb sollen die kostenlosen Zuteilungsmengen in einem idealen System aus Effizienzgründen insbesondere nicht von der Höhe der aktuellen Produktion abhängen, da sonst die Produktion quasi subventioniert wird und damit die ökonomischen Anreize - auch für nachgelagerte Wirtschaftsbereiche - verzerrt werden können.

Neben dem Kriterium der Kosteneffizienz sind bei der praktischen Gestaltung von Zuteilungsregeln weitere Kriterien wie Verteilungswirkungen, internationale Wettbewerbsfähigkeit, Carbon Leakage, Einflüsse auf Innovationen sowie Umsetzbarkeit und Akzeptanz zu beachten. So kann z.B. eine Zuteilung auf Basis von historischen Emissionen mit erheblichen unerwünschten Verteilungswirkungen verbunden sein. Unternehmen, die im internationalen Wettbewerb stehen, haben unter Umständen nur beschränkte Möglichkeiten, Zertifikatskosten auf die Nachfrager zu überwälzen. Auch bei einer weitgehend kostenlosen Zuteilung an solche Unternehmen kann die Gefahr bestehen, dass sie ihre Produktion in Europa stark einschränken und dadurch eventuell Emissionen in andere Länder verlagert werden. Darüber hinaus kann die Ausgestaltung von Zuteilungsregeln einen Einfluss darauf haben, wie stark die im EU ETS einbezogenen Unternehmen in innovative Technologien investieren und damit die Möglichkeiten für künftige Emissionsminderungen erhöhen. Außerdem müssen Zuteilungsregeln praktikabel, mit möglichst geringem Aufwand für Behörden und Unternehmen umsetzbar und politisch durchsetzbar sein. Angesichts dieser vielfältigen Kriterien müssen die Vor- und Nachteile unterschiedlicher Optionen für Zuteilungsregeln gegeneinander abgewogen werden.

Regeln, die eine Anpassung kostenloser Zuteilungen im Zeitablauf vorsehen, werden als „dynamische“ Zuteilungsregeln bezeichnet. Hinsichtlich der zeitlichen Anpassung der Zuteilungsmengen für die vierte Handelsperiode stellt sich zunächst die Frage, ob für die historischen Aktivitätsraten, anhand derer die Zuteilung an Bestandsanlagen erfolgt, die bisherige Basisperiode (2005-08 bzw. 2009-10) beibehalten oder ob eine aktuellere Basisperiode gewählt werden soll. Ein Updating auf eine Basisperiode, die ganz oder teilweise in der Zukunft liegt, kann grundsätzlich zu strategischem Verhalten von Unternehmen führen, so

dass sie ihre Produktion erhöhen, um später höhere kostenlose Zuteilungsmengen zu erhalten. Bei einem Festhalten an der bisherigen Basisperiode würden daraus eventuell resultierende Effizienznachteile vermieden. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand würden allerdings die Verteilungseffekte zunehmen. Bei einem Updating der Basisperiode ändert sich die Verteilung der Zuteilungsmengen zwischen und innerhalb der Sektoren in Abhängigkeit von der Veränderung der Aktivitätsraten zwischen bisheriger und neuer Basisperiode.

Im EU ETS gibt es eine Reihe von dynamischen Regeln für die kostenlose Zuteilung an neue Marktteilnehmer und für Betriebseinstellungen, die von dem theoretischen Leitbild einer anreizneutralen Gestaltung der kostenlosen Zuteilung abweichen. Hierbei handelt es sich um Regelungen für Neuanlagen, wesentliche Kapazitätserweiterungen, wesentliche Kapazitätsverringerungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen. Nach diesen Regeln sind die Zuteilungsmengen zum Teil von unternehmerischen Entscheidungen über Kapazitäten oder Aktivitätsraten während der Handelsperiode abhängig. Solche Regelungen können im Vergleich zu einem idealtypischen System mit gewissen Effizienzeinbußen verbunden sein. Sie können allerdings zugleich dazu beitragen, dass die Gefahr von Carbon Leakage vermindert wird.

Als Alternative zu den bisherigen Zuteilungsregeln wird diskutiert, ob im EU ETS eine kostenlose Zuteilung gemäß einer „output-basierten“ Zuteilung eingeführt werden sollte, bei der an Stelle von historischen Aktivitäten jeweils aktuelle Produktionsmengen zugrunde gelegt werden.¹ Solche Zuteilungsverfahren werden in einigen anderen Emissionshandelssystemen angewendet. Für das EU ETS würde dies einen wesentlichen Systemwechsel bedeuten, bei dem unter Umständen die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln für neue Marktteilnehmer und Betriebseinstellungen vollständig ersetzt werden könnten. Denn charakteristisch für „output-basierte“ Zuteilungsregeln ist, dass Zuteilungen prinzipiell nicht nur in bestimmten Fallkonstellationen angewandt werden wie bisher im Fall von Neuanlagen, Änderungen der Kapazität oder Stilllegungen, sondern dass sie im Grundsatz für alle Aktivitätsänderungen in allen Anlagen gelten. Eine output-basierte Zuteilung würde die Lenkungswirkung des ETS auf die Produktionsmengen und die Weiterleitung der Signale an nachgelagerte Sektoren insbesondere bei hohen Anteilen der kostenlosen Zuteilung stark einschränken. Von Seiten verschiedener Industrievertreter wird die Einführung einer output-basierten Zuteilung vor allem mit dem Ziel gefordert, die Gefahr von Carbon Leakage zu vermindern und die Flexibilität der Zuteilungsmengen für Industrieunternehmen bei wirtschaftlichen Schwankungen zu erhöhen. Bei einem hohen Anteil der kostenlosen Zuteilung und einem hohen Zertifikatspreis würden durch eine output-basierte Zuteilung im Vergleich zu einer Zuteilung auf Basis historischer Daten die Grenzkosten der Produktion stark gesenkt. Dadurch könnte tendenziell der Anreiz zu Produktionseinschränkungen in Europa weiter vermindert werden. Die Anreizwirkung des Emissionshandels würde sich dann im Wesentlichen auf die Verminderung der spezifischen Emissionen beschränken.

In diesem Bericht werden die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln und alternative Optionen hinsichtlich ihrer wesentlichen Vor- und Nachteile diskutiert. In Kapitel 2 werden zunächst die Zuteilungsregeln für Bestandsanlagen betrachtet und danach gefragt, ob bzw. wie die Basisperiode aktualisiert werden sollte. In Kapitel 3 wird die Wirkungsweise der bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln erläutert und bewertet. In Kapitel 4 werden Grundprinzip und Ausgestaltungsvarianten einer output-basierten Zuteilung im Vergleich zu einer Zuteilung auf Basis historischer Daten aufgezeigt. Mögliche Anpassungen der dynamischen Zuteilungsregeln werden in Kapitel 5 diskutiert. Kapitel 6 enthält eine vergleichende Bewertung der

¹ In der öffentlichen Diskussion wird dies zum Teil auch als „dynamische Zuteilung“ bezeichnet.

unterschiedlichen Optionen im Hinblick auf mögliche Änderungen des EU ETS für die vierte Handelsperiode.

2 Bisherige Zuteilung nach historischen Aktivitäten

2.1 Grundzuteilungsregeln für Bestandsanlagen

Die bisherigen Regeln für die kostenlose Zuteilung für Bestandsanlagen gehen aus Artikel 10 a der EU-ETS-Richtlinie (in der Fassung von 2009) und dem Beschluss der Europäischen Kommission (2011/278/EU) zu EU-einheitlichen Zuteilungsregeln (CIMs) hervor. Sie betreffen im Wesentlichen Anlagen der Industrie, während für Stromerzeuger (mit Ausnahme von Artikel 10c) ab der dritten Handelsperiode grundsätzlich keine kostenlose Zuteilung vorgesehen ist. Als Bestandsanlagen gelten Anlagen, die vor dem 30. Juni 2011 genehmigt wurden.

Die Zuteilung für Bestandsanlagen der Industrie erfolgt grundsätzlich auf Basis von Ex-ante-Benchmarks, historischen Aktivitäten, einem Faktor für die kostenlose Zuteilung, dessen Höhe von der Einstufung des Carbon-Leakage-Risikos abhängt (im folgenden „Carbon-Leakage-Faktor“) und einem Korrekturfaktor, der die Summe der kostenlosen Zuteilungen mit den im Cap vorgesehenen Emissionsminderungen in Einklang bringt:

$$\text{Zuteilungsmenge} = \text{Benchmark} * \text{historische Aktivität} * \text{Carbon-Leakage-Faktor} * \text{Korrekturfaktor}$$

Die ex ante festgelegten Produkt-Benchmarks beruhen auf Durchschnittswerten der 10 % effizientesten Anlagen eines Sektors bzw. Teilsektors in den Jahren 2007 und 2008. Es wurden für insgesamt 52 Produkte EU-weite Emissionswerte festgelegt. Für die Herstellung von Produkten, für die keine Produkt-Benchmarks vorliegen, werden hierarchisch als Fallback-Ansätze Wärme-Benchmarks, Brennstoff-Benchmarks oder historische Prozessemissionen verwendet.

Für eine einzelne Anlage können eventuell zugleich mehrere Ansätze verwendet werden. Dazu werden die Anlagen in Zuteilungselemente („sub-installations“) aufgeteilt.² Für die dritte Handelsperiode entfallen in Deutschland 70 % der Zuteilungsmenge auf Produkt-Benchmarks (DEHSt 2014).

Den historischen Aktivitätsraten liegen Daten für die Zuteilungselemente aus den Jahren 2005 bis 2008 oder, soweit sie höher sind, aus den Jahren 2009 bis 2010 zugrunde. Sie werden als Median des jeweiligen Zeitraums berechnet.

Für Zuteilungselemente, die Sektoren (bzw. Teilsektoren) zugeordnet sind, in denen kein erhebliches Risiko der Verlagerung von CO₂-Emissionen (Carbon Leakage) besteht, wird die Zuteilungsmenge mit einem „Carbon-Leakage-aktor reduziert, der für das Jahr 2013 80 % beträgt und Jahr für Jahr bis 2020 auf 30 % reduziert wird. Im Jahr 2027 soll keine kostenlose Zuteilung mehr erfolgen. Für Carbon-Leakage-Sektoren beträgt dieser Faktor bis 2020 100 %.

Sofern die vorläufig berechneten Zuteilungsmengen für Bestandsanlagen insgesamt das „Industrie-Cap“³ überschreiten, legt die Kommission einen einheitlichen sektorübergreifenden

² Um die unterschiedlichen Zuteilungsansätze anwenden zu können, werden Anlagen virtuell in sogenannte Zuteilungselemente (sub installations) aufgeteilt. Für jedes Produkt einer Anlage, das unter einen Produkt-Emissionswert fällt, wird ein Zuteilungselement gebildet. Bei Produkten ohne Produkt-Emissionswert gilt entsprechendes für die Bildung der Fallback-Zuteilungselemente (gegebenenfalls differenziert nach dem Carbon-Leakage-Risiko). (Vgl. DEHSt 2014).

³ Das Industrie-Cap wird auf Basis des Emissionsanteils aller Anlagen außer der Stromerzeuger an den Gesamtemissionen im Zeitraum 2005 bis 2007 und des Gesamtcaps, das sich jährlich um den linearen Faktor von 1,74 % vermindert, ermittelt. Stromerzeuger sind Anlagen, die nur die Tätigkeit „Verbrennung“ durchführen und ab 01.01.2005 Strom an Dritte abgegeben haben (vgl. Art. 3 u) EHRL).

Korrekturfaktor fest, um den sich die endgültigen Zuteilungsmengen vermindern. Dieser Korrekturfaktor beträgt für das Jahr 2013 0,9427 und sinkt bis 2020 auf 0,8244.⁴

2.2 Aktualisierung der Basisperiode

Für die Zuteilung von Zertifikaten an Bestandsanlagen für die vierte Handelsperiode könnte entweder die bisherige Basisperiode (2005-08 bzw. 2009-10) beibehalten werden oder eine aktuellere Basisperiode gewählt werden.

Ein Updating auf eine Basisperiode, die ganz oder teilweise in der Zukunft liegt, kann grundsätzlich zu strategischem Verhalten von Unternehmen führen, so dass sie ihre Produktion erhöhen, um später höhere kostenlose Zuteilungsmengen zu erhalten (NERA 2007). Ein völliger Verzicht auf ein Updating der Basisperiode würde am stärksten dem Ex-ante-Prinzip des Emissionshandels entsprechen. Strategisches Verhalten der Unternehmen zur Beeinflussung der eigenen Zuteilungsmenge würde durch eine einmalige, endgültige Festlegung auf historische Ausgangswerte ausgeschlossen. Ein Festhalten an der Basisperiode könnte grundsätzlich auch die Verlässlichkeit des Systems stärken und Unsicherheiten vermindern. Eine Beibehaltung der bisherigen Basisperiode hätte außerdem den Vorteil, dass keine Neuberechnungen der historischen Aktivitätsraten nötig wären.

Die Festlegung der Basisperiode wirkt sich insbesondere auf Verteilungseffekte der kostenlosen Zuteilung aus. Da die Produktionsmengen konjunkturellen, sektoralen und unternehmensindividuellen Änderungen bzw. Schwankungen unterliegen, sind mit der Wahl der Basisperiode Gewinner und Verlierer verbunden. Hinzu kommt, dass die industrielle Produktion insgesamt betrachtet mit der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung wächst. Ohne ein Industrie-Cap hätte ein Updating auch Auswirkungen auf die gesamte Zuteilungsmenge für die Industrie. Wenn es weiterhin ein Industrie-Cap gibt,⁵ wird mit der Basisperiode für die Aktivitätsraten vor allem die Verteilung der Zertifikate zwischen Industrieunternehmen bestimmt.

Vor diesem Hintergrund kann eine sehr weit in der Vergangenheit liegende Basisperiode als problematisch angesehen werden, weil die Verteilungseffekte zwischen Unternehmen im Vergleich zu aktuelleren Verhältnissen immer weiter zunehmen können. Dies betrifft insbesondere die Verteilung zwischen unterschiedlich stark wachsenden Sektoren. Durch den Vorlauf der Basisperiode und die Länge der Handelsperioden von acht bzw. zehn Jahren⁶ käme es bei einer Beibehaltung der bisherigen Basisperiode zu einem zeitlichen Abstand von rund zwei Jahrzehnten, so dass strukturelle Änderungen in diesem Zeitraum erheblich werden können. Eine zunehmende Bedeutung von Verteilungseffekten zwischen Unternehmen kann auch die politische Akzeptanz des Zuteilungsverfahrens beeinträchtigen. So hat sich der Europäische Rat (2014) in seinem Beschluss zum Rahmen für die Energie- und Klimapolitik bis 2030 dafür ausgesprochen, dass „künftige Zuteilungen ... stärker an das sich ändernde Produktionsniveau in verschiedenen Sektoren angepasst werden“.

Anpassungen der Zuteilungen an sich ändernde Produktionsniveaus können grundsätzlich vor oder während der betreffenden Handelsperiode erfolgen. Weiterhin ist die Aufteilung einer Handelsperiode in Teilperioden mit jeweils eigenen Basisperioden denkbar, wie im

⁴ Für Stromerzeuger wird eine kostenlose Zuteilung für Wärmeerzeugung gewährt; diese wird ab 2014 mit dem linearen Reduzierungsfaktor 1,74% p.a. anstelle des Korrekturfaktors sowie des Carbon-Leakage-Faktors gekürzt (Entscheidung 2011/278/EU).

⁵ Dabei stellt sich auch die Frage, ob die Bezugsperiode bzw. Methode für die Berechnung des Industrie-Caps künftig angepasst werden soll.

⁶ Die dritte Handelsperiode umfasste acht Jahre. Die vierte Handelsperiode ab 2021 wird gemäß den Vorgaben des Europäischen Rates vom Oktober 2014 und des Novellierungsvorschlags der Europäischen Kommission vom 15.07.2015 zehn Jahre umfassen. Eine solche längere Handelsperiode könnte allerdings den Bedarf an Anpassungen während der Handelsperiode erhöhen.

Novellierungsvorschlags der Europäischen Kommission (2015a) vorgesehen. Anpassungen an die Produktion während der Handelsperiode werden in Kapitel 4 „Output-basierte Zuteilung“ behandelt. Zum Teil kommen solche Anpassungen auch in den bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln zum Tragen, die in Kapitel 3 betrachtet werden. Im Folgenden werden die Anforderungen diskutiert, die bei der Wahl einer neuen Basisperiode für die Aktivitätsraten von Bestandsanlagen vor Beginn der nächsten Handelsperiode zu beachten sind. Für die vierte Handelsperiode hat die Kommission (2015a) die Basisperioden 2013-2017 und 2018-2022 vorgeschlagen.

Die Basisperiode soll einen mehrjährigen Zeitraum umfassen, um Effekte kurzfristiger Produktionsschwankungen zu vermindern. Dies bezieht sich sowohl auf konjunkturelle und sektorale als auch auf unternehmens- und anlagenbezogene Schwankungen der Aktivitätsraten. Dieser Zeitraum soll ausreichend lang sein, um ein Normalniveau widerspiegeln zu können. Andererseits soll er nicht zu lang sein, um den Erhebungs- und Administrationsaufwand zu begrenzen. Insofern erscheint ein Zeitraum von etwa drei bis vier Jahren angemessen.

Die Basisperiode sollte ein festgelegter, zusammenhängender Zeitraum sein. Die bisherige Basisperiode, die für die dritte Handelsperiode gilt, weist mit der Aufspaltung in zwei Zeiträume eine Besonderheit auf, die im Zusammenhang mit der weltweiten Wirtschaftskrise 2008/2009 steht (vgl. auch Europäische Kommission, Impact Assessment 2010). Die Aufteilung in zwei Zeiträume führt dazu, dass keine einheitliche Periode gilt, sondern jeweils der Zeitraum mit der höheren Produktion maßgeblich ist.

Die Basisperiode soll einerseits im Hinblick auf die Aktualität für die folgende Handelsperiode – unter Berücksichtigung des Zeitbedarfs für das Zuteilungsverfahren – möglichst spät liegen. Andererseits kann ein Updating auf eine Basisperiode, die ganz oder teilweise in der Zukunft liegt, zu strategischem Verhalten von Unternehmen führen, so dass sie ihre Produktion erhöhen, um später höhere kostenlose Zuteilungsmengen zu erhalten. Ein solcher Effekt kann bereits durch die Ankündigung einer neuen Basisperiode ausgelöst werden. Dieser mögliche Effekt ist umso größer, je länger die Handelsperiode ist. Er hängt allerdings auch von der Länge der Basisperiode ab und davon, wie die Jahreswerte zu einem historischen Wert zusammengefasst werden.

Der aus der Basisperiode abgeleitete historische Wert soll ein „normales“ Aktivitätsniveau widerspiegeln, das möglichst repräsentativ für die Handelsperiode ist. Eine Möglichkeit ein oder mehrere Jahre auszuwählen, führt dazu, dass jeweils nicht durchschnittliche, sondern höchste Produktionsmengen ausgewählt werden. Dadurch können wiederum Sonderentwicklungen oder strategisches Verhalten zum Tragen kommen. Höhere vorläufige Zuteilungsmengen als Folge einer solchen Wahlmöglichkeit führen außerdem letztlich zu einem höheren Kürzungsbedarf. Auch wenn das arithmetische Mittel der Basisperiode zugrunde gelegt wird, können Sonderentwicklungen (sowohl sehr hohe als auch sehr geringe Produktion) einen gewissen Einfluss auf das Ergebnis haben und Abweichungen von einer Normalaktivität bewirken. Solche Nachteile können vermieden werden, wenn für die Berechnung der Median verwendet wird.⁷

Wie bisher sind Detailregelungen für den Fall sinnvoll, dass eine Anlage in einem Jahr der Basisperiode nicht oder nur sehr kurz in Betrieb war. Zufällige Verzerrungen der Ergebnisse werden allerdings bereits durch die Berechnung des Medians vermieden, insbesondere in der Variante mit einer Basisperiode von mindestens vier Jahren.

⁷ Bei drei Jahren ist dann das Jahr mit der mittleren Produktion maßgebend, bei vier Jahren der Mittelwert der beiden Jahre mit der mittleren Produktion; die beiden Jahre mit der niedrigsten und höchsten Produktion bleiben dabei unberücksichtigt.

Die genannten Anforderungen an die Basisperiode stehen zum Teil zueinander in Konflikt, so dass ein Abwägen der Kriterien erforderlich ist. Ein Kompromiss könnte alles in allem darin bestehen, die Basisperiode auf einen vierjährigen Zeitraum von 2015 bis 2018 zu aktualisieren und die historischen Werte als Median zu berechnen.⁸

Ein Updating der Basisperiode ändert die Verteilung der Zuteilungsmengen für Bestandsanlagen zwischen und innerhalb der Sektoren in Abhängigkeit von der Veränderung der Aktivitätsraten zwischen bisheriger und neuer Basisperiode. Dadurch werden Anlagen mit gesteigener Auslastung bessergestellt als im Fall ohne ein Updating.

Neben einer Aktualisierung der Basisperiode für historische Aktivitätsraten sind die künftigen Zuteilungsmengen auch davon abhängig, inwieweit Benchmarks auf eine neue Grundlage gestellt werden. Denkbare Alternativen zur Beibehaltung der bisherigen Benchmarks bestehen in einer Dynamisierung der Benchmarks mit vorgegebenen Senkungsraten, eines Updateings der Bezugsperiode für Benchmarks (vor der Handelsperiode) und einer regelmäßigen Aktualisierung von Benchmarks während der Handelsperiode. Der Europäische Rat (2014) hat sich dafür ausgesprochen, dass „die Benchmarks für kostenfreie Zuteilungen [...] im Einklang mit dem technologischen Fortschritt in den jeweiligen Industriesektoren regelmäßig überprüft [werden]“.

⁸ Da die vierte Handelsperiode im Vergleich zu den vorherigen Handelsperioden länger ist, ist auch eine Aufteilung in zwei Teilperioden denkbar, mit jeweils eigenen Basisperioden. So schlägt die Europäische Kommission (2015a) für die vierte Handelsperiode neben der Basisperiode 2013-2017 eine weitere Basisperiode 2018-2022 vor.

3 Bisherige dynamische Zuteilungsregeln im EU ETS

3.1 Neuanlagen und wesentliche Kapazitätserweiterungen

Nach der europäischen ETS-Richtlinie ist eine ETS-Anlage, der nach dem 30. Juni 2011 eine Emissionsgenehmigung erteilt wurde, ein neuer Marktteilnehmer. Als neuer Marktteilnehmer gilt auch eine wesentliche Erweiterung einer Anlage nach dem 30. Juni 2011. Für die Zuteilung von Zertifikaten an neue Marktteilnehmer (Neuanlagen und wesentliche Kapazitätserweiterungen) wird eine Reserve (NER) in Höhe von 5 % der gesamten Zertifikatsmenge der Handelsperiode gebildet. Dies sind 780,2 Mio. Zertifikate. Davon werden jedoch bis zu 300 Mio. Zertifikate versteigert, um Erlöse für die Förderung von Demonstrationsprojekten im Energiebereich zu erzielen, so dass effektiv 480,2 Mio. EUA für neue Marktteilnehmer verfügbar sind.. Für die Stromerzeugung werden keine kostenlosen Zertifikate zugeteilt.

Nach dem Beschluss der EU-Kommission zu harmonisierten Regeln für die kostenlose Zuteilung vom April 2011 liegt eine wesentliche Kapazitätserweiterung vor, wenn die technische Konfiguration des Zuteilungselements und seines Betriebs physisch geändert wird und sich die Kapazität des Zuteilungselements um mindestens 10 % erhöht oder das betroffene Zuteilungselement eine signifikant höhere Aktivitätsrate hat (zusätzliche Zuteilung von mehr als 50 000 Emissionszertifikaten pro Jahr, mindestens 5 % der vorläufigen jährlichen Anzahl Emissionszertifikate).

Neue Marktteilnehmer erhalten für ihre Neuanlagen bzw. Kapazitätserweiterungen (ggf. nach einem Windhundverfahren) kostenlose Zertifikate auf Basis von Benchmarks, der Kapazität der neuen Anlage bzw. Erweiterung und Auslastungsfaktoren. Für (Teil-) Sektoren, für die kein Carbon-Leakage-Risiko angenommen wird, wird wie für bestehende Anlagen ein im Zeitverlauf von 0,8 im Jahr 2013 auf 0,3 im Jahr 2020 sinkender Carbon-Leakage-Faktor angewendet. Für Carbon-Leakage-Sektoren ist dieser Faktor 1,0. Die Zuteilungsmenge wird jährlich um den linearen Korrekturfaktor (1,74 %) korrigiert. Die Zuteilungsmenge berechnet sich nach der folgenden Formel:

*Zuteilungsmenge = Benchmark * Kapazität * Auslastungsfaktor*

** Carbon-Leakage-Faktor * linearer Korrekturfaktor*

Es gelten dieselben Produkt-Benchmarks und Fallback-Ansätze wie für Bestandsanlagen (s. Abschnitt 2.1). Die Aktivitätsrate wird bei neuen Marktteilnehmern aus der Anfangskapazität (Neuanlagen und neue Zuteilungselemente) bzw. zusätzlichen Kapazität (bei Kapazitätserweiterungen) und einem Auslastungsfaktor (anlagenübergreifender Standardauslastungsfaktor bei produktbezogenen Benchmarks, „maßgeblicher Auslastungsfaktor“ bei Fallback-Ansätzen⁹) ermittelt. Die neue Kapazität wird aus den zwei höchsten Monatsproduktionsmengen in einem 90-Tage- (Neuanlagen) bzw. 6-Monats-Zeitraum¹⁰ ermittelt; bei Kapazitätserweiterungen muss anschließend noch die Differenz zur bisherigen Kapazität bestimmt werden.

⁹ Siehe „CIMS“-Entscheidung der Europäischen Kommission 2011/278/EU vom 27. April 2011, Art. 18 sowie Art. 17 (2) ZuV 2020). Der Standardauslastungsfaktor wurde von der Kommission als 80-Perzentilwert der durchschnittlichen jährlichen Kapazitätsauslastung aller Anlagen, die das Produkt herstellen, im Zeitraum 2005-2008 berechnet. Für Neuanlagen oder Kapazitätserweiterungen, für die kein Produkt-Benchmark vorliegt und für die daher die Zuteilung nach „Fall-Back“-Ansätzen erfolgt (siehe voriges Kapitel) wird statt eines Standardfaktors anlagenspezifisch ein „maßgeblicher Auslastungsfaktor“ ermittelt, der auf Basis von historischen und geplanten Werten in Verbindung mit Branchendurchschnitten und unter Berücksichtigung effizienter Techniken gebildet wird.

¹⁰ Siehe „CIMS“-Entscheidung der Europäischen Kommission 2011/278/EU vom 27. April 2011, Art. 17 und 3 (I).

Von der oben genannten Anfangsausstattung der NER von 480,2 Mio. Zertifikaten wurden (Stand: 16. Januar 2017) in den Jahren 2013 bis 2016 114,1 Mio. Zertifikate (23,8 %) für Neuanlagen und wesentliche Kapazitätserweiterungen ausgegeben oder – für dieselben Anlagen - für spätere Jahre (2017-2010) zugeteilt bzw. reserviert. Wie Tabelle 3-1. zeigt, überwiegen dabei wesentliche Kapazitätserweiterungen, auf die 77 % dieser Zuteilungsmengen entfallen.

Tabelle 1 Zuteilungen aus der NER 2013-2017

| | Anlagenzahl | 2013-17 (Mio.) | 2018-20 (Mio.) | Gesamt (Mio.) |
|-------------------------|-------------|----------------|----------------|---------------|
| Neuanlagen | 286 | 20,3 | 12,6 | 32,9 |
| Kapazitätserweiterungen | 412 | 66,5 | 45,0 | 111,5 |
| Insgesamt | 698 | 86,8 | 57,6 | 144,4 |

Stand: 15. Januar 2018

Quelle: Europäische Kommission (2018)

3.2 Wesentliche Kapazitätsverringerungen, Betriebseinstellungen, teilweise Betriebseinstellungen

Neben den Regeln für Neuanlagen und wesentlichen Kapazitätserweiterungen enthalten die harmonisierten Vorschriften für kostenlose Zuteilungen weitere Regeln, nach denen die Zuteilungsmengen für Zuteilungselemente in Abhängigkeit von der Kapazität oder der Aktivitätsrate während der dritten Handelsperiode angepasst werden. Diese Regeln betreffen wesentliche Kapazitätsverringerungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen.

Eine wesentliche Kapazitätsverringerung liegt vor, wenn physische Änderungen eine wesentliche Verringerung der installierten Anfangskapazität bzw. Aktivitätsrate eines Zuteilungselements in derselben Größenordnung wie eine wesentliche Kapazitätserweiterung bewirken (Kapazitätsverminderung um mindestens 10 % oder signifikante Verminderung der Aktivitätsrate, s.o.). Wenn die Kapazität einer Anlage nach dem 30. Juni 2011 wesentlich verringert wurde, muss der Anlagenbetreiber die (geprüfte) Kapazitätsänderung melden. Die Zuteilung wird dann ab dem folgenden Jahr korrigiert (bzw. ab 2013, wenn die Kapazitätsänderung vor 2013 erfolgte).

Von einer Betriebseinstellung einer Anlage wird ausgegangen, wenn die Emissionsgenehmigung abgelaufen ist oder entzogen wurde, der Betrieb technisch unmöglich ist oder aus technischen Gründen nicht wieder aufgenommen werden kann; desweiteren wenn der Betreiber nicht garantieren kann, dass die Anlage nach maximal sechs Monaten bzw. ausnahmsweise 18 Monaten nach Betriebseinstellung ihren Betrieb wieder aufnimmt (wobei für Anlagen in Reserve oder Bereitschaft und Saisonanlagen Sonderregelungen gelten). Im Fall einer Betriebseinstellung wird die Vergabe von Zertifikaten an diese Anlage ab dem Folgejahr eingestellt.

Eine teilweise Betriebseinstellung liegt nach den harmonisierten Regeln der Kommission vor, wenn ein bedeutendes Zuteilungselement (dem mindestens 30 % der Zertifikate der Anlage zufallen oder dem über 50 000 Zertifikate jährlich zugeteilt wurden) seine Aktivitätsrate in einem Jahr gegenüber der Anfangsaktivitätsrate um mindestens 50 % verringert. Die Zuteilung an das Zuteilungselement wird dann ab dem folgenden Jahr (bzw. 2013) korrigiert:

- bei einer Verringerung um 50 % bis 75 %: auf 50 % der anfänglichen Zertifikate,

- bei einer Verringerung um 75 % bis 90 %: auf 25 % der anfänglichen Zertifikate,
- bei einer Verringerung um 90 % oder mehr: auf null.

Wenn die Aktivitätsrate wieder über die Schwellenwerte steigt, wird die Zuteilungsmenge im jeweiligen Folgejahr wieder stufenweise erhöht. Bei einer Erhöhung der Aktivitätsrate auf über 50 % der Anfangsaktivitätsrate erhält das Zuteilungselement wieder die anfänglich zugeteilte Zertifikatsmenge, bei einer Erhöhung der Aktivitätsrate auf über 25 % die Hälfte.

Von Verminderungen der Zuteilungsmengen für das Jahr 2013 waren insgesamt 989 industrielle Anlagen betroffen (Tabelle 3-2). Die Zuteilungsmengen wurden zusammen um 34,96 Mio. Zertifikate vermindert. Davon entfielen mit 33,55 Mio. der weitaus größte Teil auf teilweise Betriebseinstellungen und nur ein kleiner Teil auf wesentliche Kapazitätsverminderungen. Für das Jahr 2013 schlugen sich vollständige Betriebseinstellungen noch nicht nieder, da Anlagen, deren Betrieb vor 2013 eingestellt wurde, bereits von der kostenlosen Zuteilung ausgeschlossen sind.

Tabelle 2 Reduzierte Zuteilungen für das Jahr 2013

| | Anlagenzahl | Reduzierte Zuteilung (Mio.) |
|-------------------------------------|-------------|-----------------------------|
| Teilweise Betriebseinstellung | 957 | 33,55 |
| Wesentliche Kapazitäts-verminderung | 32 | 1,41 |
| Insgesamt | 989 | 34,96 |

Stand: 30. Juni 2014 [Angaben für 2014 und 2015 wurden im Juli 2015 veröffentlicht. Diese sind jedoch nicht mehr nach teilweisen Betriebseinstellungen und wesentlichen Kapazitätsverminderungen differenziert. Zudem gibt es keine Information mehr zu der Anzahl der betroffenen Anlagen. Die finale Summe der reduzierten Zuteilung für 2013 betrug 40,7 Mio. EUAs; 2014 betrug die reduzierte Zuteilung 59,4 Mio. EUAs und 2015 65,3 Mio. EUAs.]

Quelle: Europäische Kommission (2014)

3.3 Bewertung der bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln

Die in den vorigen Abschnitten beschriebenen dynamischen Zuteilungsregeln werden in Tabelle 3-3 zusammengefasst. Auslösende Momente sind jeweils bestimmte Änderungen der Kapazitäten oder der Aktivitäten von Anlagen bzw. Zuteilungselementen, die zu Änderungen der Zuteilungsmengen in der Handelsperiode führen. Dabei erfolgen Anpassungen - zum Teil anhand von Schwellenwerten - in beide Richtungen, also sowohl als Erhöhungen als auch als Verringerungen der kostenlosen Zuteilung.

Tabelle 3 Dynamische Zuteilungsregeln in der dritten Handelsperiode des EU ETS

| | Auslösende Änderung | Anpassung der Zuteilung |
|------------------------------------|--|--|
| Neuanlage | Inbetriebnahme neuer Kapazität | Zuteilung nach Standardauslastung ¹¹ |
| Wesentliche Kapazitätserweiterung | Physische Änderung, Kapazitätserhöhung um mind. 10 % oder signifikant höhere Aktivitätsrate (50.000 Zertifikate, 5 % der Zertifikate) | Zuteilung nach Standardauslastung |
| Wesentliche Kapazitätsverminderung | Physische Änderung, Kapazitätsverminderung um mind. 10 % oder signifikant geringere Aktivitätsrate (50.000 Zertifikate, 5 % der Zertifikate) | Korrektur der Zuteilung ab dem Folgejahr (Kürzung nach Standardauslastung) |
| Betriebseinstellung | Auslauf oder Entzug der Genehmigung, technische Gründe, Wiederinbetriebnahme erst nach über 6 (bzw. 18) Monaten | Einstellung der Vergabe von Zertifikaten ab dem Folgejahr |
| Teilweise Betriebseinstellung | Aktivitätsrate um mindestens 50 % niedriger als die Anfangsaktivitätsrate | Korrektur der Zuteilung ab dem Folgejahr |
| - Sinkende Aktivität | Verminderung der Aktivitätsrate um 50 bis 75 % um 75 bis 90 % um 90 % oder mehr | Kürzung der Zuteilungsmenge auf 50 % der Zertifikate auf 25 % der Zertifikate auf null |
| - Steigende Aktivität | Erhöhung der Aktivitätsrate auf über 25 % auf über 50 % | Erhöhung der Zuteilungsmenge auf 50 % der Zertifikate auf 100 % der Zertifikate |

Quelle: Europäische Kommission (2011)

3.3.1 Neue Marktteilnehmer

Die Regeln für neue Marktteilnehmer (Neuanlagen und wesentliche Kapazitätserweiterungen) haben keinen unmittelbaren Einfluss auf die Wirksamkeit der Emissionsverminderung innerhalb des EU ETS, da die Zuteilungen aus einer ex ante festgelegten Reserve (NER) innerhalb des Gesamtcaps erfolgen. Wenn die Reserve nicht ausreicht, kommt es zu einem Windhundverfahren und weitere Zertifikate müssen von den Unternehmen gekauft werden. Bei einer vorsichtig (hoch) bemessenen Reserve kommt dieses Verfahren allerdings nicht zum Zuge. Werden die Zertifikate der Reserve nicht vollständig benötigt, dann werden die restlichen Mengen versteigert.

Die Wirksamkeit der Regeln für neue Marktteilnehmer hinsichtlich des Beitrags zur weltweiten Emissionsminderung hängt auch davon ab, inwieweit dadurch Carbon-Leakage-Effekte verändert werden. Eine kostenlose Zuteilung von Zertifikaten an Neuanlagen bzw. Kapazitätserweiterungen vermindert für sich genommen die Gefahren von Carbon Leakage, da mit zunehmender Kapazität im Inland auch die Zuteilungsmengen für solche Anlagen steigen. Der Anreiz, nicht in Europa, sondern in anderen Ländern zu investieren, wird dadurch

¹¹ Bei „Fall-Back“-Zuteilungen: nach dem anlagenspezifisch bestimmten „maßgeblichen Auslastungsfaktor“. Dies gilt auch für wesentliche Kapazitätserweiterungen und -verringerungen.

vermindert. Der grundsätzliche Anreiz zu einer geringeren Anlagenauslastung bleibt hingegen wie bei den Bestandsanlagen erhalten, solange nicht weitere Regeln dagegen eingeführt werden. Insofern führen die Regeln für neue Marktteilnehmer zu einer teilweisen Verminderung der Carbon-Leakage-Gefahren.

Kostenlose Zuteilungen an neue Marktteilnehmer sind mit dem grundsätzlichen Problem verbunden, dass hierdurch wirtschaftliche Anreize gegeben werden, die von idealtypischen Systemen (Auktionierung, kostenlose Zuteilung allein nach historischen Daten) abweichen und somit die Kosteneffizienz des Systems beeinträchtigt werden kann. Die kostenlose Zuteilung wirkt wie eine Subvention auf die Produktionskapazität und erhöht den Anreiz zu Investitionen in den betreffenden Sektoren (Ellerman 2008). Dadurch werden Anreize zum Produktstrukturwandel tendenziell vermindert und die Gesamtkosten der Emissionsverminderung erhöht.

Soweit die kostenlose Zuteilung an Bestandsanlagen insbesondere mit der Gefahr von Carbon Leakage begründet wird, kann aus demselben Grund allerdings auch eine kostenlose Zuteilung an neue Marktteilnehmer gerechtfertigt werden (Europäische Kommission 2008), da eine generelle Versteigerung von Emissionszertifikaten an neue Marktteilnehmer die internationale Wettbewerbsfähigkeit des Investitionsstandorts beeinträchtigen kann. Insofern ist auch bei Neuanlagen eine Differenzierung der Anlagen(-teile) nach der Gefahr von Carbon Leakage sinnvoll, die bisher durch unterschiedlich hohe Faktoren für die kostenlose Zuteilung (0,8-0,3 vs. 1,0) erfolgt. Der Einfluss der kostenlosen Zuteilung für neue Marktteilnehmer auf Innovationen ist nicht eindeutig. Zum einen werden die Anreize zu Produktsubstitutionen vermindert. Zum anderen werden Investitionen in neue Kapazitäten gefördert, die in der Regel eine höhere Effizienz als Altanlagen aufweisen. Dieser Effekt dürfte bei Neuanlagen höher sein als bei Kapazitätserweiterungen bestehender Anlagen.

Kostenlose Zuteilungen sind generell mit hohen Verteilungseffekten verbunden. Dies gilt insbesondere, wenn die Zuteilung allein anhand von historischen Daten erfolgt, die von den realen Verhältnissen während der Handelsperiode erheblich abweichen können. Mit der kostenlosen Zuteilung an neue Marktteilnehmer werden unerwünschte Verteilungseffekte zwischen Betreibern von Bestandsanlagen und von Neuanlagen vermindert. Die bisherigen Zuteilungsregeln beruhen jeweils auf denselben Benchmarks; Unterschiede bestehen hingegen bei den Standardauslastungen (auf Basis von 80-Perzentilwerten) im Vergleich zu historischen Werten, und in der Verwendung des linearen Faktors (2020: 0,8782) im Vergleich zum sektorübergreifenden Kürzungsfaktor (0,8244). Dadurch werden neue Marktteilnehmer etwas bessergestellt als Bestandsanlagen.

Regeln für neue Marktteilnehmer erhöhen die Komplexität und den Umsetzungsaufwand für Behörden und Marktteilnehmer. Andererseits werden die Fallzahlen durch die Beschränkung auf wesentliche Kapazitätserweiterungen (Schwellenwerte von 10% bzw. Absolutwerte) im Vergleich zu einer Regelung ohne solche Beschränkungen begrenzt.

Die politische Durchsetzbarkeit und Akzeptanz von Regeln für neue Marktteilnehmer im Industriebereich ist trotz der inhärenten Effizienzeinbußen im Prinzip hoch, da die kostenlose Zuteilung an solche Anlagen unter Verteilungsaspekten als gerechter angesehen wird als eine Versteigerung und zugleich die Gefahren von Carbon Leakage vermindert werden. Die Konsultation zu Carbon Leakage im Sommer 2014 hat jedoch gezeigt, dass von Seiten der

Industrie überwiegend ein grundlegender Übergang zu einer output-basierten Zuteilung vorgezogen wird, der bisherige Regeln eventuell ersetzen könnte (siehe Kapitel 4).

3.3.2 Kapazitätsverminderungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen

Die Regeln für Kapazitätsverminderungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen sind in den Grundzügen ähnlich zu beurteilen wie Regeln für neue Marktteilnehmer.

Diese Regeln haben keinen unmittelbaren Einfluss auf die Wirksamkeit der Emissionsverminderung innerhalb des EU ETS, da das Gesamtcap unverändert bleibt.

Die Wirksamkeit zur weltweiten Emissionsminderung hängt aber auch hier davon ab, inwiefern dadurch Carbon-Leakage-Effekte verändert werden. Durch die Regeln werden Betriebseinstellungen und wesentliche Kapazitätsverminderungen ökonomisch weniger attraktiv, damit wird indirekt die Aufrechterhaltung von Kapazitäten im Inland belohnt. Durch die Regeln für teilweise Betriebseinstellungen wird darüber hinaus (ab dem Schwellenwert von 50 %) die Aufrechterhaltung einer höheren Anlagenauslastung belohnt. Dadurch werden Gefahren von Carbon-Leakage tendenziell vermindert.

Die Effizienzeinbuße dieser Regeln ergibt sich im Wesentlichen aus den Anreizeffekten, die ausgelöst werden, wenn im Fall von Betriebseinstellungen (abweichend von der ursprünglichen Zuteilung) keine Zertifikate mehr an die Anlage vergeben werden. Für den Anlagenbetreiber wird der Anreiz vermindert, den Betrieb einer Anlage einzustellen, weil er dann Zertifikate verliert. Umgekehrt wird der Weiterbetrieb einer Anlage aus Sicht des Betreibers quasi subventioniert (Ellerman 2008). Diese Anreizeffekte, die bei idealtypischen Systemen (Auktionierung, kostenlose Zuteilung allein nach historischen Daten) nicht auftreten, können den Produktstrukturwandel behindern und die Gesamtkosten der Emissionsverminderung erhöhen. Ähnlich wirken Regeln, die wesentliche Kapazitätsverminderungen bzw. Verminderungen der Anlagenauslastung sanktionieren und damit die Anpassungsflexibilitäten bei der Emissionsverminderung einschränken.

Solche wirtschaftlichen Anreizeffekte zum weiteren Betrieb von Bestandsanlagen können hingegen erwünscht sein, wenn mit der kostenlosen Zuteilung die Gefahr von Carbon Leakage vermindert werden soll. Insofern wäre es unter dem Effizienzaspekt denkbar, solche dynamischen Regeln künftig im Wesentlichen auf Carbon-Leakage-Sektoren zu beschränken. Da für Sektoren, in denen keine erhebliche Gefahr von Carbon Leakage besteht, allerdings ohnehin nur ein geringerer Anteil an kostenloser Zuteilung vorgesehen ist, wären die Effizienzeinbußen einer einheitlichen Behandlung gering.

Für die Beendigung der Vergabe von kostenlosen Zuteilungen im Fall von Betriebseinstellungen sprechen darüber hinaus allerdings auch Verteilungsaspekte. Insbesondere wenn die Betriebseinstellung sehr früh innerhalb der Handelsperiode erfolgt und die Handelsperiode (wie ab 2013) sehr lang ist, würde es allgemein als ungerecht angesehen, wenn die ehemaligen Anlagenbetreiber weiterhin beträchtliche Zertifikatsmengen erhielten. Dies könnte in Bezug auf die damit verbundene finanzielle Ausstattung der Unternehmen auch zu unerwünschten Verzerrungen des Wettbewerbs führen.

Die Regeln für Korrekturen der Zuteilungsmengen sind komplex. Wenn bei einer Betriebseinstellung die Vergabe von Zertifikaten beendet wird, dann ist es folgerichtig die Zuteilung auch im Fall wesentlicher Kapazitätsverminderungen zu kürzen (nach entsprechenden Regeln wie für wesentliche Kapazitätserhöhungen). Darüber hinaus kann mit

Regeln zur teilweisen Betriebseinstellung insbesondere verhindert werden, dass Betreiber ihre Anlagen nur zum Schein mit geringer Auslastung weiterbetreiben, um weiterhin eine hohe kostenlose Zuteilung von Zertifikaten zu erhalten. Außerdem vermindert dies unerwünschte Verteilungseffekte. Insgesamt entsteht hieraus allerdings ein kompliziertes Regelwerk mit unterschiedlichen kapazitäts- und outputbezogenen Schwellenwerten, das in seiner derzeitigen Form mit einem hohen Umsetzungsaufwand für Behörden und Marktteilnehmer verbunden ist.

Die politische Durchsetzbarkeit und Akzeptanz von Regeln für Korrekturen der Zuteilung bei größeren Reduktionen der Kapazität oder des Outputs beruhen ähnlich wie bei Regeln für Zuteilungen an neue Marktteilnehmer vor allem darauf, dass solche Regeln zum einen als gerecht angesehen werden (Vermeidung von Mitnahmeeffekten) und dass sie zum anderen zumindest tendenziell dazu beitragen können, die Gefahren von Carbon Leakage zu vermindern. Als mögliche Alternative zu den bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln wird allerdings von Seiten der Industrievertreter zunehmend auf die Option einer reinen output-basierten Zuteilung hingewiesen.

3.3.3 Zusammenfassung der Bewertungen

Die Bewertungen der bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln sind in Tabelle 3-4 zusammengefasst. Dabei wird deutlich, dass die Regeln für neue Marktteilnehmer auf der einen Seite und die Regeln für Kapazitätsverminderungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen auf der anderen Seite in qualitativer Hinsicht nach den einzelnen Kriterien gleich bewertet werden. Zum Teil sind diese Regeln – insbesondere die Regeln für Kapazitätserweiterungen und -verminderungen - auch komplementär zueinander. Gewissen Nachteilen dieser dynamischen Zuteilungsregeln unter Effizienzaspekten stehen jeweils gewisse Vorteile zum einen der Verminderung der Risiken von Carbon Leakage und zum anderen der Verminderung von unerwünschten Verteilungseffekten gegenüber. Es ist auch zu beachten, dass sowohl die positiven als auch die negativen Effekte eher gradueller Natur sind. Auf der einen Seite wird die Effizienz des Gesamtsystems durch die bisherigen dynamischen Regeln im Vergleich zu einem idealtypischen System nur teilweise vermindert. Auf der anderen Seite werden dadurch unerwünschte Verteilungseffekte und Carbon-Leakage-Gefahren ebenfalls nur teilweise vermindert.¹²

¹² Wie in Kapitel 4.4 beschrieben, hängt das Ausmaß der Effizienzeinbußen in einer Situation mit internationalem Wettbewerb auch davon ab, inwieweit die CO₂-Kosten bei „idealtypischer“ Zuteilung überhaupt überwältigt würden, da die Firmen bei ihrer Entscheidung auch den möglichen Verlust von Marktanteilen an Produktion im Ausland berücksichtigen.

Tabelle 4 Bewertung der dynamischen Zuteilungsregeln in der dritten Handelsperiode des EU ETS

| | Regeln für neue Marktteilnehmer (Neuanlagen, Kapazitätserweiterungen) | Regeln für Kapazitätsverminderungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen |
|---------------------------------|---|--|
| Wirksamkeit des ETS | 0 | 0 |
| Verminderung von Carbon Leakage | + | + |
| Effizienz | - | - |
| Verteilungswirkungen | + | + |
| Umsetzbarkeit | - | - |
| Durchsetzbarkeit, Akzeptanz | + | + |

Bewertungsskala: - - , - , 0 , + , + +

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Die europaweite Harmonisierung der Regeln der kostenlosen Zuteilung für die laufende dritte Handelsperiode stellt gegenüber dem System unterschiedlicher nationaler Regelungen für die ersten beiden Handelsperioden einen großen Fortschritt dar. Das gilt insbesondere für dynamische Zuteilungsregeln, die ökonomische Anreize stark beeinflussen können. Allerdings liegen gerade mit diesen Regeln, die die kostenlose Vergabe von Zertifikaten an einzelne Anlagen(-teile) während der Handelsperiode bestimmen bzw. verändern, bisher nur relativ geringe Erfahrungen vor.

4 Output-basierte Zuteilung

4.1 Grundprinzip

4.1.1 Motivation

Bei einer output-basierten bzw. dynamischen Zuteilung werden an Stelle von historischen Aktivitäten (vgl. Abschnitt 2.1) jeweils aktuelle Produktionsmengen für die Berechnung der kostenlosen Zuteilung zugrunde gelegt:¹³

$$\text{Zuteilungsmenge} = \text{Benchmark} * \text{aktuelle Aktivität} * \text{Carbon-Leakage-Faktor} * \text{Korrekturfaktor}$$

Diese Zuteilungsformel kann sowohl für bestehende als auch für neue Anlagen verwendet werden. Eine Einführung einer output-basierten Zuteilung in das EU ETS, das grundsätzlich einen Ex-ante-Ansatz verfolgt, würde einen wesentlichen Systemwechsel bedeuten. Dabei könnten unter Umständen die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln für neue Marktteilnehmer und für Betriebseinstellungen (Kapitel 3) vollständig ersetzt werden.

Eine output-basierte Zuteilung würde die Lenkungswirkung des ETS auf die Produktionsmengen und die Weiterleitung der Preissignale an nachgelagerte Sektoren und Verbraucher insbesondere bei hohen Anteilen der kostenlosen Zuteilung stark einschränken.¹⁴ Von Seiten verschiedener Industrievertreter wird die Einführung einer output-basierten Zuteilung vor allem mit dem Ziel gefordert, die Gefahr von Carbon Leakage zu vermindern und die Flexibilität der Zuteilungsmengen für Industrieunternehmen bei wirtschaftlichen Schwankungen zu erhöhen. Bei einem hohen Anteil der kostenlosen Zuteilung und einem hohen Zertifikatspreis würden durch eine output-basierte Zuteilung im Vergleich zu einer Zuteilung auf Basis historischer Daten die Grenzkosten der Produktion stark gesenkt. Dadurch könnte der Anreiz zu Produktionseinschränkungen in Europa weiter vermindert werden. Die Anreizwirkung des Emissionshandels würde sich dann im Wesentlichen auf die Verminderung der spezifischen Emissionen beschränken.

Eine output-basierte Zuteilung ist eine Möglichkeit, die Gefahr von Produktionsverlagerungen und einem damit eventuell verbundenen Carbon Leakage zu vermindern. Nach dem Literaturüberblick von Zhang (2012) kommen Ex-ante-Studien häufig zu dem Ergebnis, dass unilaterale Maßnahmen zum Klimaschutz wie regional begrenzte Emissionshandelssysteme zu erheblichen Carbon-Leakage-Effekten führen können, während Ex-post-Studien zum Teil zu stark abweichenden Ergebnissen kommen.¹⁵ Dabei ist - neben den Möglichkeiten zu technologischem Wandel - auch zu berücksichtigen, dass die internationale Wettbewerbsfähigkeit von Sektoren nicht allein von Zertifikats- und Strompreisen, sondern auch von zahlreichen anderen Faktoren abhängt. Die künftige Bedeutung von Carbon Leakage hängt nicht zuletzt davon ab, wie stark die Anstrengungen zum Klimaschutz weltweit angeglichen werden.

Es bestehen u.a. die folgenden Möglichkeiten die Gefahren von Carbon Leakage des Emissionshandels zu vermindern (Zhang 2012, Dröge et al. 2009):

¹³ Ausgestaltungsvarianten werden weiter unten betrachtet. Ecofys (2014) sehen für Carbon Leakage gefährdete Sektoren Zuteilungsfaktoren von 1 vor und generell keine Korrekturfaktoren zur Anpassung an ein Industrie-cap.

¹⁴ Deshalb wird in einem Projekt von Climate Strategies (Neuhoff et al. 2014) als ergänzendes Element eine Einbeziehung des Verbrauchs (Inclusion of Consumption) in das ETS vorgeschlagen. Hierzu soll eine Abgabe auf den Verbrauch von Gütern eingeführt werden, die sich jeweils aus den enthaltenen Mengen an emissionsintensiven Produkten wie Klinker und Stahl, den entsprechenden Benchmarks und dem Zertifikatspreis errechnet.

¹⁵ So schlussfolgern Martin et al. (2014) basierend auf Umfragen von Firmenmanagern, dass die kostenlose Zuteilung im EU ETS höher ist, als es das Carbon-Leakage-Risiko rechtfertigt (Überkompensation).

- Internationale Abkommen zum Klimaschutz
- Internationale sektorale Vereinbarungen
- Border Carbon Adjustment
- Kostenlose Zuteilungen auf Basis historischer Daten
- Output-basierte Zuteilung

Umfassende internationale Abkommen und sektorale Vereinbarungen könnten grundsätzlich sehr wirksam sein, weil sie an der Ursache von bisher einseitigen Anstrengungen zum Klimaschutz ansetzen. Bisher sind die Aussichten auf eine schnelle Umsetzung solcher Instrumente allerdings gering. Aus theoretischer Sicht könnten Maßnahmen zum Ausgleich unterschiedlicher Belastungen im Außenhandel (Border Carbon Adjustment) einem Carbon Leakage entgegenwirken. Die Wirksamkeit solcher Anpassungen ist allerdings umstritten und es besteht Klärungsbedarf hinsichtlich der Vereinbarkeit mit den WTO-Regeln.¹⁶ Eine kostenlose Zuteilung auf Basis historischer Daten bietet im Vergleich zu einer Auktionierung eine gewisse Kompensation der Zertifikatskosten. Aufgrund der Einpreisung der Opportunitätskosten bestehen aber weiterhin Anreize die Produktion im Bereich des Emissionshandels zu vermindern und in anderen Ländern zu erhöhen. Dynamische Regeln für Betriebseinstellungen und Neuanlagen können, wie in Kapitel 3 beschrieben, tendenziell zur Verminderung von Carbon Leakage beitragen, weil dadurch Anreize gegeben werden, Produktionskapazitäten zu erhalten bzw. zu errichten; eine stärkere Vermeidung von Produktionsverlagerungen durch kostenlose Zuteilungen wäre allerdings zu erwarten, wenn die Zuteilungsmengen durch output-basierte Zuteilungen unmittelbar von Entscheidungen über Produktionsmengen abhängen (Monjon, Matthes 2008). Vor diesem Hintergrund stellt sich gegenwärtig insbesondere die Frage, ob bzw. inwieweit eine output-basierte Zuteilung im EU ETS eingeführt werden sollte (vgl. Ecofys 2014; Vivid Economics, Ecofys 2014).

4.1.2 Auswirkungen auf Unternehmensgewinn und Grenzkosten

Zur näheren Betrachtung der Wirkungen einer output-basierten Zuteilung im Vergleich zu einer Zuteilung nach historischem Output wird von den folgenden Zuteilungsformeln ausgegangen:

Zuteilung nach historischem Output: $z_{ijt} = b_{jt} \cdot q_{ij0} \cdot f_{jt} \cdot c_t$

Output-basierte Zuteilung: $z_{ijt} = b_{jt} \cdot q_{ijt} \cdot f_{jt} \cdot c_t$

Die Zuteilungsmenge z_{ijt} an die Anlage i für die Aktivität j im Jahr t hängt bei output-basierter Zuteilung von der Produktionsmenge q_{ijt} im selben Jahr ab (zu Ausgestaltungsvarianten vgl. Abschnitt 4.2). b_{jt} ist ein (eventuell zeitabhängiger) Benchmark, f_{jt} ein Carbon-Leakage-Faktor und c_t ein sektorübergreifender Korrekturfaktor. Für ein Unternehmen, das nur eine Anlage und eine Aktivität hat, können die Indizes i und j zur Vereinfachung entfallen.

Im Fall einer *Zuteilung auf Basis historischer Aktivitäten* ergibt sich für ein durch das ETS reguliertes Unternehmen die folgende Gewinnfunktion:¹⁷

$$\Pi_t = P_t^q(Q_t) \cdot q_t - k(q_t, e_t) - P_t^z \cdot e_t \cdot q_t + P_t^z \cdot b_t \cdot q_0 \cdot f_t \cdot c_t$$

¹⁶ Vorliegende Studien weisen darauf hin, dass ein Border Carbon Adjustment WTO-kompatibel gestaltet werden könnte (Ismer, Neuhoft 2008; Umweltbundesamt 2008; Fischer, Fox 2012).

¹⁷ Vgl. Diekmann (2006), Fischer (2001), Fischer und Fox (2004), Böhringer und Lange (2005a, 2005b).

Der Gewinn Π_t zum Zeitpunkt t besteht im Fall ohne Emissionshandel aus der Differenz zwischen Umsatz und den Kosten in Abhängigkeit von der Produktionsmenge und der Emissionsintensität. Im Fall mit Emissionshandel fallen zusätzlich (Opportunitäts-) Kosten der benötigten Emissionszertifikate $P_t^Z \cdot e_t \cdot q_t$ an, während der Wert der kostenlosen Zuteilung $P_t^Z \cdot b_t \cdot q_o \cdot f_t \cdot c_t$ den Gewinn erhöht, aber unabhängig von der aktuellen Produktion ist. Die für die Gewinnmaximierung relevanten Grenzkosten der Produktion betragen dann:

$$k_q(q_t, e_t) + P_t^Z \cdot e_t$$

Sie setzen sich zusammen aus den Produktionsgrenzkosten ohne Emissionshandel sowie den Kosten der für eine Produktionseinheit benötigten Emissionszertifikate.

Bei einer *output-basierten Zuteilung* hängt die Zuteilungsmenge vom Output q_t in der jeweils aktuellen Periode ab. Die Gewinnfunktion sieht dann wie folgt aus:

$$\Pi_t = P_t^q(Q_t) \cdot q_t - k(q_t, e_t) - P_t^Z \cdot e_t \cdot q_t + P_t^Z \cdot b_t \cdot q_t \cdot f_t \cdot c_t$$

Durch die Abhängigkeit des Gewinns vom aktuellen Output verändern sich die Grenzkosten der Produktion zu:

$$k_q(q_t, e_t) + P_t^Z \cdot (e_t - b_t \cdot f_t \cdot c_t)$$

Im Vergleich zur Zuteilung nach historischen Daten vermindern sich die Grenzkosten bei output-basierter Zuteilung um den Betrag $P_t^Z \cdot b_t \cdot f_t \cdot c_t$, der dem Wert der kostenlosen Zuteilung für eine zusätzliche Produktionseinheit entspricht. Dieser Betrag stellt insofern eine Outputsubvention im Vergleich zur Zuteilung nach historischen Daten (Grandfathering oder Benchmarks mit historischen Aktivitäten) dar. Das gilt ebenso im Vergleich zu einer Auktionierung. Dadurch sinkt der Anreiz für das Unternehmen, durch eine Verringerung des Outputs Emissionen zu vermindern. Gleichzeitig verringert sich durch diesen Mechanismus das Risiko von Carbon Leakage auf Unternehmensebene.

Wenn die Faktoren f_t und c_t beide gleich eins sind und die spezifische Emission eines Unternehmens so hoch ist wie der Benchmarkwert, dann führt die output-basierte Zuteilung zu einem vollständigen Ausgleich der Grenzkosten mit denen im Fall ohne ETS. Die Anreizwirkung des Emissionshandels auf die Produktionshöhe wird dann vollständig eliminiert.

In der Regel liegen die spezifischen Emissionen höher als der Benchmarkwert. Außerdem können die Faktoren f_t und c_t kleiner als eins sein. Dann findet kein vollständiger, sondern ein teilweiser Ausgleich der Emissionshandelseffekte auf die Produktionsmenge statt. Dementsprechend ist die Verminderung von Carbon Leakage stärker ausgeprägt, je höher die Carbon-Leakage-Faktoren und die Korrekturfaktoren sind.

Für den Fall sehr geringer spezifischer Emissionen $e_t < b_t \cdot f_t \cdot c_t$ wird der zweite Summand der Grenzkosten negativ, so dass die Grenzkosten der Produktion sogar geringer sind als ohne Emissionshandel. Das Unternehmen hat den Anreiz eine größere Menge zu produzieren, als es im Fall ohne ETS getan hätte. In diesem Fall wird also durch die Klimaregulierung die Produktion des Unternehmens im Vergleich zur Situation ohne Klimaschutzpolitik subventioniert und der internationale Wettbewerb insofern verzerrt. Es kommt tendenziell zu einer umgekehrten Produktionsverlagerung aus dem Rest der Welt in die durch das ETS regulierte Region.

In allen Fällen hat das Unternehmen jedoch weiterhin den Anreiz, seine Emissionsintensität zu senken, da dadurch der Gewinn erhöht wird. Die Output-Basierung der Zuteilung wirkt sich insofern nur teilweise anreizmindernd auf die regulierten Unternehmen aus.

4.1.3 Aggregierte Effekte

Bei der Zuteilung basierend auf historischen Daten oder Auktionierung bewirkt die Summe aller Unternehmensentscheidungen eine Erhöhung der Preise dieser Güter und eine Verminderung ihres Gesamtoutputs (Quirion, 2009). Bei der output-basierten Zuteilung beschränkt sich die aggregierte Emissionsenkung im Wesentlichen auf den Anreiz zur Verminderung der Emissionsintensität, während der Effekt aufgrund der verminderten Produktion emissionsintensiver Güter abgeschwächt wird oder gänzlich verschwindet. Möglichkeiten zur Produktsubstitution werden somit kaum genutzt.¹⁸ Damit erhöhen sich die Gesamtkosten zur Vermeidung einer vorgegebenen Emissionsmenge im Bereich des ETS. Gegenüber einem idealen ETS führt die output-basierte Zuteilung somit zu einer Effizienzeinbuße. Andererseits senkt die Output-Basierung den Anreiz zu Produktionsverlagerungen in nicht-klimaregulierte Weltregionen, so dass die output-basierte Zuteilung das Risiko von Carbon Leakage vermindert.

In einer Reihe von Ex-ante-Studien werden sektorale und gesamtwirtschaftliche Effekte unterschiedlicher Zuteilungsarten, einschließlich der output-basierten Zuteilung, insbesondere vor dem Hintergrund der Carbon-Leakage-Problematik untersucht. Angewendet werden in der Literatur sowohl Partialmodelle als auch allgemeine Gleichgewichtsansätze.¹⁹

Die output-basierte Zuteilung vermindert im Vergleich zur Zuteilung basierend auf historischen Daten laut Modellrechnungen durch die Subventionierung von energieintensivem Output grundsätzlich das Ausmaß von Carbon Leakage auf gesamtwirtschaftlicher Ebene. Die Stärke des Effekts hängt von der konkreten Ausgestaltung der output-basierten Zuteilung ab. Insbesondere bei hoher Zuteilung an energieintensive Sektoren kann die output-basierte Zuteilung Carbon Leakage beinahe ebenso wirksam vermeiden wie Border Carbon Adjustments.

Weiterhin kommt die Literatur überwiegend zu dem Schluss, dass ein Emissionshandel mit output-basierter Zuteilung mit geringeren gesamtwirtschaftlichen Output-Rückgängen verbunden ist als ein System mit Zuteilung auf Basis historischer Angaben. Auch der Rückgang an gesamtwirtschaftlicher Beschäftigung wird bei einer output-basierten Zuteilung als geringer vorhergesagt. Jedoch hängt die Stärke der Effekte wiederum von der Höhe der Output-Subvention ab.

Gleichzeitig wird für den Fall einer output-basierten Zuteilung im Vergleich zu einer Zuteilung basierend auf historischen Daten bei jeweils gleichem Cap grundsätzlich ein Anstieg des Preises von Emissionszertifikaten vorhergesagt. Da aufgrund der Output-Subvention für energieintensive Unternehmen der Anreiz gemindert wird emissionsintensive Güter zu substituieren, wird die aggregierte Emissionsminderung auf weniger effiziente Weise erzielt. Der Preiseffekt ist tendenziell umso größer, je stärker die emissionsintensiven Sektoren von output-basierter Zuteilung profitieren.

Im Vergleich zur Zuteilung auf historischer Basis wird ein Wohlfahrtszuwachs durch output-basierte Zuteilung ermittelt (Fischer, Fox 2007; Fischer, Fox 2010; Takeda et al. 2011). Dieser Unterschied wird insbesondere durch einen geringeren Steuerinteraktionseffekt herbeigeführt,

¹⁸ Prinzipiell ist es denkbar, dass Effizienzverluste durch eine Verzerrung der Anreize zur Produktsubstitution vermieden werden können, wenn parallel eine erhöhte Zuteilung für das in Anlagen desselben Unternehmens hergestellte Substitut erfolgt. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass eine solche „kompensatorische Wirkung“ in Bezug auf Effizienzverluste nur dann gilt, wenn die Substitute so ähnlich sind, dass sie einerseits ebenfalls dem ETS unterliegen und andererseits eine Zuteilung in vergleichbarer Höhe erhalten. Diese Bedingungen sind nur selten erfüllt, wie am Beispiel des Zementsektors deutlich wird: Alternative CO₂-arme Zementarten würden eine deutlich geringere Zuteilung erhalten. Ein weiteres mögliches Substitut, z.B. Holz, würde ebenfalls kaum eine vergleichbare Zuteilung erhalten wie herkömmlicher Zement. Aufgrund dieser Problematik sind verringerte Effizienzverluste durch eine kompensatorische Zuteilung für Produktsubstitute nur eingeschränkt zu erwarten.

¹⁹ Vgl. z.B. Fischer, Fox (2007), Demailly, Quirion (2008), Takeda et al. (2011), Monjon, Quirion (2011), Fischer, Fox (2010), Fischer, Fox (2012), Meunier et al. (2014).

da im Falle der output-basierten Zuteilung der Preis des Outputs weniger stark ansteigt als bei einer Zuteilung auf historischer Basis (vgl. Takeda et al. 2011).²⁰

Solche Modellrechnungen beruhen auf einer ganzen Reihe von vereinfachenden Annahmen und hängen in starkem Maße von Modellstruktur sowie Parametrisierung ab, so dass die Ergebnisse nur bedingt vergleichbar sind. Zudem werden die Modelle typischer Weise auf die Daten bestimmter Länder bzw. Sektoren kalibriert, mit unterschiedlichen Ausgestaltungen der output-basierten Zuteilung, was ebenfalls die Vergleichbarkeit und Allgemeingültigkeit der Analysen einschränkt.²¹

4.2 Ausgestaltungsvarianten

4.2.1 Zeitliche Anpassung der Zuteilung

Das Wesensmerkmal einer output-basierten Zuteilung besteht darin, dass die Zuteilungsmengen von aktuellen Aktivitäten abhängen. Hierzu können möglichst aktuelle Produktionsmengen oder Ex-post-Korrekturen oder beides berücksichtigt werden. Diese Anpassungen können jährlich oder im Abstand von mehreren Jahren erfolgen. Tabelle 4-1 gibt einen Überblick über denkbare Varianten der jährlichen Anpassung der Zuteilungsmengen.

Tabelle 5 Varianten der jährlichen Anpassung der Zuteilungsmengen

| Variante | Outputbasis für die Zuteilung im Jahr t | Ex-post-Korrektur für das Jahr t |
|----------|---|----------------------------------|
| 1a | t-1 | Vollständige Korrektur in t+1 |
| 1b | t-2 | Vollständige Korrektur in t+2 |
| 2a | t-1 | Keine |
| 2b | t-2 | Keine |
| 3a | Mittelwert t-3 bis t-1 | Vollständige Korrektur in t+1 |
| 3b | Mittelwert t-4 bis t-2 | Vollständige Korrektur in t+2 |
| 4a | Mittelwert t-3 bis t-1 | Keine |
| 4b | Mittelwert t-4 bis t-2 | Keine |
| 5a | Teilweise Produktion t-1 | Vollständige Korrektur in t+1 |
| 5b | Teilweise Produktion t-2 | Vollständige Korrektur in t+2 |
| 6a | Historische Basisperiode | Vollständige Korrektur in t+1 |
| 6b | Historische Basisperiode | Vollständige Korrektur in t+2 |
| 7a | Historische Basisperiode | Teilweise Korrektur in t+1 |

²⁰ Der Emissionshandel führt zu einer Erhöhung von Outputpreisen in vom ETS betroffenen Sektoren, was zu einem insgesamt höheren Preisniveau für Konsumgüter führt. Aufgrund des insgesamt höheren Preisniveaus sinken Reallöhne, was zu einer Verringerung des Arbeitsangebots führt. Bei bestehenden Lohnsteuern bedingt diese Verringerung des Arbeitsangebots einen Effizienzverlust, den sogenannten Steuerinteraktionseffekt (vgl. Parry et al. 1999).

²¹ Weiterhin vergleichen einige der Analysen auch die Wohlfahrtseffekte einer output-basierten Zuteilung für alle Sektoren (inkl. der Strom- und Wärmeversorgung) mit einer output-basierten Zuteilung, die nur für energieintensive, handels-exponierte Sektoren gilt. Letztere Alternative ergibt eine höhere Wohlfahrt. Eine Differenzierung der Zuteilung nach Carbon-Leakage-Risiko wurde in der Literatur bisher jedoch nicht modelliert.

| Variante | Outputbasis für die Zuteilung im Jahr t | Ex-post-Korrektur für das Jahr t |
|----------|---|----------------------------------|
| 7b | Historische Basisperiode | Teilweise Korrektur in t+2 |

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Da die Produktion im aktuellen Jahr für die jeweilige Zuteilung nicht bekannt ist, liegt es zunächst nahe für die Zuteilung die Produktionsmenge $q_{ij,t-1}$ des Vorjahres zugrunde zu legen. Die Zuteilungsmenge z für das Produkt j einer Anlage i ergibt sich dann unter Berücksichtigung eines (gegebenenfalls zeitabhängigen) Produkt-Benchmarks, eines produktabhängigen Carbon-Leakage-Faktors f und eines sektorübergreifenden Korrekturfaktors c aus der folgenden Formel (*Variante 2a*):

$$z_{ij,t} = q_{ij,t-1} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t$$

Diese Variante setzt voraus, dass die Produktionsmenge der Vorperiode zum Zeitpunkt der Zuteilung für das Jahr t bekannt ist. Hierfür könnte eventuell der Zeitplan für die Ausgabe und Abgabe der Zertifikate um einige Monate verschoben werden (Quirion 2009). Wenn das nicht möglich ist, müssten stattdessen die Produktionsmengen aus dem vorletzten Jahr ($t-2$) verwendet werden. Dies gilt im Grunde für alle Varianten, die mit dem Zusatz „b“ gekennzeichnet sind.

Da die später realisierte Produktionsmenge in der Regel von der Menge abweicht, die der Zuteilung zugrunde liegt, können die Differenzen im nächsten bzw. übernächsten Jahr durch eine Ex-post-Korrektur ausgeglichen werden. In der Variante 1a ergibt sich eine vollständige Ex-post-Korrektur für das Jahr t im Jahr $t+1$ aus der Differenz der angestrebten und der bisher erfolgten Zuteilung:

$$q_{ij,t} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t - q_{ij,t-1} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t = (q_{ij,t} - q_{ij,t-1}) \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t$$

Dementsprechend beträgt die Korrektur für das Jahr $t-1$ im Jahr t :

$$(q_{ij,t-1} - q_{ij,t-2}) \cdot b_{j,t-1} \cdot f_{j,t-1} \cdot c_{t-1}$$

Somit beträgt die gesamte Zuteilungsmenge für dieses Zuteilungselement im Jahr t in der *Variante 1a*:

$$z_{ij,t} = q_{ij,t-1} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t + (q_{ij,t-1} - q_{ij,t-2}) \cdot b_{j,t-1} \cdot f_{j,t-1} \cdot c_{t-1}$$

Diese Variante entspricht dem Rechenbeispiel in Ecofys (2014), wobei dort allerdings keine Zuteilungs- und Korrekturfaktoren berücksichtigt sind. Eine vorläufige Zuteilung nach Maßgabe der Produktion im Vorjahr und eine Anpassung an die Produktion im betreffenden Jahr gibt es in Neuseeland (vgl. Abschnitt 4.3).

Ausgehend von einer aktuellen Zuteilung auf Basis der Produktion im vorletzten Jahr $t-2$ und einer vollständigen Ex-post-Korrektur im jeweils übernächsten Jahr²² ergibt die folgende Zuteilungsmenge in der *Variante 1b*:

$$z_{ij,t} = q_{ij,t-2} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t + (q_{ij,t-2} - q_{ij,t-4}) \cdot b_{j,t-2} \cdot f_{j,t-2} \cdot c_{t-2}$$

Diese Formel liegt der Zuteilung in Kalifornien zugrunde (wobei dort die Benchmarks konstant sind, vgl. Abschnitt 4.3).

Die Varianten 1a und 1b enthalten gewissermaßen einen doppelten Ansatz zur Berücksichtigung der aktuellen Produktion, nämlich zum einen durch ein von Jahr zu Jahr aktuelles Bezugsjahr

²² Bei einer Korrektur jeweils im übernächsten Jahr muss geregelt werden, wie die Korrektur für das letzte Jahr einer Handelsperiode gehandhabt werden soll.

und zum anderen durch eine jährliche vollständige Ex-post-Anpassung. Ein solcher doppelter Ansatz mit zusätzlicher Ex-post-Korrektur ist mit einem zusätzlichen Aufwand verbunden und erscheint nicht zwingend erforderlich, da im Laufe der Zeit – wenn auch mit Verzögerung – ohnehin die jeweiligen tatsächlichen Produktionsmengen in die Berechnung der Zuteilungsmengen einfließen. Auf die zeitlich kumulierte Zuteilungsmenge für eine Anlage kann sich eine zusätzliche Ex-post-Korrektur insbesondere z.B. dann auswirken, wenn die Produktionsmengen tendenziell steigen und die Zuteilungs- und Korrekturfaktoren sowie eventuell die Benchmarkwerte im Zeitverlauf abnehmen. Eine Ex-post-Korrektur führt in diesem Fall zu einer höheren kumulierten Zuteilungsmenge und somit zu einem höheren Reservebedarf.

Die *Varianten 3 und 4* unterscheiden sich von den Varianten 1 und 2 dadurch, dass an Stelle der aktuellen Produktion in einzelnen Jahren (z.B. t-2) jeweils gleitende Mittelwerte einer aktuellen z.B. dreijährigen Periode (z.B. t-4 bis t-2) für die Zuteilung verwendet werden. Dadurch würden die zeitlichen Verläufe der Zuteilungsmengen geglättet. Zugleich würde allerdings die Aktualität der Daten verringert und damit der Bedarf an zusätzlichen Ex-post-Anpassungen zunehmen. Vor allem die entsprechenden Varianten 3a und 3b wären jedoch mit einem relativ hohen Aufwand verbunden.

Bei der *Variante 5a bzw. 5b* erfolgt die Zuteilung in einem Jahr zunächst nur anhand eines Teils der Produktion im Vorjahr bzw. vorletzten Jahr. In diesem Fall spielt die Ex-post-Korrektur eine wesentliche Rolle, die für das laufende Jahr ein oder zwei Jahre später durchgeführt wird. Ein solches System wird in Quebec angewendet (vgl. Abschnitt 4.3). Die Zuteilung am Jahresanfang errechnet sich dort auf Basis von 75 % der Produktion im Jahr t-2. Danach wird im September eine vollständige Ex-post-Korrektur für das Vorjahr durchgeführt. Insofern handelt es sich um eine Mischung der Varianten 5a (Korrektur in t+1) und 5b (anfängliche Basis t-2). In einem solchen System spielt eine Beschränkung der anfänglichen Zuteilung (auf 75 %) jedoch letztlich keine wesentliche Rolle. Zertifikate, die am Jahresanfang weniger zugeteilt werden, werden letztlich im Wesentlichen zum Jahresende zugeteilt.

Wenn eine Ex-post-Anpassung angewendet wird, ist es für eine output-basierte Zuteilung nicht unbedingt erforderlich, dass vorher jeweils jährliche vorläufige Zuteilungen auf Basis aktualisierter Produktionsmengen durchgeführt werden. Alternativ könnten die Zuteilungsmengen auf Anlagenebene für die einzelnen Jahre wie bisher im EU ETS in einem einmaligen Ex-ante-Verfahren festgelegt werden. Eine Aktualisierung erfolgt dann erst mit einer Ex-post-Korrektur im Jahr t+1 oder t+2.

Bei einer Zuteilung zunächst anhand einer historischen Basisperiode kommen eine vollständige (*Variante 6*) oder eine teilweise Ex-post-Korrektur (*Variante 7*) in Betracht. Eine teilweise Ex-post-Korrektur hat den Vorteil, dass sie zum einen zur Verminderung der Risiken von Carbon Leakage beitragen kann, zum anderen aber auch gewisse Anreize zur effizienten Emissionsminderung bewahrt.

In den Varianten 6 und 7 werden vor Beginn der Handelsperiode folgende Mengen zugeteilt, die nach den bisherigen Regeln vom Median in der Basisperiode („0“) abhängen:

$$z_{ij,t} = q_{ij,0} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t$$

Diese Zertifikate werden jährlich ausgegeben. Zusätzlich erfolgt eine Ex-post-Korrektur anhand eines Faktors d, der zwischen 0 und 1 liegt. Nach Variante 7b erfolgt diese Anpassung nach zwei Jahren und beträgt somit im Jahr t für das Jahr t-2:

$$d \cdot (q_{ij,t-2} - q_{ij,0}) \cdot b_{j,t-2} \cdot f_{j,t-2} \cdot c_{t-2}$$

Die gesamte Zuteilungsmenge im Jahr t beträgt somit

$$z_{ij,t} = q_{ij,0} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t + d \cdot (q_{ij,t-2} - q_{ij,0}) \cdot b_{j,t-2} \cdot f_{j,t-2} \cdot c_{t-2}$$

Für jedes Jahr t beträgt die Zuteilungsmenge letztlich (ohne Ex-post-Korrektur für ein früheres Jahr, einschließlich der späteren Ex-post-Anpassung für das Jahr t)

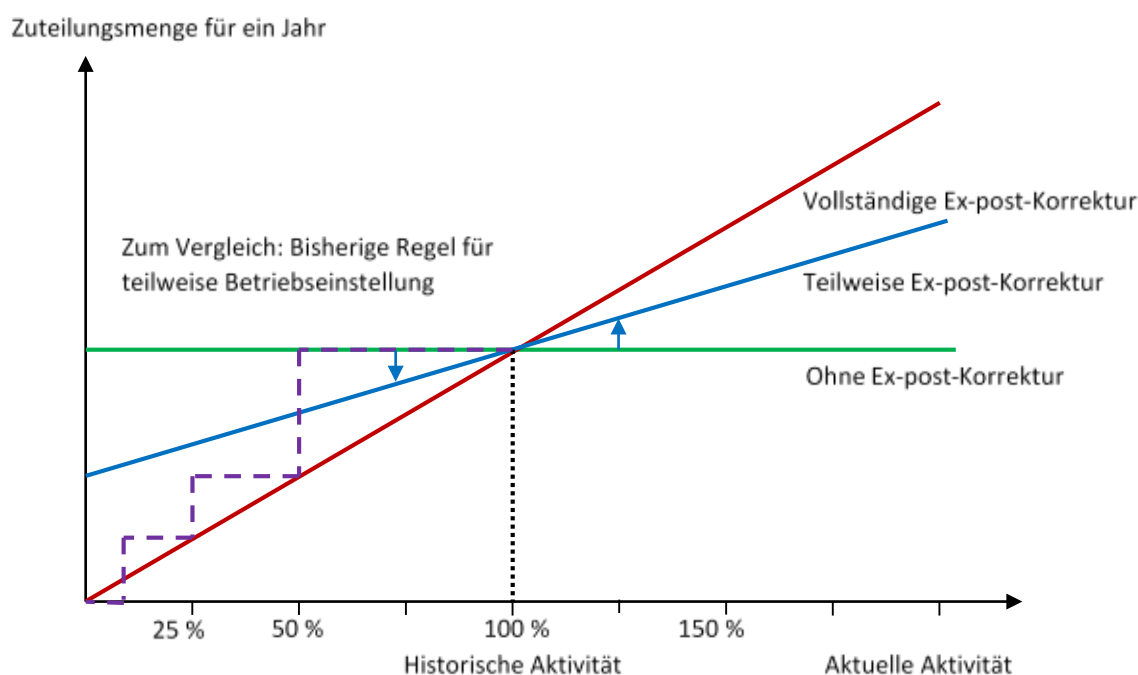
$$\begin{aligned} z_{ij,t} &= q_{ij,0} \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t + d \cdot (q_{ij,t} - q_{ij,0}) \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t \\ &= ((1 - d) \cdot q_{ij,0} + d \cdot q_{ij,t}) \cdot b_{j,t} \cdot f_{j,t} \cdot c_t \end{aligned}$$

Dieser Zusammenhang ist in (Abbildung 4-1) für eine vollständige Korrektur ($d=1$) und eine teilweise Korrektur (z.B. $d=0,5$) dargestellt. Wenn die aktuelle Produktion so hoch ist wie die historische, erfolgt jeweils keine Anpassung. Im Fall einer vollständigen Korrektur ist die Zuteilungsmenge proportional zur aktuellen Produktion. Im Fall einer teilweisen Korrektur schlagen sich Abweichungen zwischen aktueller und historischer Produktion hingegen nur zum Teil in Veränderungen der Zuteilung nieder. Zugrunde liegt hier eine Linearkombination von historischer und aktueller Produktion.

In der Abbildung ist zum Vergleich auch die bisherige Zuteilungsregel des EU ETS für teilweise Betriebseinstellungen dargestellt, wonach die Zuteilungsmenge stufenweise an die aktuelle Produktion angepasst wird (gestrichelte Linien).²³ Im Unterschied zu dieser Regel wird bei der teilweisen Korrektur nach Variante 7 die Zuteilungsmenge zum einen stetig (proportional) und zum anderen auch bei Überschreitungen der historischen Aktivitätsrate angepasst. Dadurch wird die Wirkung zur Verminderung der Gefahr von Carbon Leakage im Vergleich zur aktuellen Ausgestaltung des EU-ETS auf zweifache Weise verstärkt, während die Anreize zur effizienten Emissionsvermeidung weniger eingeschränkt werden als bei einer vollständigen Ex-post-Korrektur.²⁴

23 Nach der in Abschnitt 5.1 dargestellten modifizierten Regel für teilweise Betriebseinstellungen würde die rote Linie im Bereich von 0 bis 75 % gelten, im Fall eines Ersatzes der Regeln für Kapazitätsänderungen durch eine Regel für Produktionsänderungen würde die rote Linie im gesamten Bereich gelten (im Fall von möglichen Schwellenwerten von x % nur von 100 % - x % bis 100 % + x %).

24 Hingegen wird die Gefahr von Carbon Leakage bei einer teilweisen Ex-post-Korrektur weniger vermindert als bei einer vollständigen Ex-post-Korrektur.

Abbildung 1 Zuteilung auf Basis historischer Aktivität mit vollständiger oder teilweiser Ex-post-Korrektur

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Während eine vollständige Ex-post-Korrektur grundsätzlich die bisherigen dynamischen Regeln im EU ETS vollständig ersetzen könnte, könnte eine teilweise Ex-post-Korrektur nach Variante 7 die bisherige Regel für teilweise Betriebseinstellungen (zumindest zum Teil) ersetzen.²⁵ Regeln für Neuanlagen und Betriebseinstellungen wären weiterhin nötig, wenn in diesen Fällen eine vollständige Anpassung erfolgen soll. Eine teilweise Ex-post-Korrektur nach Variante 7 wäre (wie die bisherigen Regeln zu teilweisen Betriebseinstellungen) auch auf Neuanlagen anzuwenden. Anstelle der historischen Aktivität wäre die Anfangsaktivität anzurechnen. Durch die Ergänzung der dynamischen Zuteilungsregeln würde der Umsetzungsaufwand insgesamt zunehmen.

4.2.1.1 Anpassung im Abstand von mehreren Jahren

Als Alternative zu einer jährlichen Anpassung der Zuteilungsmengen an die Entwicklung der Produktion während der Handelsperiode kommt eine Anpassung im Abstand von mehreren Jahren in Betracht. Damit könnte eventuell der Umsetzungsaufwand im Vergleich zu jährlichen Anpassungen begrenzt werden. Dabei sind zwei Optionen zu unterscheiden:

Eine Möglichkeit bestünde in einem nochmaligen Updating der Basisperiode.²⁶ Dies entspräche einer verkürzten Dauer der Zuteilungsperiode auf vier bzw. fünf Jahre. Da diese neue Basisperiode wiederum für einen mehrjährigen Zeitraum gelten würde, sollte sie wie die anfängliche Basisperiode einen Mehrjahreszeitraum umfassen. Ein entsprechender Zeitraum z.B. 2019-2022 würde vollständig in der Zukunft liegen. Dies könnte ein strategisches Verhalten der Unternehmen bewirken, die Produktion in diesem Zeitraum tendenziell zu erhöhen. Durch eine

²⁵ Eventuell könnte ein geringer Schwellenwert von z.B. 10 % beibehalten werden um einen Scheinbetrieb zu vermeiden. Wesentlich ist der Bereich oberhalb von 50 %.

²⁶ Diese Option ähnelt dem Vorschlag der Europäischen Kommission von zwei Teilperioden mit je eigener Basisperiode (European Commission 2015a). Im Vorschlag der Kommission werden dabei auch Zuteilungsparameter geändert.

nochmalige Aktualisierung der Basisperiode würden unerwünschte Verteilungswirkungen weiter vermindert. Auch das Risiko von Carbon Leakage würde tendenziell gesenkt. Diese zusätzlichen Effekte sind allerdings geringer als die einer Aktualisierung der Basisperiode vor Beginn der Handelsperiode im Vergleich zur bisherigen Basisperiode. Eine nochmalige Aktualisierung der Basisperiode würde einen relativ hohen Umsetzungsaufwand erfordern.

Eine andere Möglichkeit könnte darin gesehen werden, Ex-post-Korrekturen der Zuteilung z.B. nur all drei Jahre abzurechnen. Dadurch würden sich die Effekte einer output-basierten Zuteilung nicht grundlegend ändern, da die Unternehmen die späteren Korrekturen anhand der tatsächlichen Produktion von vornherein berücksichtigen würden. Insgesamt würden die Verzögerungen der Abrechnungen im Vergleich zu jährlichen Abrechnungen vergrößert. Das kann insbesondere zum Ende der Handelsperiode problematisch sein, weil dann die Abrechnungen für mehrere Jahre noch offen blieben. Eine Zusammenfassung von Abrechnungszeitpunkten wäre sowohl bei vollständigen als auch bei teilweisen Ex-post-Korrekturen möglich. Selbst bei vollständigen Ex-post-Korrekturen würden hier jedoch spezifische Regeln für neue Marktteilnehmer und Betriebseinstellungen benötigt, da diese Anpassungen zu spät kämen. Da sich durch die Zusammenfassung von Abrechnungszeitpunkten die Berechnungsgrundlagen für Ex-post-Korrekturen selbst nicht ändern, wäre die Einsparung von Umsetzungskosten letztlich relativ gering. Falls eine output-basierte Zuteilung mit expliziter Ex-post-Korrektur eingeführt wird, sollte die Korrektur deshalb jährlich durchgeführt werden.

4.2.2 Industriecap und sektorübergreifender Korrekturfaktor

Im EU ETS wird bisher für jedes Jahr der Handelsperiode ex ante ein Industriecap auf Basis des Gesamtcaps und des Industrieanteils an den Emissionen im Zeitraum 2005 bis 2007 berechnet. Aus dem Anteil des Industriecaps an der Summe der vorläufigen Zuteilungen²⁷ wird für jedes Jahr ein sektorübergreifender Korrekturfaktor berechnet, mit dem die Zuteilungsmengen an Bestandsanlagen gekürzt werden:

$$\text{sektorübergreifender Korrekturfaktor}_t = \text{Industriecap}_t / \text{Summe der vorläufigen Zuteilungen}_t$$

Für die vierte Handelsperiode könnte eventuell die Definition bzw. Berechnungsgrundlage des Industriecaps geändert werden. Unabhängig davon stellt sich aber die Frage, wie ein Industriecap in ein System der output-basierten Zuteilung einbezogen werden kann bzw. soll. Ein wesentlicher Unterschied zum bisherigen System besteht darin, dass es bei einer output-basierten Zuteilung keine ex ante berechnete Summe der vorläufigen Zuteilungen für die einzelnen Jahre gibt. Außerdem ist zu beachten, dass in einem reinen System der output-basierten Zuteilung Neuanlagen und Bestandsanlagen (anders als bisher) im Prinzip gleich behandelt werden. Ein eventueller Korrekturfaktor würde dann sowohl für Bestandsanlagen als auch für Neuanlagen gelten.

Zur Berechnung eines Korrekturfaktors können die folgenden Optionen unterschieden werden:

1. Es wird kein jährliches Industriecap festgelegt
 - a. Es wird kein Korrekturfaktor angewendet ($c_t=1$)
 - b. Es wird der lineare Kürzungsfaktor verwendet
2. Die Korrektur erfolgt anhand eines Industriecaps und eines ex ante ermittelten Referenzwertes
 - a. gemäß der Produktion in einer Basisperiode
 - b. gemäß einer Prognose der Produktion
3. Der Korrekturfaktor wird ex post aus einem jährlichen Industriecap berechnet.

²⁷ Die vorläufigen Zuteilungsmengen sind hier die Zuteilungsmengen vor Anrechnung eines sektorübergreifenden Korrekturfaktors.

Der Vorschlag von Ecofys (2014) enthält kein Industriecap und demzufolge keine sektorübergreifenden Korrekturfaktoren (*Variante 1a*). Die kostenlose Zuteilung wäre dann insgesamt höher, so dass weniger Zertifikate für die Auktionierung verbleiben würden. Außerdem könnte dies dazu führen, dass der Anteil der kostenlosen Zuteilung an Industrieanlagen bezogen auf das Gesamtcap im Laufe der Zeit steigt. Eine alternative Möglichkeit bestünde darin, auch für Bestandsanlagen statt des sektorübergreifenden Kürzungsfaktors den linearen Reduktionsfaktor zu verwenden, der bisher für Neuanlagen und Kapazitätserweiterungen angerechnet wird (*Variante 1b*). Hiermit ist jedoch nicht von vornherein sichergestellt, dass der Zuteilungsanteil der Industrie den künftigen Minderungsmöglichkeiten entspricht.

Um wie bisher ex ante ein jährliches Industriecap in die Berechnung der Zuteilungsmengen in eine output-basierte Zuteilung einzubeziehen, muss für jedes Jahr ein Ersatzwert für die Summe der vorläufigen Zuteilungen definiert werden (*Variante 2*). Ein solcher Referenzwert für Zuteilungsmengen kann anhand der Produktionsmengen in einer Basisperiode oder anhand einer Prognose der Produktionsmengen ermittelt werden.

Wird eine Basisperiode für die Produktionsmengen festgelegt, können die Produktionsmengen der Basisperiode (jeweils über die Berechnung des Medians) zur Berechnung der Referenzwerte der Summen der vorläufigen Zuteilungsmengen zugrunde gelegt und daraus zusammen mit den Industriecaps die Korrekturfaktoren für die einzelnen Jahre ermittelt werden (*Variante 2a*). Wenn das Gesamtcap eingehalten werden soll, muss ein Ausgleich für zusätzliche Zuteilungen gegenüber der Basisperiode aufgrund von Produktionserhöhungen entweder durch eine Verringerung der Auktionsmengen oder aus einer Reserve erfolgen. Dieses Verfahren ist (soweit es allein der Berechnung der Korrekturfaktoren dient) relativ aufwendig. Es ermöglicht aber eine eindeutige und rechtssichere Berechnungsgrundlage.²⁸

In der *Variante 2b*) müssen alle Produktionsmengen auf Ebene der Zuteilungselemente, die für die jeweiligen Zuteilungsmengen in der Handelsperiode relevant sind, prognostiziert werden. Mit diesen Produktionsmengen könnten dann die jährlichen Zuteilungen simuliert und daraus der Referenzwert für die Summe der vorläufigen Zuteilungsmengen berechnet werden. Auf diese Weise könnte versucht werden eine treffendere Schätzung der vorläufigen Zuteilungsmengen als in *Variante 2a*) zu erreichen. Dieses Verfahren wäre allerdings nicht minder aufwendig und zudem mit erheblichen Prognoseunsicherheiten verbunden. Es ist auch fraglich, ob eine solche Berechnungsgrundlage für Kürzungsfaktoren ausreichend rechtssicher wäre, da die gewählten Prognoseansätze ggf. angreifbar wären.

In der *Variante 3* werden die Korrekturfaktoren nicht ex ante, sondern ex post anhand der tatsächlichen Zuteilungen (vor Anrechnung der Korrekturfaktoren) ermittelt. Dies hat allerdings gravierende Folgen für die Wirkungsweise der sektorübergreifenden Korrekturfaktoren. Da die (vorläufigen) Zuteilungen dann von den aktuellen Produktionsmengen abhängen, führen allgemeine Produktionssteigerungen (z.B. aufgrund der konjunkturellen Entwicklung) dazu, dass der Korrekturfaktor in diesem Fall sinkt, sodass sich das Niveau der gesamten Zuteilung trotz allgemeiner Produktionssteigerung letztlich nicht erhöht. Ein starkes Wachstum in einzelnen Sektoren würde dann bewirken, dass die Zuteilungsmengen in anderen Sektoren sinken.²⁹

Während in der *Variante 2* eine Referenzzuteilung an das Industriecap angepasst wird, wird in *Variante 3* mit dem ex post ermittelten Korrekturfaktor die Zuteilung selbst an das Industriecap

²⁸ In den oben erläuterten Varianten 6 und 7 erfolgt eine vorläufige Zuteilung anhand der Produktion in der Basisperiode. In diesem Fall kann die Summe der vorläufigen Zuteilungen (vor Anrechnung des Korrekturfaktors und vor Ex-post-Korrektur) für jedes Jahr unmittelbar ermittelt und daraus der Korrekturfaktor für die anteilige Kürzung berechnet werden.

²⁹ Vgl. Variante 1 in Quirion (2009).

angepasst, so dass die output-basierte Zuteilung in ihrer Gesamtwirkung entsprechend eingeschränkt würde.

In Variante 3 wird mit dem jährlichen Industriecap von vornherein die Höhe der kostenlosen Zuteilung an bestehende und neue Anlagen in dem betreffenden Jahr festgelegt. Damit sind auch die Auktionierungsmengen von vornherein planbar. Eine Reserve zum zeitlichen Ausgleich von Zuteilungsmengen ist in Variante 3 nicht notwendig. Hingegen hängen die gesamten Zuteilungsmengen in den Varianten 1 und 2 von der Entwicklung der Produktionsmengen ab. Wenn dennoch das Gesamtcap eingehalten werden soll, müssen die Auktionsmengen entsprechend angepasst werden oder muss ein Ausgleich durch eine Reserve erfolgen.

Insgesamt betrachtet erscheint Variante 2a, bei der die Korrektur zur Anpassung an ein Industriecap anhand der Produktionsmengen in einer Basisperiode erfolgt, am besten geeignet.

Die Einbeziehung eines Industriecaps vermindert die kostenlose Zuteilung und führt in einem System der output-basierten Zuteilung (anders als bei historischen Produktionsmengen) zu einer Erhöhung der Produktionsgrenzkosten. Dadurch wird der Effizienznachteil im Vergleich zu einem idealen System etwas geringer. Auf der anderen Seite wird dadurch die Wirkung zur Verminderung von Carbon Leakage etwas reduziert.

4.2.3 Einrichtung einer Zuteilungsreserve

Im *bisherigen EU ETS* wird eine Reserve für kostenlose Zuteilungen an neue Marktteilnehmer gebildet (vgl. Kapitel 3). Die Summe der Zertifikate in der gesamten Handelsperiode wird somit ex ante aufgeteilt in kostenlose Zuteilungen an Bestandsanlagen (Z_t), die Reserve für neue Marktteilnehmer (NER) und die Zertifikate (V_t), die (mindestens) am Primärmarkt versteigert werden sollen. In einem geschlossenen System (abgesehen von Gutschriften aus dem Ausland) gilt somit ex ante die Budgetgleichung

$$\sum_{t=1}^n Z_t^{Bestand} + NER_0 + \sum_{t=1}^n V_t = \sum_{t=1}^n Cap_t \text{ mit } Z_t^{Bestand} \leq ICap_t$$

Sofern die Reserve nicht ausreicht, wird sie rationiert, sodass einige neue Marktteilnehmer keine kostenlose Zuteilung erhalten. Sofern die Reserve nicht ausgeschöpft wird, können restliche Zertifikate versteigert werden. Die Zuteilungsmengen an Bestandsanlagen werden auf Basis von Benchmarks und historischen Aktivitäten festgelegt und gegebenenfalls anteilig gekürzt, so dass in keinem Jahr das Industriecap ($ICap_t$) überschritten wird.

In einem System mit *output-basierter Zuteilung* wird konzeptionell nicht zwischen Bestands- und Neuanlagen unterschieden, so dass auch keine spezielle Neuanlagenreserve erforderlich ist. Wenn das Gesamtcap der Handelsperiode nicht überschritten werden soll, lautet die Budgetgleichung dann:

$$\sum_{t=1}^n Z_t + \sum_{t=1}^n V_t = \sum_{t=1}^n Cap_t$$

Demnach muss die Summe der gesamten kostenlosen Zertifikate und der insgesamt zu versteigernden Zertifikate so hoch sein wie das Gesamtcap der Handelsperiode.

Ohne eine Reserve ergäbe sich die Versteigerungsmenge bei einer output-basierten Zuteilung in jedem Jahr als Differenz von Gesamtcap und der Zahl kostenlos zugeteilter Zertifikate. Die Versteigerungsmenge könnte somit erst ex post ermittelt werden. In Jahren mit insgesamt hoher Industrieproduktion müsste demzufolge die Versteigerungsmenge entsprechend reduziert werden.³⁰

³⁰ So ergeben sich die Versteigerungsmengen in Kalifornien jeweils als Restgröße von Gesamtcap und kostenlosen Zuteilungen. Es gibt dort keine Zuteilungsreserve und kein spezielles Industriecap; die Zuteilungsmengen werden mit einem linearen Faktor gekürzt.

Um die Versteigerungsmengen ex ante festzulegen zu können und zugleich sicherzustellen, dass die Gesamtzahl an Zertifikaten nicht das Gesamtcap der Handelsperiode überschreitet, kann eine Zuteilungsreserve (ZR) für die Handelsperiode gebildet werden.

$$\sum_{t=1}^n Z_t^{Referenz} + ZR_0 + \sum_{t=1}^n V_t = \sum_{t=1}^n Cap_t \quad .$$

Die Reserve kann sich ausgehend von einem Anfangsbestand ZR_0 in Abhängigkeit von der Produktionsentwicklung (und den Zuteilungsparametern) von Jahr zu Jahr vermindern oder erhöhen. Sie darf aber in keinem Jahr negativ werden. Die Reserve vermindert sich durch Zuteilungen, die in einem Jahr über vorher festzulegende Referenzzuteilungsmengen hinausgehen. Sie erhöht sich, wenn die kostenlosen Zuteilungen in einem Jahr geringer sind als die Referenzzuteilungen. Der (ex ante nicht bekannte) Nettoabfluss aus der Reserve ergibt sich somit im Jahr t als Differenz zwischen der tatsächlichen Zuteilungsmenge und der Referenzzuteilungsmenge:

$$ZR_{t-1} - ZR_t = Z_t - Z_t^{Referenz}$$

Nach dem Vorschlag von Ecofys (2014) sollen den Referenzzuteilungen Erwartungen über die künftigen Produktionsentwicklungen zugrunde liegen. Sie müssen ebenso wie die anfängliche Reserve ex ante festgelegt werden. Sektoral differenzierte Prognosen über einen langen Zeithorizont sind allerdings naturgemäß sehr unsicher. Dem Konzept nach sollte eine „mittlere“ Prognose als Referenz zugrunde gelegt werden. Für die Festlegung der anfänglichen Reserve muss dann abgeschätzt werden, wie stark und wie lange die Produktion künftig unter Umständen die Referenzentwicklung überschreiten könnte.³¹

Eine alternative Möglichkeit besteht darin, statt einer Prognose der Produktions- und Zuteilungsmengen für jedes Jahr der künftigen Handelsperiode die Werte aus einer Basisperiode zu verwenden. Für die Festlegung der anfänglichen Reserve muss in diesem Fall abgeschätzt werden, wie sich die Produktion (einschließlich der aus Neuanlagen) künftig gegenüber der Basisperiode entwickeln könnte. Die Reserve muss dann bei erwartetem Produktionswachstum größer sein als im ECOFYS-Vorschlag, da im ECOFYS-Vorschlag ein größerer Anteil der Zuteilungen „für Wachstum“ bereits durch die Referenzzuteilungen abgedeckt wird.

Reserve mit Industriecap

Wenn ein jährliches Industriecap vorgegeben wird und in jedem Jahr ex post ein Korrekturfaktor zur anteiligen Kürzung berechnet wird (Industriecap-Variante 3), kann die (mindestens) zu versteigernde Zertifikatsmenge in jedem Jahr aus dem Gesamtcap abzüglich des Industriecaps ermittelt werden. Eine Reserve ist dann nicht erforderlich, da die Summe der kostenlosen Zuteilung in jedem Jahr von vornherein feststeht.

Wenn der sektorübergreifende Korrekturfaktor hingegen nicht für jedes Jahr ex post, sondern anhand von ex ante ermittelten Referenzwerten für die Produktion erfolgt (Industriecap-Variante 2) können als Referenzzuteilungsmengen für die Zuteilungsreserve die Industriecaps der einzelnen Jahre verwendet werden. Der Nettoabfluss aus der Reserve ergibt sich somit im Jahr t als Differenz zwischen der tatsächlichen Zuteilungsmenge und dem Industriecap:

$$ZR_{t-1} - ZR_t = Z_t - ICap_t$$

³¹ Die Referenzzuteilungsmengen von Ecofys (2014) beruhen auf einer Produktionsentwicklung nach PRIMES 2013 (mit jährlichen Wachstumsraten von +1,12 % für 2012–2020, +0,83 % für 2021–2030 und +0,43% für 2031–2040) und einer Verminderung der Benchmarks um 1 % pro Jahr; es wird kein Industriecap und kein Kürzungsfaktor berücksichtigt. In einem Szenario mit höherem Wachstum (+0,5 %-Punkte pro Jahr) vermindert sich die Zuteilungsreserve von anfänglich 900 Mio. Zertifikaten (gemäß der Backloadingmenge) auf 250 Mio. im Jahr 2035. In einem Szenario mit geringerem Wachstum (-0,5 %-Punkte pro Jahr) steigt sie in diesem Zeitraum auf 1.500 Mio. Zertifikate. Die Rechnungen schließen indirekte Emissionen ein.

Der Nettoabfluss aus der Reserve wird bei gegebenem Industriecap von den tatsächlichen Produktionsmengen und den Zuteilungsparametern bestimmt. Je geringer die Benchmarks und die Carbon-Leakage-Faktoren zur Berücksichtigung von Carbon Leakage sind, desto geringer sind die kostenlosen Zuteilungsmengen und damit auch der Nettoabfluss aus der Reserve. Er hängt auch davon ab, ob die Korrekturfaktoren anhand einer Basisperiode (Industriecap-Variante 2a) oder einer Prognose (Industriecap-Variante 2b) ermittelt werden. Wenn die Produktionsmengen in der Basisperiode geringer sind als in der Prognose, dann sind der sektorübergreifende Korrekturfaktor und damit der Nettoabfluss aus der Reserve in der Variante 2a höher als in Variante 2b.

Die anfängliche Reserve sollte so hoch angesetzt werden, dass sie mit hoher Wahrscheinlichkeit während der Handelsperiode nicht vollständig ausgeschöpft wird. Sobald die Reserve ausgeschöpft ist, können in einem Jahr insgesamt nur noch Zertifikate in Höhe der Referenzzuteilung bzw. des Industriecaps kostenlos zugeteilt werden. In dieser Situation müsste ein Korrekturfaktor für alle Anlagen im Industriecap ex post neu berechnet werden.

Die Zuteilungsreserve soll grundsätzlich auch unerwartete künftige Entwicklungen der Produktionsmengen abdecken, die ex ante nicht genau kalkuliert werden können. Aufgrund der hiermit verbundenen hohen Unsicherheiten ist die Festlegung der Höhe der anfänglichen Zuteilungsreserve letztlich auch eine politische Frage.

Je höher die anfängliche Reserve angesetzt wird, desto geringer sind allerdings die Mengen an Zertifikaten, die ex ante zur Versteigerung vorgesehen sind. Nicht benötigte Zertifikate der Zuteilungsreserve könnten am Ende der Handelsperiode versteigert werden.

Die Zuteilungsreserve hat gewisse Ähnlichkeiten mit der bisherigen Reserve für neue Marktteilnehmer (NER). Im Unterschied zur NER muss die Zuteilungsreserve allerdings auch Erhöhungen der Anlagenauslastungen abdecken. Andererseits kann die Zuteilungsreserve bei geringen Produktionsmengen wieder schneller aufgefüllt werden.

Die notwendige Höhe der Zuteilungsreserve hängt unter Umständen auch davon ab, wie groß der Geltungsbereich der output-basierten Zuteilung ist, wenn aufgrund fehlender Produkt-Benchmarks für Teilbereiche weiterhin die bisherigen Regeln gelten sollten. Dabei wird eventuell weiterhin eine NER benötigt, die mit der Zuteilungsreserve kombiniert werden könnte.³²

Es wäre denkbar, die Reserve für kostenlose Zuteilungen mit der vorgesehenen Marktstabilisierungsreserve (MSR) für Zertifikate, die zur Versteigerung vorgesehen sind, zusammen zu führen. Diese Reserven haben allerdings unterschiedliche Funktionen und Trigger. Auch aus Gründen der Transparenz sollten diese Reserven getrennt gehalten werden.

4.2.4 Output-basierte Zuteilung in Abhängigkeit von Carbon-Leakage-Gefahren

Die wesentliche Motivation für die Einführung einer output-basierten Zuteilung besteht darin, die Gefahr von Produktionsverlagerungen bzw. Carbon Leakage zu vermindern. Insofern könnte es sinnvoll sein, eine output-basierte Zuteilung grundsätzlich auf Bereiche zu beschränken, für die eine erhebliche Gefahr von Carbon Leakage vermutet wird. Da die Gefahren von Carbon Leakage unterschiedlich hoch sein können, wäre allerdings eine differenziertere Behandlung des Carbon-Leakage-Risikos angemessen. Außerdem soll die kostenlose Zuteilung an Anlagen, die kein wesentliches Carbon-Leakage-Risiko aufweisen, ohnehin künftig weiter reduziert werden.

³² Bei einer nur teilweisen Anpassung der Zuteilung an die Produktion nach Variante 7 aus Abschnitt 4.2.1 wäre grundsätzlich eine geringere Zuteilungsreserve als bei einer vollständigen Anpassung erforderlich. In diesem Fall würde allerdings zusätzlich eine NER benötigt.

Die Nachteile einer output-basierten Zuteilung für solche Anlagen sind deshalb gering und nehmen weiter ab. Eine Beschränkung der output-basierten Zuteilung auf den Carbon-Leakage-Bereich ist insofern nicht erforderlich, zumal mit einem einheitlichen Ansatz die Komplexität des Systems begrenzt werden kann und damit der Umsetzungsaufwand durch Verzicht auf parallele Regelungen nicht unnötig erhöht wird. In den Zuteilungsformeln für Bestandsanlagen und Neuanlagen wird hierzu ein produkt- bzw. sektorabhängiger Carbon-Leakage-Faktor ($f_{j,t}$) berücksichtigt, der im EU ETS künftig weiter differenziert werden sollte und von Jahr zu Jahr sinkt. Solche Faktoren werden auch in anderen Systemen verwendet (z.B. in Neuseeland differenziert nach zwei und in Kalifornien nach drei Kategorien (vgl. Abschnitt 4.3).

4.2.5 Produktbenchmarks und Fallbackansätze

Das Verfahren der output-basierten Zuteilung ist grundsätzlich dafür konzipiert, die Zuteilung auf der Grundlage einer Outputgröße und eines entsprechenden Emissionswertes zu berechnen. Im Fall von Produktbenchmarks ist diese Methode somit unmittelbar anwendbar. Allerdings ist im EU ETS bisher nicht möglich, die Zuteilung in allen Bereichen nach Produktbenchmarks durchzuführen. So entfallen nach dem Zuteilungsbericht für Deutschland (DEHSt 2014) hierzulande von der gesamten kostenlosen Zuteilungsmenge für die dritte Handelsperiode

- ▶ 70,0 % auf Produkt-Benchmarks,
- ▶ 21,8 % auf den Wärme-Benchmark,
- ▶ 6,2 % auf den Brennstoff-Benchmark,
- ▶ 1,8 % auf Prozessemissionen und
- ▶ 0,15 % auf Wärme an Privathaushalte

Bei der Einführung einer output-basierten Zuteilung im EU ETS bestehen diesbezüglich nach Ecofys (2014, Questions & Answers im Anhang) die folgenden Lösungsmöglichkeiten:

1. Für Zuteilungen nach den Fallbackansätzen werden (wie in Kalifornien) weiterhin die bisherigen Methoden verwendet.
2. Die Anzahl der (bisher 52) Produktbenchmarks wird erhöht und es wird auf den Wärme-Benchmark verzichtet durch stärkere Nutzung des Brennstoff-Benchmarks oder der Zuteilung für Prozessemissionen
3. Es werden alle Zuteilungen anhand von Produkt-Benchmarks durchgeführt
 - a. durch Beschränkung der kostenlosen Zuteilung auf Bereiche mit Produkt-Benchmarks (wie in Australien) oder
 - b. durch die zusätzliche Berechnung anlagenspezifischer Emissionswerte (Emissionen bezogen auf Output in der Basisperiode)

Den Bereich der Produktbenchmarks nach Möglichkeit auszudehnen, erscheint ohnehin sinnvoll. Nach den bisherigen Erfahrungen ist eine weitere Festlegung von Produktbenchmarks allerdings schwierig und aufwendig, sodass eine vollständige Zuteilung mit Benchmarks kaum möglich erscheint. Aktivitäten ohne Produktbenchmarks grundsätzlich von der kostenlosen Zuteilung auszuschließen, könnte zwar eventuell die Bereitschaft zur Definition von Produkt-Benchmarks erhöhen, ein völliger Ausschluss wäre aber nicht angemessen und dürfte nicht durchsetzbar sein. Für die weiteren Überlegungen zur output-basierten Zuteilung ist davon auszugehen, dass für einen Teilbereich keine Produkt-Benchmarks vorliegen werden und hierfür wie bisher Fallback-Regeln angewendet werden müssen.

4.2.6 Direkte vs. indirekte Emissionen

Nach dem Konzept von Ecofys (2014) stellen realistische Benchmarks, die neben den direkten auch die indirekten Emissionen abdecken, ein Wesensmerkmal einer dynamischen Zuteilung dar. Indirekte Emissionen können über Preiseffekte unter Umständen einen großen Einfluss auf die Gefahr von Produktionsverlagerungen und Carbon Leakage haben. Im EU ETS werden jedoch kostenlose Zertifikate nur an Anlagen zugeteilt, die Emissionsberechtigungen für ihre direkten Emissionen abgeben müssen. Belastungen in Folge indirekter Emissionen müssen, soweit erforderlich, anders kompensiert werden. Indirekte Emissionen werden deshalb hier nicht weiter betrachtet.

4.3 Erfahrungen aus anderen Emissionshandelssystemen

4.3.1 Kalifornien

Kalifornien nimmt seit 2007 an der Western Climate Initiative (WCI)³³ teil und hat 2012 ein Emissionshandelssystem eingerichtet, das 2014 mit dem System von Quebec verbunden worden ist. Das kalifornische ETS deckt aktuell ca. 85 % der CO₂-Emissionen in Kalifornien ab.³⁴ Nach einer ersten zweijährigen Handelsphase 2013-2014 folgen Phasen (Erfüllungsperioden) von drei Jahren (2015-2017 und 2018-2020). Das ETS betrifft Anlagen in den Sektoren Stromerzeugung, Raffinerien und Industrie (mit jährlichen Emissionen von mindestens 25.000 Tonnen CO₂e). Darüber hinaus sind auch Zertifikate für nach Kalifornien importierten Strom fällig. Mit Beginn der Phase 2 wurde der Bereich des ETS erweitert um Anbieter von Erdgas, Heizöl und Flüssiggas (sofern durch die vollständige Verbrennung der verkauften Menge jährlich mindestens 25.000 Tonnen CO₂e ausgestoßen würde).

Tabelle 6 Gesamtcap im kalifornischen ETS

| Phase | Jahr | Mio. Tonnen CO ₂ e |
|-------|------|-------------------------------|
| 1 | 2013 | 162,8 |
| 1 | 2014 | 159,7 |
| 2 | 2015 | 394,5 |
| 2 | 2016 | 382,4 |
| 2 | 2017 | 370,4 |
| 3 | 2018 | 358,3 |
| 3 | 2019 | 346,3 |
| 3 | 2020 | 334,2 |

Quelle: California Code of Regulations (2011a), Table 6-1.

Mit einem Gesamtcap von knapp 400 Millionen Tonnen CO₂e im Jahr 2015 (Tabelle 4-2) hat das kalifornische ETS einen Umfang von etwa 20 % des EU ETS. Das Cap sinkt im Zeitraum 2015-2020 jährlich um etwa 12 Millionen Tonnen CO₂e bzw. 3 bis 3,5 %.

Die Zuteilung von Emissionszertifikaten ist in Kalifornien ein Hybrid aus kostenloser Zuteilung und Auktionierung, mit einem steigenden Anteil der Auktionierung. Raffinerien, Anlagen der

³³ Zur WCI gehören neben Kalifornien die kanadischen Provinzen Quebec, British Columbia, Ontario und Manitoba (vgl. WCI 2015).

³⁴ Zum kalifornischen ETS vgl. ARB (2015), ICAP (2015a), IETA (2012a).

Industrie und Stromverteiler erhalten eine freie Zuteilung, während Stromerzeuger und Brennstoffhändler ihre Zertifikate bei Auktionen oder auf dem Sekundärmarkt erwerben müssen. Bei Auktionen (ab 2014 gemeinsam mit Quebec) besteht ein Mindestpreis von 10 US-Dollar 2013, der jährlich um 5 % plus den Verbraucherpreisindex ansteigt. Eine spezielle Reserve soll verhindern, dass der Preis weit über 50 US-Dollar ansteigt. Die kostenlose Zuteilung erfolgt zum Teil auf Basis historischer Emissionen bzw. Energiemengen und zum Teil outputbasiert mit Produktbenchmarks.

4.3.1.1 Kostenlose Zuteilung an Stromverteiler

Im Strombereich erfolgt eine kostenlose Zuteilung ausschließlich an Unternehmen, die Strom an Endkunden liefern (California Code of Regulations 2011b). Die Zuteilung für den gesamten Zeitraum 2013-2020 erfolgt ex ante auf Grundlage historischer Emissionen mit Basisjahr 2008. Die Gesamtmenge der frei zugeteilten Zertifikate für 2013 beträgt 90 % der Gesamtemissionen des kalifornischen Stromsektors im Jahr 2008 (89 Millionen Tonnen CO₂e) und sinkt bis 2020 linear auf 85 %. Die jährlichen Zuteilungsmengen an die einzelnen Stromanbieter werden nach den drei Kriterien Kostenüberwälzung an Endkunden, Investitionen in erneuerbare Energieträger und Energieeffizienz festgelegt. Die CO₂-Kosten der abgegebenen Strommenge bestimmen 94 % der gesamten Zuteilung an Stromanbieter und sind daher die mit Abstand wichtigste Determinante der zugeteilten Zertifikateanzahl. Etwa 5 % der Zuteilung erfolgt als Belohnung für Investitionen in erneuerbare Energieträger im Zeitraum 2007-2011, während das restliche 1 % der Zuteilung auf Basis von Fortschritten in der Energieeffizienz erfolgt.

Bei der Zuteilung an Stromverteiler wird zwischen öffentlichen und privaten Unternehmen unterschieden, wobei der überwiegende Anteil der Stromnachfrage durch private Unternehmer gedeckt wird. Private Stromverteiler müssen die ihnen kostenlos zugeteilten Zertifikate vollständig zur Versteigerung anbieten. Die Auktionserlöse werden an die Endkunden überwiesen. Die zur Deckung ihrer Emissionen benötigten Zertifikate müssen dann am Markt wieder eingekauft werden. Diese Regel soll die Liquidität im Markt erhöhen (Burtraw et al. 2010). Öffentliche Versorger können die kostenlos zugeteilten Zertifikate direkt für die Deckung ihrer Emissionen verwenden.

Kostenlose Zuteilung an Industrieanlagen

Sämtliche Anlagen im Industriebereich erhalten eine freie Zuteilung, da sie alle als durch Carbon Leakage gefährdet angesehen werden, mit den drei Abstufungen hohes, mittleres und niedriges Carbon-Leakage-Risiko. Sofern Produktbenchmarks vorhanden sind, erfolgt die Zuteilung outputbasiert nach der folgenden Formel (California Code of Regulations 2011a):

$$A_t = \sum_{a=1}^n o_{a,t-2} * B_a * AF_{a,t} * c_{a,t} + \sum_{a=1}^n (o_{a,t-2} - o_{a,t-4}) * B_a * AF_{a,t-2} * c_{a,t-2}$$

Die Zuteilungsmenge für eine Anlage im Jahr t (A_t) ergibt sich aus der Summe der Zuteilungsmengen für die einzelnen Produkte (Aktivitäten a). Der erste Term auf der rechten Seite der Gleichung beschreibt die eigentliche outputbasierte Zuteilung mit Bezug auf den Output zwei Jahre vor dem aktuellen Jahr, während der zweite Term eine Ex-post-Korrektur darstellt und sich auf die Differenz zwischen dem Output zwei und vier Jahre vor dem aktuellen Jahr bezieht.

Der Output der jeweiligen Aktivität a zwei Jahre vor dem Jahr t ($o_{a,t-2}$) wird mit einem statischen Produkt-Benchmark (B_a) für die jeweilige Aktivität multipliziert. Der Faktor $AF_{a,t}$ hängt von der Phase des ETS und davon ab, ob die Aktivität als stark, mittel oder schwach

Carbon Leakage gefährdet angesehen wird. Bei hochgradig gefährdeten Sektoren beträgt $AF_{a,t}$ in jeder Phase 100 %, während dieser Faktor bei mittlerem Risiko (100 % in Phase 1, 75 % in Phase 2, 50 % in Phase 3) und geringerem Risiko (100%, 50%, 30%) über die Phasen hinweg absinkt. Der Faktor $c_{a,t}$ ist ein jährlich sinkender Cap-Anpassungsfaktor, dessen Verlauf davon abhängt, ob die Aktivität zu einem Sektor mit mehr als 50 % Prozessemissionen gehört (Düngemittel, Zement und Kalk). Falls ja beginnt $c_{a,t}$ bei 0,991 im Jahr 2013 und sinkt bis 2020 auf 0,925, während er für alle anderen Aktivitäten von 0,981 im Jahr 2013 auf 0,851 im Jahr 2020 sinkt.

Der zweite Term der Formel bewirkt im Jahr t eine vollständige Ex-post-Anpassung der Zuteilung für das Jahr $t-2$. $o_{a,t-2} - o_{a,t-4}$ erfasst die Differenz zwischen dem Output der jeweiligen Aktivität zwei und vier Jahre vor dem aktuellen Jahr. Während der Produktbenchmark unverändert bleibt, werden für die Anpassung die Zuteilungs- und Cap-Anpassungsfaktoren für das Jahr $t-2$ angewendet.³⁵ Damit erfolgt im Nachhinein für das Jahr $t-2$ eine Zuteilung nach Maßgabe der Produktion im Jahr $t-2$. Die Korrektur für das Jahr t erfolgt dementsprechend im Jahr $t+2$.

Sofern kein Produktbenchmark vorhanden ist, erfolgt die freie Zuteilung auf Basis von mittleren Energiemengen im Zeitraum 2008-2010 und entsprechenden Benchmarks gemäß der folgenden Formel:

$$A_t = (W_{\text{Verbrauch}} * B_{\text{Wärme}} + F_{\text{Verbrauch}} * B_{\text{Brennstoff}} + S_{\text{Verkauf}} * B_{\text{Strom}}) * AF_{a,t} * c_{a,t}$$

$W_{\text{Verbrauch}}$ ist der historische Wert verbrauchter Wärme in der jeweiligen Industrieanlage, wobei Wärme zur Stromerzeugung sowie Wärme aus einer eigenen KWK-Anlage nicht zuteilungsrelevant sind. $F_{\text{Verbrauch}}$ ist der Brennstoffverbrauch in der Anlage. S_{Verkauf} erfasst die Abgabe von Strom zur Nutzung außerhalb der Anlage. $AF_{a,t}$ und $c_{a,t}$ sind die Zuteilungs- bzw. Cap-Anpassungsfaktoren wie bei produktbasierter Zuteilung.

Neuanlagen, Kapazitätsveränderungen und Schließungen

Für Neuanlagen werden die Angaben über den in der Vergangenheit liegenden Output durch eine Schätzung des Aktivitätsniveaus im aktuellen Jahr ersetzt. Die Differenz zum tatsächlichen Output wird im Jahr $t+2$ ausgeglichen. Bei einer Zuteilung auf Energiebasis werden für Neuanlagen statt historischer Energieverbräuche geschätzte aktuelle Verbräuche verwendet. Die Schätzung erfolgt durch den Regulator.

Bei Schließung einer Anlage erlischt die freie Zuteilung. Für Kapazitätswachstum und –verringerungen bestehen keine besonderen Regeln.

4.3.2 Quebec

In Quebec werden Anlagen in den Sektoren Stromerzeugung, Bergbau, Wärme, Erdgasdistribution sowie Industrie in das ETS einbezogen.³⁶ Die Einfuhr von Strom außerhalb von Quebec unterliegt ebenfalls dem ETS. Weiterhin ist der Verkauf von Kraftstoff, Heizöl und Erdgas einbezogen. Es gilt jeweils eine Untergrenze von 25.000 Tonnen CO₂e pro Jahr. Das System ähnelt dem kalifornischen ETS und sorgt dort ebenfalls für eine Abdeckung von ca. 85 % der Emissionen. Auch die Einteilung in drei Phasen ist identisch mit der in Kalifornien. Das Gesamtcap ist deutlich geringer (Tabelle 4-3).

³⁵ Für die kostenlose Zuteilung an Raffinerien gelten spezielle Regeln.

³⁶ Zum ETS in Quebec vgl. Quebec Ministry of Sustainable Development (2015), IETA (2012b).

Tabelle 7 Gesamtcap im ETS von Quebec

| Phase | Jahr | Mio. Tonnen CO ₂ e |
|-------|------|-------------------------------|
| 1 | 2013 | 23,7 |
| 1 | 2014 | 23,3 |
| 2 | 2015 | 63,6 |
| 2 | 2016 | 61,0 |
| 2 | 2017 | 58,5 |
| 3 | 2018 | 56,0 |
| 3 | 2019 | 53,4 |
| 3 | 2020 | 50,9 |

Quelle: IETA (2012b)

Die Erhöhung des Cap im Jahr 2015 ergibt sich aus der Einbeziehung des Brennstoffhandels, einschließlich der Emissionen im Straßenverkehr. Zwischen 2015 und 2020 sinkt das Cap um durchschnittlich 4 % pro Jahr.

Die Zuteilung erfolgt als Hybrid von freier Zuteilung und Auktionierung. Anlagen der Industrie erhalten eine kostenlose, outputbasierte Zuteilung. Anlagen im Stromsektor und der Brennstoffhandel erhalten keine freie Zuteilung. Die Auktionierung hat einen Mindestpreis von 10 kanadischen Dollar im Jahr 2012 bzw. seit dem Linking mit Kalifornien den höheren der beiden Mindestpreise, abhängig von dem Wechselkurs. Der Mindestpreis steigt jährlich um 5 % plus Verbraucherpreisindex. Eine Reserve soll den maximalen Preis im Bereich von 40-50 kanadischen Dollar halten.

4.3.2.1 Kostenlose Zuteilung an Industrieanlagen

Im ETS von Quebec wird die freie Zuteilung im Jahr t nach der folgenden Formel berechnet (Quebec Ministry of Sustainable Development 2015):

$$A_t = \sum_{a=1}^n 0,75 o_{a,t-2} * B_{a,t} + \sum_{a=1}^n (o_{a,t-1} - 0,75 o_{a,t-3}) * B_{a,t-1}$$

$o_{a,t}$ ist der Output des aktuellen Jahres je nach Aktivität und $B_{a,t}$ ein gleitender arithmetischer Mittelwert der Benchmarks für die Jahre 2013 und 2020, gewichtet nach der Differenz zwischen den beiden Jahren 2013 und 2020. Dadurch ändern sich die Benchmarkwerte im Zeitablauf.³⁷

Die Zuteilung erfolgt an zwei Zeitpunkten innerhalb jedes Berichtsjahres. Zu Beginn jedes Berichtsjahres, jeweils im Januar, wird ein Anteil basierend auf dem Output von zwei Jahren zuvor zugeteilt. Hierbei werden 75 % des Outputs in $t-2$ zu Grunde gelegt. Im September desselben Jahres erfolgt eine weitere Zuteilung als Korrektur der Differenz zwischen dem tatsächlichen Output des Vorjahres und der Januar-Zuteilung des Vorjahres. Bei einer großen Differenz zwischen t und $t+1$, z.B. aufgrund einer starken Schrumpfung des Outputs kann diese Differenz auch negativ ausfallen. Die Korrektur für den Output des laufenden Jahres erfolgt im September des Folgejahres.

³⁷ Im Jahr 2014 war der Benchmark jedoch so hoch wie für das Jahr 2013.

Bei Neuanlagen wird die Zuteilung auf Basis des vom Regulator geschätzten Outputs für das erste Jahr vorgenommen. Für Kapazitätswachse und –verringerungen bestehen keine besonderen Regeln.

4.3.3 Andere ETS

Neben dem EU ETS und den Systemen in Kalifornien und Quebec wurde in jüngster Vergangenheit weltweit eine ganze Reihe weiterer ETS implementiert. Nach ICAP (2015a) gibt es zurzeit (Juni 2015) insgesamt 17 unterschiedlich große regionale Emissionshandelssysteme, die unterschiedliche Zuteilungsregeln anwenden.

In *China* wurden sieben regionale Pilotsysteme eingerichtet (IETA 2015). Sie umfassen im Wesentlichen Stromproduktion und Industriesektoren mit einem Gesamtcap von etwa 1.159 Millionen Tonnen CO₂e im Jahr 2015. Es besteht das Ziel, in den kommenden Jahren ein nationales ETS einzurichten. Die bestehenden Systeme sind zu Experimentierzwecken unterschiedlich ausgestaltet, wobei die Zertifikate überwiegend kostenlos zugeteilt werden. Die Zuteilung erfolgt auf Basis historischer Emissionen, mit der Ausnahme des ETS von Shenzhen, des kleinsten der sieben Pilotsysteme. Dort beruhen die Zuteilungen auf aktuellen Produktionsmengen oder Wertschöpfungsdaten (China Emissions Exchange 2014).

In den *USA* besteht neben dem kalifornischen ETS die Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI). Sie erfasst Emissionen im Stromsektor der acht östlichen US-Staaten Connecticut, Delaware, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New York und Rhode Island. Die Zuteilung erfolgt grundsätzlich per Auktion (RGGI, 2015).

In *Korea* ist seit Anfang 2015 ein ETS in Kraft, mit einer Gesamtcap von 573 Millionen Tonnen CO₂e im Jahr 2015, was etwa zwei Drittel der koreanischen Gesamtemissionen entspricht (ICAP, 2015b). Es sind u.a. die Sektoren Stromerzeugung, Verkehr, Industrie und Landwirtschaft abgedeckt. In Phase I (2015-2017) werden alle Zertifikate kostenlos zugeteilt, basierend entweder auf historischen Emissionen oder Benchmarks mit historischen Aktivitäten aus dem Zeitraum 2011-2013.

In *Japan* sind aktuell zwei ETS in Kraft, ein ETS für den Großraum Tokyo seit 2011 (ICAP 2015c) und ein weiteres in der angrenzenden Präfektur Saitama seit 2012 (ICAP 2015d). Es besteht ein Linking zwischen den beiden Systemen, mit Gesamtcaps von knapp 70 bzw. 44 Millionen Tonnen CO₂e im Jahr 2012. In beiden ETS erfolgt die Zuteilung auf Basis historischer Emissionen des Zeitraumes 2002-2007.

Das ETS von *Kasachstan* besteht seit 2013 und deckt die Sektoren Energie, Bergbau und Chemie ab (ICAP 2017). Seit 2016 ist es ausgesetzt und soll 2018 wieder den Betrieb aufnehmen (Stand August 2017).

Das ETS der *Schweiz* durchlief von 2008 bis 2012 eine Pilotphase mit freiwilliger Teilnahme und ist seit 2013 verpflichtend für Anlagen aus den Sektoren Stromerzeugung und Industrie (ICAP 2015e). Wesentliche Elemente des Schweizer ETS, einschließlich Abdeckung von Sektoren und Zuteilungsregeln, entsprechen den Regeln im EU ETS. Dementsprechend erfolgt die Zuteilung als Hybrid aus Zuteilung auf Basis historischer Emissionen bzw. Produktbenchmarks und historischen Aktivitätsraten sowie Auktionierung. Aktuell wird über ein Linking von EU ETS und Schweizer ETS verhandelt.

In *Neuseeland* ist ein ETS im Jahr 2008 in Kraft getreten (New Zealand 2014, ICAP 2015f), zunächst nur für die Forstwirtschaft, und hat seitdem sukzessive seine sektorale Abdeckung erweitert, z.B. durch die Hinzunahme von Stromproduktion und Industrie seit 2010. Das ETS von Neuseeland hat kein absolutes Cap. Die Zertifikate werden überwiegend frei zugeteilt; seit

einer Gesetzesänderung 2012 besteht für den Regulator die Möglichkeit Auktionen abzuhalten. Die Zuteilung für die Industrie ist output-basiert, wobei für die endgültige Zuteilung der Output des aktuellen Jahres zu Grunde gelegt wird, multipliziert mit einem Benchmark und einem Carbon-Leakage-Faktor. Eine vorläufige Zuteilung auf Basis des Outputs aus dem Vorjahr ist für die Unternehmen optional.

Insgesamt betrachtet gibt es derzeit in vier von 17 bestehenden ETS eine output-basierte Zuteilung, nämlich in Kalifornien, Quebec, Neuseeland und der chinesischen Unterprovinzstadt Shenzhen. In den anderen Systemen erfolgen die Zuteilungen überwiegend auf Basis historischer Emissionen oder Benchmarks mit historischen Aktivitäten sowie zunehmend auf Auktionierung.

4.4 Bewertung der output-basierten Zuteilung

Die Methode der output-basierten Zuteilung wird im Folgenden zunächst im Vergleich zu einer Zuteilung nach historischen Daten anhand qualitativer Kriterien bewertet (Tabelle 4-4). Eine vergleichende Bewertung der Optionen für die vierte Handelsperiode wird in Kapitel 5 vorgenommen.

Tabelle 8 Bewertung einer output-basierten Zuteilung

| | Output-basierte Zuteilung |
|---------------------------------|---------------------------|
| Wirksamkeit des ETS | 0 |
| Verminderung von Carbon Leakage | ++ |
| Effizienz | -- |
| Verteilungswirkungen | ++ |
| Umsetzbarkeit | --* |
| Durchsetzbarkeit, Akzeptanz | ++* |

Bewertungsskala: --, -, 0, +, ++

* abhängig von Ausgestaltung

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Inwieweit eine output-basierte Zuteilung die Wirksamkeit der Emissionsverminderung innerhalb des ETS beeinflusst, hängt von der Ausgestaltung des Systems ab. Da die kostenlose Zuteilung durch die Entwicklung der Produktion bestimmt wird, sind die Emissionen innerhalb des Systems nicht ohne weiteres begrenzt. So gibt es z.B. im output-basierten ETS in Neuseeland kein absolutes Gesamtcap. Somit kann es hier zu höheren nationalen Emissionen, und in dieser Hinsicht zu einer verminderten Wirksamkeit des Emissionshandels, kommen. Wenn hingegen ein Gesamtcap vorgegeben ist, muss gewährleistet sein, dass produktionsbedingte Zuteilungserhöhungen für die Industrie oder durch eine Verminderung der gesamten Versteigerungsmengen ausgeglichen werden. In Bezug auf die Emissionen bei fixem Cap führen Emissionssteigerungen infolge der Anreize zur Mehrproduktion dazu, dass andernorts mehr Emissionen vermieden werden müssen; hier kommen vor allem Effizienzsteigerungen oder Brennstoffwechsel in Frage. Auslöser dafür wären die Zertifikatspreiserhöhungen durch die Mehrproduktion.

Die Wirksamkeit einer output-basierten Zuteilung hinsichtlich des Beitrags zur weltweiten Emissionsminderung (in Tabelle 4-4 aus Vergleichbarkeitsgründen unter Wirksamkeit nicht bewertet) hängt darüber hinaus davon ab, in welchem Maße durch das ETS

Produktionsverlagerungen und Carbon Leakage verursacht werden. Bei einer output-basierten Zuteilung erhöht sich die kostenlose Zuteilungsmenge proportional mit der Produktionsmenge; umgekehrt sinkt sie entsprechend, wenn die Produktion abnimmt. Dies wirkt Produktionsverlagerungen ins Ausland entgegen. Wenn die spezifischen Emissionen einer Anlage so hoch sind wie der Benchmarkwert und der Carbon-Leakage-Faktor sowie der Korrekturfaktor gleich eins wären, dann würde der Anreiz des ETS zu Produktionsverlagerungen vollständig ausgeglichen. Wenn die spezifischen Emissionen höher sind und die genannten Faktoren kleiner als eins sind, dann kommt es zumindest zu einem teilweisen Ausgleich des Verlagerungsimpulses. Eine output-basierte Zuteilung ist somit ein sehr wirksames Mittel gegen Carbon Leakage.

Die Kosteneffizienz der Emissionsverminderung innerhalb des ETS-Bereichs wird allerdings durch eine output-basierte Zuteilung beeinträchtigt. Die wirtschaftlichen Anreize weichen von denen ab, die sich unter Effizienzkriterien in idealtypischen Systemen (Auktionierung, kostenlose Zuteilung allein nach historischen Daten) ergeben. Die kostenlose Zuteilung wirkt im Vergleich hierzu wie eine Output-Subvention, die Anreize zu höheren Anlagenauslastungen und Investitionen in den betreffenden Sektoren setzt. Dadurch werden Anreize zum Produktstrukturwandel vermindert und die Gesamtkosten der Emissionsverminderung im ETS-Bereich erhöht. Wenn eine output-basierte Zuteilung insbesondere mit dem Ziel eingeführt wird Carbon Leakage zu vermeiden, dann sollten für Sektoren, in denen keine erheblichen Gefahren von Carbon Leakage bestehen, möglichst geringe Fehlanreize durch eine output-basierte Zuteilung gesetzt werden. Dies wird erreicht, wenn der Anteil kostenloser Zuteilung in diesen Sektoren weiterhin sinkt.

Während eine kostenlose Zuteilung anhand von historischen Daten zu recht hohen Verteilungseffekten führen kann, werden solche Effekte bei einer output-basierten Zuteilung weitgehend vermieden. Die Zertifikatsmengen werden weitgehend nach dem aktuellen Bedarf der Emittenten zugeteilt, wobei Unterschiede innerhalb der Sektoren lediglich auf unterschiedlichen spezifischen Emissionen beruhen.

Die Komplexität und der Umsetzungsaufwand einer output-basierten Zuteilung für Behörden und Marktteilnehmer hängen in hohem Maße von der konkreten Ausgestaltung des Systems ab. Im Vergleich zu einem Ex-ante-Ansatz stellt eine jährliche Erhebung von Produktionsdaten sowie ggf. die jährliche Anpassung der Menge zugeteilter Zertifikate einen Mehraufwand dar, da sie eine jährliche Bearbeitung aller Anlagen nach sich zieht. Die Bedingungen im EU ETS wie ein vorgegebenes Gesamtcap, ein zusätzliches Industriecap, eine acht- bzw. zehnjährige Handelsperiode, eine Zuteilungsreserve und Aktivitäten, für die keine Produkt-Benchmarks vorliegen, erhöhen darüber hinaus den Regulierungsaufwand zusätzlich.

Aufgrund der Verminderung von Carbon Leakage und aus Verteilungsgründen ist für eine output-basierte Zuteilung von einer hohen politischen Durchsetzbarkeit und Akzeptanz insbesondere im Bereich der Industrie auszugehen. So haben sich in der Konsultation zu Carbon Leakage im Sommer 2014 die meisten Industrievertreter grundsätzlich für einen Übergang zu einer output-basierten Zuteilung ausgesprochen. Die Akzeptanz dürfte allerdings letztlich auch von der konkreten Ausgestaltung des Systems abhängen, z.B. davon, inwieweit diese Zuteilungsmethode bisherige Regeln vollständig ersetzen oder ergänzen könnte, wie Industriecaps in diesem System berücksichtigt werden und wie eine Zuteilungsreserve eingerichtet wird. Von Seiten der Industrie könnte auch die Notwendigkeit von jährlich verifizierten Meldungen von Produktionsmengen als ein Nachteil gesehen werden.³⁸ Hinzu kommt, dass

³⁸ In mehreren EU-Mitgliedstaaten werden solche Informationen bereits in der 3. Handelsperiode im Zusammenhang mit Artikel 24 Abs. 2 der Entscheidung 2011/278/EU erhoben.

detaillierte Angaben zu aktuellen Produktionsmengen im Allgemeinen als vertrauliche Unternehmensdaten eingestuft werden. In der politischen Diskussion dürfte zudem von Bedeutung sein, dass eine output-basierte Zuteilung die Anreize des Emissionshandels zu Emissionsverminderungen systematisch abschwächt. Außerdem könnte eine Zunahme der gesamten kostenlosen Zuteilung befürchtet werden, so dass sich die Auktionserlöse des Staates vermindern.

In der Diskussion über eine Einführung einer output-basierten Zuteilung im EU ETS spielt auch die Frage eine Rolle, inwieweit sich damit die Möglichkeiten für ein Linking von regionalen Emissionshandelssystemen verbessern oder verschlechtern. Von den bisher weltweit bestehenden, unterschiedlich großen ETS enthalten zurzeit insgesamt vier von 17 eine output-basierte Zuteilung. Von Bedeutung sind davon die Systeme in Kalifornien und Quebec, die im Rahmen der WCI künftig auch mit weiteren, geplanten Systemen in Kanada verbunden werden sollen. In den meisten anderen Systemen erfolgen die Zuteilungen auf Basis von historischen Daten und zunehmend auf Versteigerungen.

5 Mögliche Anpassungen für die vierte Handelsperiode

5.1 Modifizierungen der bisherigen dynamischen Regeln

Die bisherigen Festlegungen für kostenlose Zuteilungen nach harmonisierten Regeln gemäß der europäischen ETS-Richtlinie und dem Beschluss der Kommission vom April 2011 beziehen sich auf Zuteilungen ab dem Jahr 2013. Dabei gelten einige Regeln zunächst speziell für die dritte Handelsperiode 2013 bis 2020, während andere Regeln, sofern sie nicht geändert werden, auch für spätere Handelsperioden gelten (Tabelle 5-1).

Die bisherige Basisperiode für die historischen Produktionsmengen (bzw. Aktivitätsraten) zur Ermittlung der Zuteilungsmengen an Bestandsanlagen würde auch künftig gelten, sofern die Kommission nicht eine Änderung der Basisperiode beschließt. Wie in Kapitel 2 erläutert, spricht einiges dafür, die Basisperiode z.B. auf den Zeitraum 2015-2018 zu aktualisieren. In diesem Fall stellt sich die Frage, inwieweit dann zugleich auch andere zeitliche Festlegungen angepasst werden sollten.

Die Datenbasis für die Festlegung von EU-weiten Produktbenchmarks kann konzeptionell weitgehend unabhängig von der Basisperiode für die individuellen Aktivitätsraten festgelegt werden (vgl. Abschnitt 2.2). Es ist allerdings naheliegend, im Fall einer Neuermittlung von Benchmarks Daten aus der neuen Basisperiode zu verwenden, um mehrfache Datenerhebungen nach Möglichkeit zu vermeiden.

Der sektorübergreifende Korrekturfaktor hängt vom Industriecap ab, das bisher auf Basis des Emissionsanteils der Industrie in den Jahren 2005 bis 2007 ermittelt wird. Da der Anteil auf Basis der gesamten verifizierten Emissionen ermittelt wird, ist die Frage einer Aktualisierung der diesbezüglichen Datenbasis grundsätzlich unabhängig von der Wahl der Basisperiode für Aktivitätsraten.

Tabelle 9 Bisherige zeitliche Festlegungen für Zuteilungen ab 2013

| | Zeitraum | Relevant für | Rechtsgrundlagen |
|--|----------------------|---|--|
| Historische Aktivitätsraten | 2005-08, 2009-10 | Bestandsanlagen | KOM-Beschluss 2011 (2011/278/EU) |
| Benchmarks | 2007-2008 | Produkt-BM | ETS-RL, KOM-Beschluss 2011 |
| Emissionsanteil der Industrie | 2005-2007 | Industriecap, Korrekturfaktor | ETS-RL |
| Installierte Anfangskapazitäten | i.d.R. 2005-2008 | Bestandsanlagen | KOM-Beschluss 2011 |
| Ggf. Änderungen der Anfangskapazität | 2005-30.6.2011 | Bestandsanlagen mit Kapazitätsänderungen | KOM-Beschluss 2011 |
| Standardauslastungsfaktoren | 2005-2008 | Neue Marktteilnehmer | KOM-Beschluss 2011, KOM-Beschluss 2013 (2013/447/EU) |
| Stichtag für Zuteilungsregeln | 30. Juni 2011 | Abgrenzung Bestandsanlagen vs. neue Marktteilnehmer | ETS-RL, KOM-Beschluss 2011 |
| Zuteilung nach harmonisierten Regeln | ab 2013 | | ETS-RL |
| Reserve für neue Marktteilnehmer (NER) | 2013-2020 | Neue Marktteilnehmer | ETS-RL |
| Gültigkeit der Zertifikate | Achtjahres-Zeiträume | Ab 1.1.2013 | ETS-RL |
| Reduktion der kostenlosen Zuteilung | 2013-2020 | Nicht-CL-Bereiche | ETS-RL |
| Ende der kostenlosen Zuteilung | 2027 | | ETS-RL |
| CL-Listen | 2009, alle 5 Jahre | CL-Bereiche | ETS-RL |

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Neuanlagen und wesentliche Kapazitätserhöhungen erhalten bisher eine Zuteilung nach Standardauslastungen, die bisher auf Basis von Daten aus den Jahren 2005 bis 2008 berechnet wurden. Wenn die Basisperiode für Bestandsanlagen aktualisiert wird, könnten zugleich auch die Standardauslastungen aktualisiert werden.

5.1.1 Definition neuer Marktteilnehmer

Wenn die Basisperiode zur Ermittlung historischer Aktivitätsraten für Bestandsanlagen aktualisiert wird, stellt sich zudem die Frage, ob der Stichtag für die Definition neuer Marktteilnehmer (30.6.2011) in der ETS-Richtlinie ebenfalls geändert oder weiterhin beibehalten werden sollte:³⁹

³⁹ Der Novellierungsentwurf der Kommission vom 15. Juli 2015 macht zur Definition neuer Marktteilnehmer keinen konkreten Vorschlag.

Eine Option besteht darin, den Stichtag z.B. auf den 1.1.2019 zu aktualisieren. Dann würden bisherige Anlagen, die nach Mitte 2011 in Betrieb genommen wurden oder deren Kapazitäten seitdem wesentlich erweitert wurden, zu Bestandsanlagen, die Zuteilungen nach (aktualisierten) historischen Aktivitäten statt Standardauslastungen erhalten. Die Reserve könnte entsprechend geringer bemessen werden.

Eine andere Option besteht darin, den bisherigen Stichtag der Richtlinie im Sinne einer permanenten Definition von neuen Marktteilnehmern zu verwenden (NERA 2007). In diesem Fall müssten die auf den Stichtag bezogenen Anfangskapazitäten nicht neu berechnet werden. Eine Neuanlage oder Kapazitätserweiterung in der dritten Handelsperiode wird dann auch in künftigen Handelsperioden als neuer Marktteilnehmer behandelt. Längerfristig würde der Anteil von neuen Marktteilnehmern immer mehr zunehmen und somit der Anteil der verbleibenden Bestandsanlagen immer weiter abnehmen. Eine eventuelle kostenlose Zuteilung müsste dann langfristig im Wesentlichen aus einer Neuanlagenreserve erfolgen. Allerdings soll der Anteil der kostenlosen Zuteilung künftig weiter sinken. Nicht absehbar ist derzeit jedoch, in welchem Umfang Carbon-Leakage-gefährdete Sektoren künftig eine hohe kostenlose Zuteilung beanspruchen können.

Die Bedeutung der Definition neuer Marktteilnehmer hängt nicht zuletzt davon ab, wie groß die Unterschiede der Zuteilungsmengen zwischen Bestands- und Neuanlagen sind. Für neue Marktteilnehmer gelten grundsätzlich dieselben Benchmarks und Carbon-Leakage-Faktoren wie für Bestandsanlagen. Anstelle des sektorübergreifenden Kürzungsfaktors wie für Bestandsanlagen wird für Neuanlagen bisher allerdings der lineare Faktor angewendet. Es wäre denkbar, für neue Marktteilnehmer im Vergleich zu Bestandsanlagen einen Abschlag anzusetzen, zumal sie tendenziell eine höhere Effizienz aufweisen dürften. Bei einer Neuberechnung der Standardauslastungsfaktoren sollte auch geprüft werden, ob die Ermittlung auf Basis von 80 %-Perzentilen angemessen ist.

5.1.2 Modifizierte Regel für teilweise Betriebseinstellungen

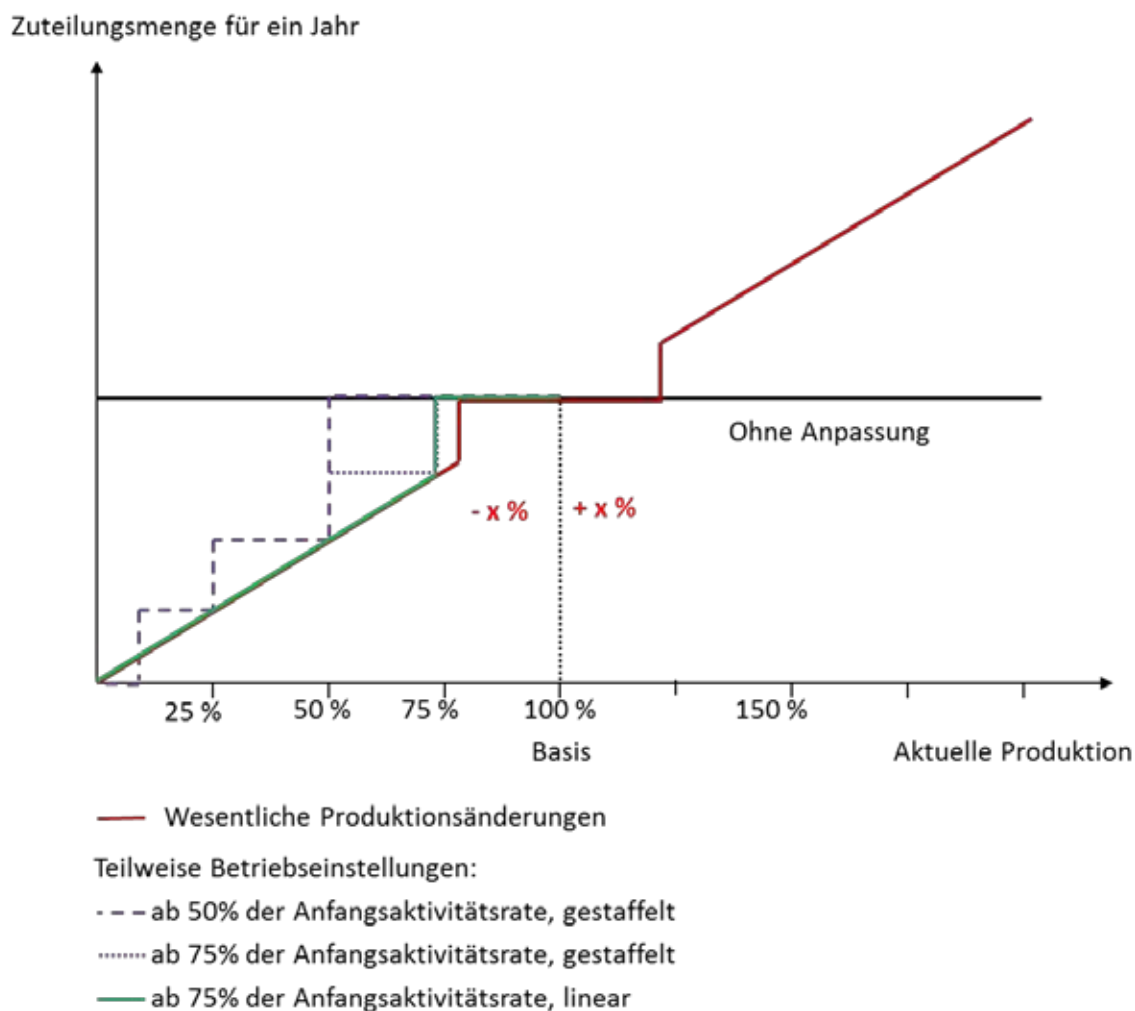
Das ab 2013 bestehende System der dynamischen Zuteilungsregeln hat sich bisher grundsätzlich als funktionsfähig erwiesen, wenngleich sich gerade in der 3. Handelsperiode die Komplexität und der Umsetzungsaufwand erhöht haben. Die quantitativ größte Bedeutung hat dabei die Regel für teilweise Betriebseinstellungen, von der im Jahr 2013 fast 1000 Anlagen betroffen waren (Tabelle 3-2). Hintergrund ist, dass die Produktion in einigen Bereichen wie dem Zementsektor 2013 in mehreren EU-Staaten erheblich niedriger war als in der Basisperiode. Analysen von Neuhoﬀ et al. (2014) und Branger et al. (2015) deuten darauf hin, dass Unternehmen bei der Anpassung der Anlagenauslastung die jeweiligen Schwellenwerte beachten, um Minderungen der Zuteilung möglichst zu vermeiden (z.B. durch eine Produktion in Höhe von 51 % oder 26 % der historischen Produktion). Durch die relativ geringen Schwellenwerte der Aktivitätsraten⁴⁰ erhalten viele Anlagen trotz stark gesunkener Produktion weiterhin eine hohe kostenlose Zuteilung anhand der historischen Produktionsmengen. Oberhalb des Schwellenwertes von 50 % gewährleistet das Ex-ante-Prinzip unverfälschte Anreize für Emissionsminderungen. Es kann dann aber in schrumpfenden Sektoren zu hohen Verteilungsgewinnen kommen. Um solche Effekte künftig weiter zu vermindern, könnte die Regel für teilweise Betriebseinstellungen modifiziert werden. Hierzu bestehen zwei Optionen:

1. Einführung eines zusätzlichen Schwellenwertes, z.B. von 75 % der Ausgangsaktivität,

⁴⁰ Die Regeln für teilweise Betriebseinstellungen beziehen sich auf Aktivitätsraten von Zuteilungselementen. Die konkreten Rechenschritte sind im Guidance Document No. 7 der Europäischen Kommission (2012) erläutert. Im Folgenden werden vereinfachend Produktionsänderungen betrachtet.

2. Ersatz der gestaffelten durch eine lineare Anpassung der Zuteilungsmengen an aktuelle Aktivitätsraten.

Abbildung 2 Alternative Regeln für teilweise Betriebseinstellungen und wesentliche Produktionsänderungen



Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Der höhere Schwellenwert würde Verteilungseffekte stärker vermeiden, während oberhalb des Schwellenwertes die Ex-ante-Anreize vollständig erhalten blieben. Darüber hinaus würde eine lineare Anpassung der Zuteilung (von 75 % bis 0 %) weitere Schwellenwerte (50 %, 25 %, 10 %) vermeiden und damit die Schwellenwert-Effekte insgesamt vermindern. Dadurch würden zugleich die Zuteilungsmengen auch unterhalb der bisherigen Schwelle von 50 % weiter reduziert. Bei der Bewertung dieser Optionen ist zu beachten, dass eine Aktualisierung der Basisperiode dazu führt, dass sich die Unterschiede zwischen „historischer“ und aktueller Produktion auf sektoraler Ebene tendenziell vermindern. Dann müsste die Bedeutung der modifizierten Regel für teilweise Betriebseinstellungen künftig nicht zwangsläufig zunehmen.

5.2 Regeln für wesentliche Produktionsänderungen

Die dynamischen Regeln bestehen derzeit aus einer Kombination von kapazitäts- und output-bezogenen Regeln. Nach aktuellen Überlegungen der Europäischen Kommission wird für die nächste Handelsperiode eine Option betrachtet, bei der Anpassungen allein nach Maßgabe der

Produktion vorgenommen würden. Die bisherigen Regeln für Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen würden durch eine Regel ersetzt, nach der die Zuteilungsmengen für das Folgejahr geändert werden, wenn die Abweichungen zwischen der Produktion im aktuellen Jahr und in der Basisperiode einen symmetrischen Schwellenwert von $\pm x\%$ der Produktion in der Basisperiode überschreiten. Auf diese Weise könnte auf die Berechnung der Kapazitäten von Bestandsanlagen verzichtet und somit der Umsetzungsaufwand vermindert werden. Eine spezielle Regelung für Kapazitätsverminderungen wäre nicht erforderlich. Sie würde durch eine Produktionsverminderungsregel ersetzt. Im Unterschied zur bisherigen oder modifizierten Regel für teilweise Betriebseinstellungen würde die Zuteilungsmenge auch angepasst, wenn die aktuelle die historische Produktion wesentlich übersteigt. Dadurch könnte zugleich die Regel für wesentliche Kapazitätserweiterungen ersetzt werden.

Die Regel ist ebenfalls für Neuanlagen anwendbar, wenn eine anfängliche Produktionsmenge an Stelle der Produktionsmenge in der Basisperiode zugrunde gelegt wird. Neuanlagen erhalten dann nach wie vor eine kostenlose Zuteilung nach der anfänglichen Aktivität, Benchmarks, einem Carbon-Leakage-Faktor und einem Kürzungsfaktor. Die Zuteilung an Neuanlagen würde hiervon ausgehend ebenso erhöht und abgesenkt wie bei anderen Anlagen. Sie würden dann bei der nächsten Aktualisierung der Basisperiode zu Bestandsanlagen. Die Zuteilungen für wesentliche Produktionserhöhungen und Neuanlagen erfolgen aus der Reserve für neue Marktteilnehmer, in die umgekehrt Zuteilungsverminderungen aufgrund von Produktionsverminderungen und Betriebseinstellungen fließen.

Eine solche weitreichende Modifikation der bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln durch das Konzept wesentlicher Produktionsänderungen würde die Zuteilungsregeln stark vereinfachen und sie könnte den Umsetzungsaufwand unter Umständen insgesamt vermindern. Schwellenwerte würden dann dafür sorgen, dass nicht jede Produktionsänderung zu einer geänderten Zuteilung führt, da dies den Umsetzungsaufwand deutlich erhöhen würde. Die Höhe dieses Schwellenwertes hätte allerdings signifikante Bedeutung für die Wirkungsweise des Mechanismus. Dies wird in Kapitel 5.3 näher erläutert.

5.3 Ausgestaltung der Regeln für wesentliche Produktionsänderungen (Festlegung von Schwellenwerten)

Schwellenwerte beschränken die Anpassung der Zuteilung an die Produktion auf „wesentliche“ Änderungen. Die Anpassungsformel wird damit in drei Bereiche eingeteilt (Abbildung 5-1): Unterhalb der unteren Schwelle wird die Zuteilungsmenge ähnlich wie bei output-basierter Zuteilung proportional zur Produktionsmenge angepasst. Im mittleren Bereich erfolgt keine Anpassung der Zuteilung an die Produktion. Im Bereich oberhalb des oberen Schwellenwertes wird die Zuteilungsmenge wiederum proportional zur Produktionsmenge angepasst. Ohne den mittleren Bereich würde die Anpassungsregel durchgängig so wirken wie eine output-basierte Zuteilung. Durch die Schwellenwerte kommt der Mechanismus der output-basierten Zuteilung für eine Anlage hingegen nur zum Tragen, wenn ihre Produktionsmenge entsprechend stark vom Basiswert abweicht.

Die Anwendung von Schwellenwerten hat grundsätzlich den Vorteil, dass sowohl auf Seite der Behörde als auch auf Seite der Unternehmen Transaktionskosten, die mit der Erfassung der Produktionsmenge und der Anpassung der Zuteilungsmenge verbunden sind, eingespart werden können. Bei normalen jährlichen Produktionsschwankungen, die sich im Zeitverlauf in etwa ausgleichen, kann dann auf aufwändige Anpassungen verzichtet werden. Je höher die Transaktionskosten sind und je stärker die Produktionsmengen normalerweise von Jahr zu Jahr

schwanken, desto breiter sollte der Bereich zwischen dem unteren und dem oberen Schwellenwert sein.

Ein weiterer grundsätzlicher Vorteil von Schwellenwerten bei der Anpassung der Zuteilung an Produktionsmengen kann darin bestehen, dass der Mechanismus der output-basierten Zuteilung auf wesentliche Änderungen der Produktion beschränkt wird und damit seine Nachteile vermindert werden.⁴¹ Wie in Kapitel 4 erläutert, hat eine output-basierte Zuteilung im Vergleich zu einer Ex-ante-Zuteilung auf Basis von historischen Werten einerseits Vorteile hinsichtlich der Verminderung der Gefahren von Carbon Leakage und der Verminderung von Verteilungseffekten. Andererseits können hiermit Effizienzverluste bei der Verminderung von Emissionen verbunden sein, weil mit einer output-basierten Zuteilung die Anreize zur Produktsubstitution weitgehend verloren gehen (vgl. Kap. 4.1.3).

Je geringer der Schwellenwert gewählt wird, desto stärker nähert sich das System einer output-basierten Zuteilung an. Damit würden einerseits Verteilungseffekte und Carbon-Leakage-Gefahren stärker vermindert, andererseits würden dann wie erwähnt die Anreize zur Emissionsminderung durch Produktsubstitution stärker eingeschränkt und Effizienzverluste aufgrund dynamischer Regeln zunehmen. Der Bereich zwischen dem unteren und dem oberen Schwellenwert sollte deshalb einerseits groß genug sein, um genügend Spielraum für unverzerrte Anreize zu kurzfristigen Produktionsänderungen zu lassen. Andererseits sollte er klein genug sein, um einen wirksamen Schutz gegen Carbon Leakage zu erzielen.

Die Anwendung von Schwellenwerten bei der Anpassung von Zuteilungsmengen an aktuelle Produktionsmengen bewirkt, dass die Zuteilungsformel Sprungstellen aufweist, die einen starken Einfluss auf die Produktionsentscheidungen der Unternehmen haben können. Solche Sprungstellen können die einzelwirtschaftlichen Entscheidungen unter Umständen stark verzerren. So hat die bisherige Regel für teilweise Betriebseinstellungen, die ab einer Reduktion der Produktion gegenüber dem historischen Wert um 50 % greift, bewirkt, dass häufig eine Auslastung knapp oberhalb des Schwellenwertes zu beobachten ist (vgl. Abschnitt 5.1). Der durch eine geringe Erhöhung der Produktion erreichbare Sprung von 50 % auf 100 % der ursprünglichen Zuteilung bewirkt einen starken Anreiz, die Produktion einer Anlage zu erhöhen (und im Gegenzug eventuell eine andere Anlage entsprechend geringer auszulasten).

Die von der Europäischen Kommission im Impact Assessment (European Commission 2015b) diskutierte Regelung für wesentliche Produktionssenkungen entspricht dem oben genannten Verfahren je eines Schwellenwerts für Steigerungen und für bzw. Senkungen der Aktivitätsrate. Sie führt im Vergleich zur bisherigen Regel für teilweise Betriebseinstellungen zu einer Verminderung der Sprungstelleneffekte. Die bisherigen Sprünge bei 10 % und 25 % werden vollständig vermieden und der große Sprung bei 50 % wird durch einen kleineren Sprung bei einem höheren %-Satz ersetzt. Der Sprung - und damit der durch den Schwellenwert bedingte Anreiz zur erhöhten Produktion in Anlagen „nahe des Schwellenwertes“ – ist umso geringer, je höher der untere Schwellenwert der Produktion ist.⁴²

Ein zusätzlicher Sprungstelleneffekt tritt im Fall einer Produktionserhöhung auf, wenn der obere Schwellenwert der Produktion überschritten wird. Bei diesem Schwellenwert erhöht sich die Zuteilungsmenge von 100 % der ursprünglichen Menge (gemäß historischer Produktion) auf die Zuteilungsmenge, die sich gemäß der aktuellen Produktion ergibt (European Commission

41 Es ist zu beachten, dass diese Vorteile tendenziell umso geringer sind, je häufiger die Basisperiode aktualisiert wird.

42 Neben einer erhöhten Produktion und einer ineffizienten Verteilung der Produktion auf Anlagen eines Betreibers können Sprungstelleneffekte zu weiteren Verzerrungen führen. Branger et al. (2015) argumentieren am Beispiel des Zementsektors, dass Sprungstelleneffekte zu einer verstärkten Produktion für den Export und zu einer Erhöhung des Klinkeranteils im Zement führen können.

2015b).⁴³ Der Sprungeffekt ist umso höher, je höher der Schwellenwert der Produktion liegt. Auch in diesem Fall kann durch den Schwellenwert ein Anreiz ausgelöst werden, die Produktion einer Anlage zumindest vorübergehend soweit zu erhöhen, dass der Schwellenwert gerade überschritten wird.

Dem Kommissionsvorschlag zufolge werden die Schwellenwerte der Produktion durch einen symmetrischen Bereich bezogen auf die historische Produktion festgelegt. Die Zuteilungsmenge wird dann nur außerhalb des Bereichs von $100\% - x\%$ bis $100\% + x\%$ an die aktuelle Produktionsmenge angepasst. Die beiden an den Schwellenwerten auftretenden Sprungeffekte sind umso höher, je (betragsmäßig) größer der (noch nicht festgelegte) Parameter x ist. Sprungeffekte bewirken jeweils verzerrte Anreize zur Produktionserhöhung und können insofern mit gewissen Effizienzverlusten verbunden sein.

Bei der Wahl der Höhe des relativen Schwellenwerts für wesentliche Produktionsänderungen (Parameter x) sind die genannten unterschiedlichen Einflussgrößen zu beachten und gegeneinander abzuwägen (Tabelle 5-2). Ein relativ geringer Parameter führt zu geringen unerwünschten Sprungstelleneffekten, er kann aber insbesondere bei größeren Produktionsschwankungen zu hohen Transaktionskosten der Behörde und der Unternehmen führen. Bei einem geringeren Parameter spielt letztlich die output-basierte Zuteilung eine größere Rolle. Dies könnte unter den Aspekten Carbon-Leakage-Vorsorge und Vermeidung von Verteilungseffekten positiv bewertet werden. Allerdings sollten diese Vorteile im Rahmen einer Regel für wesentliche Produktionsänderungen nicht überschätzt werden, insbesondere wenn die Basisperiode in kurzen Abständen aktualisiert wird und allein schon dadurch die Zuteilungsmengen von der Produktionsentwicklung abhängen. Ein wesentlicher Nachteil eines geringeren Parameters besteht darin, dass höhere Effizienzverluste durch geringere Anreize zur Produktsubstitution in Kauf genommen werden, da hierbei die Merkmale der output-basierten Zuteilung zum Tragen kommen (Vgl. Kap 4).

Die bisherigen Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen beruhen auf relativen Schwellenwerten von $\pm 10\%$. Da die Produktionsmengen größeren Schwankungen unterliegen als (physische) Kapazitäten, sollten die Schwellenwerte für wesentliche Produktionsänderungen deutlich höher liegen als die bisherigen Schwellenwerte für wesentliche Kapazitätsänderungen (etwa in einer Größenordnung von 15 bis 25 %).

⁴³ Alternativ wird in der Diskussion zur Überarbeitung der ETS-Richtlinie vorgeschlagen, die Zuteilung nur in Höhe der Differenz zum Schwellenwert anzupassen. Dadurch würde sich der Anreiz verringern einen Schwellenwert zu überschreiten. Gleichzeitig würde jedoch auch der Carbon-Leakage-Schutz abnehmen.

Tabelle 10 Qualitative Bewertung von relativen Schwellen für wesentliche Produktionsänderungen

| | Geringe relative Schwellen (geringes x) | Hohe relative Schwellen (hohes x) |
|--------------------------------------|---|---|
| Transaktionskosten der Behörde | -- | ++ |
| Transaktionskosten der Unternehmen | - | + |
| Sprungstelleneffekte | + | - |
| Vermeidung von Carbon Leakage* | + | - |
| Vermeidung von Verteilungswirkungen* | + | - |
| Erhaltung von Effizienzanreizen | -- | ++ |

Bewertungsskala: --, -, 0, +, ++

* Bewertung abhängig von Aktualisierung der Basisperiode

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

5.3.1 Symmetrische vs. asymmetrische Schwellen

Alternativ zu symmetrischen Schwellenwerten für wesentliche Produktionsänderungen sind grundsätzlich auch asymmetrische Schwellenwerte der Produktion denkbar, die nach oben und unten unterschiedlich weit von den Basiswerten entfernt sind. Für Produktionssenkungen und Produktionserhöhungen würden dann unterschiedlich hohe Veränderungsrate angesetzt, bei deren Überschreitung eine Anpassung der Zuteilung an die aktuelle Produktion ermöglicht würde.

Aus Sicht eines Anlagenbetreibers erscheint es zunächst als vorteilhaft, wenn für Produktionserhöhungen eine geringere Veränderungsrate als für Produktionssenkungen gilt ($x_o \% < x_u \%$). Eine Erhöhung der Zuteilungsmenge würde dann bereits bei kleineren Produktionserhöhungen ausgelöst, eine Verminderung hingegen erst bei größeren Produktionssenkungen.

Die Konsequenzen eines asymmetrischen Ansatzes werden deutlich, wenn man als Extrem ein System betrachtet, bei dem für Produktionserhöhungen eine Rate von $x_o = 0 \%$ und für Produktionssenkungen eine Rate von $x_u = 100 \%$ zugrunde legt würde. Dann würden alle Produktionserhöhungen gegenüber der Basis zu zusätzlichen Zuteilungsmengen führen, während bei Produktionssenkungen keine Anpassungen erfolgten. Dies würde offensichtlich dazu führen, dass insgesamt eine größere Menge an zusätzlichen Zertifikaten für die Anpassung der Zuteilungsmengen erforderlich wird. Die Reserve müsste entsprechend größer bemessen werden und es stünden weniger Zertifikate für die Ex-ante-Zuteilung an Anlagen zur Verfügung. Eine erhöhte Reserve ergibt sich dabei nicht nur durch tendenziell wachsende Produktion von Sektoren, sondern allein schon aus normalen Produktionsschwankungen um das Niveau des Basiswertes. Hinzu kommt, dass dann im Fall von Produktionssenkungen kein Impuls zur Verminderung von Carbon Leakage gegeben würde, weil die Produktionsgrenzkosten nicht durch produktionsabhängige Zuteilung vermindert werden. Auch Verteilungseffekte würden in diesem Extremfall unvermindert auftreten. Dies würde letztlich erfordern, dass eine gesonderte Regelung für teilweise Betriebseinstellungen eingeführt würde.

Tendenziell sind solche Effekte wie steigender Reservebedarf und Anreize zu Produktionsschwankungen auch zu erwarten, wenn die Asymmetrie weniger stark ausfällt.

Wenn z.B. Produktionserhöhungen ab $x_o = 10\%$ und Produktionssenkungen ab $x_u = 20\%$ zu Anpassungen der Zuteilungsmenge führen, dann kann ein Anreiz entstehen, die Produktion einer Anlage in einem Jahr gegenüber dem Basiswert z.B. um 15% zu erhöhen und in einem anderen Jahr um 15% zu senken. Ähnlich könnte auch die Auslastung von unterschiedlichen Anlagen so beeinflusst werden, dass bei gleicher Gesamtproduktion eine höhere Gesamtzuteilungsmenge resultiert. Solche Effekte sollten nach Möglichkeit vermieden werden.

Im umgekehrten Fall eines asymmetrischen Ansatzes würde für Produktionssenkungen eine Rate von $x_u = 0\%$ zugrunde gelegt, während Produktionserhöhungen zu keiner Anpassung der Zuteilung führen würden (x_o wäre unendlich). Ein solches System wäre eine extreme Form einer Regel für teilweise Betriebseinstellungen, wobei Sprungstufen (zulasten von Transaktionskosten) vollständig vermieden würden. Unterhalb der Basisproduktion werden unbegrenzte Signale zur Vermeidung von Carbon Leakage gesetzt und Verteilungseffekte vermindert. Es gibt aber keinen Spielraum für Effizienzverbesserungen durch Anreize zur Produktsubstitution. Oberhalb der Basisproduktion entfällt hier allerdings ein Schutz vor Carbon Leakage. Da Produktionserhöhungen in diesem Extremfall nicht zu Anpassungen der Zuteilung führen, könnte nicht auf eine zusätzliche Regel für Kapazitätserhöhungen verzichtet werden.

Diese Überlegungen zeigen, dass asymmetrische Schwellenwerte für Produktionsänderungen jeweils mit spezifischen Problemen verbunden wären, die weitere Systemanpassungen erforderlich machen würden.

Die Grundidee des Kommissionsvorschlags besteht darin, die Zuteilungsmengen im Fall von „wesentlichen“ Produktionsänderungen anzupassen. Insofern ist es naheliegend für Produktionssenkungen und Produktionserhöhungen jeweils von einem gleichhohen relativen Schwellenwert auszugehen. Die bisherigen Regeln für wesentliche Kapazitätsveränderungen sind symmetrisch formuliert, d.h. für Kapazitätserweiterungen und Kapazitätsverminderungen gilt jeweils derselbe Schwellenwert. Wenn die Regeln für wesentliche Kapazitätsveränderungen durch Regeln für wesentliche Produktionsänderungen ersetzt werden sollen, empfiehlt sich auch von daher ein symmetrischer Ansatz.

Mit der Anwendung von Schwellenwerten sollen normale Produktionsschwankungen von Anpassungen der Zuteilungsmengen ausgenommen werden. Für solche Produktionsschwankungen sind symmetrische Schwellenwerte angemessen. Spezifische Entwicklungen von einzelnen Sektoren sollten bei der Festlegung von Schwellenwerten nicht maßgeblich sein, da die Anpassungen von Zuteilungsmengen an die aktuelle Produktionsmengen nach sektorübergreifenden, einheitlichen Vorgaben erfolgen sollten.

Alles in Allem ergibt sich die Schlussfolgerung, dass Schwellenwerte für die Anpassung der Zuteilung an die Produktion symmetrisch festgelegt werden sollten.

5.4 Verzicht auf kapazitätsbezogene Regeln

Nach dem Impact Assessment der Kommission vom Juli 2015 (SWD(2015) 135 final, Appendix 5.3) sollen die Regeln für wesentliche Produktionsänderungen, für die dort symmetrische Schwellenwerte von 15% angenommen werden, die Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen ersetzen. Die Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen sind dort Teil von Baseline B, während Regeln für wesentliche Produktionsänderungen in den Optionen 1 und 2 (die sich durch eine nochmalige Aktualisierung der Basisperiode unterscheiden) vorgesehen sind. Durch den Ersatz der bisherigen Regeln soll auch ermöglicht werden, dass auf den Kapazitätsbegriff verzichtet werden kann und damit das administrative Verfahren vereinfacht wird.

Der Vorschlag der Kommission zur Richtlinienänderung vom Juli 2015 (COM(2015) 337 final) sieht vor, dass Zuteilungen für neue Marktteilnehmer und für wesentliche Produktionserhöhungen aus der Reserve erfolgen.⁴⁴ Ungenutzte Zertifikate aufgrund von Betriebseinstellungen und wesentlichen Änderungen der Produktion sollen in die Reserve fließen. Nach Artikel 3 der Richtlinie schließen neue Marktteilnehmer neben Neuanlagen auch Anlagenerweiterungen ein. Zu dieser Definition hat die Kommission keine Änderung vorgeschlagen. Damit ist allerdings noch nicht festgelegt, *wie* die Zuteilung an solche Anlagen ab 2021 erfolgen soll. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Kommission davon ausgeht, dass mit der Einführung der neuen Regeln für wesentliche Produktionsänderungen ab 2021 die bisherigen kapazitätsbezogenen Regeln ersetzt werden sollen. Die Konkretisierung soll allerdings erst in einem delegierten Rechtsakt über die Regeln für kostenlose Zuteilungen (d.h. wie bisher außerhalb der Richtlinie) erfolgen.

Sowohl kapazitätsbezogene als auch produktionsbezogene Regeln zur Anpassung der Zuteilung können zumindest tendenziell dazu beitragen, die Gefahren von Carbon Leakage und unerwünschte Verteilungseffekte zu vermindern (vgl. Kapitel 6). Da sich diese Ansätze in ihrer Wirkungsweise und Ausgestaltung unterscheiden, wäre es denkbar, zugleich sowohl kapazitätsbezogene als auch produktionsbezogene Regeln anzuwenden. In diesem Fall würden die neu vorgeschlagenen Regeln für Anpassungen der Zuteilung an wesentliche Produktionsänderungen die bisherigen Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen nicht ersetzen, sondern ergänzen.

Eine mögliche Kombination von output- und kapazitäts-basierter Zuteilung wird von Meunier u.a. (2014) in einem einfachen theoretischen Modell untersucht. Zur Verminderung von Carbon Leakage wird durch eine output-basierte Zuteilung die Produktion subventioniert, während durch eine kapazitäts-basierte Zuteilung die Produktionskapazität subventioniert wird. Im Modell wird vereinfachend ein Markt für ein homogenes Gut betrachtet, das im Inland und Ausland produziert wird. Während auf die Emissionen aus der inländischen Produktion eine (Pigou-) Steuer erhoben wird, unterliegt der Import keiner Umweltregulierung. Zum Ausgleich der unilateralen Umweltsteuer wird die inländische Produktion zusätzlich durch eine Outputsubvention kompensiert (ähnlich wie bei einer output-basierten kostenlosen Zuteilung im ETS). Bei schwankender bzw. unsicherer Nachfrage nach dem Gut müsste im theoretischen Modell eine optimale Outputsubvention jedoch von der jeweiligen Nachfragehöhe abhängen. Wenn die Outputsubvention hingegen konstant ist, kann es deshalb sinnvoll sein, zugleich die Kapazität im Inland zu subventionieren, während die Produktion dann weniger subventioniert wird. Eine alleinige konstante Subvention der Produktion kann ineffizient sein, wenn die Produktion im Inland auch in Nachfragekonstellationen stark gefördert wird, in denen Carbon Leakage keine große Rolle spielt. Solche verzerrenden Outputsubventionen können mit Hilfe von Kapazitätssubventionen vermieden werden.

Nach der theoretischen Analyse von Meunier u.a. (2014) kann die optimale Lösung in einer kombinierten Subvention von Produktion und Kapazität bestehen. Die Höhe und das Verhältnis der beiden Komponenten hängen allerdings selbst in dem vereinfachten Ansatz stark von der **Modellspezifikation** und den Annahmen zu Kostenverläufen im In- und Ausland sowie insbesondere von erwarteten Nachfrageschwankungen ab. In einer Fallstudie für die Zementindustrie im Zeitraum 2013-2020 kommen die Autoren zu dem Ergebnis, dass im

44 "(5) Article 10a is amended as follows: (a) the second paragraph of paragraph 1 is replaced by the following: "The Commission shall be empowered to adopt a delegated act in accordance with Article 23. This act shall also provide for additional allocation from the new entrants reserve for significant production increases by applying the same thresholds and allocation adjustments as apply in respect of partial cessations of operation." (COM(2015) 337 final).

Optimum nur die Produktion und nicht die Kapazität subventioniert wird.⁴⁵ Dieses Ergebnis kann allerdings nicht auf andere Sektoren und Zeiträume verallgemeinert werden.⁴⁶

Die zur Diskussion stehenden Regeln für wesentliche Produktionsänderungen haben zum Teil den Charakter einer output-basierten Zuteilung. Sie unterscheiden sich hiervon allerdings wesentlich durch die vorgesehenen Schwellen, ab denen Anpassungen der Zuteilung gemäß der aktuellen Produktion erfolgen. Es handelt sich insofern um einen Hybridansatz. Wenn dieser Ansatz gewählt wird, sollte die Umsetzung möglichst einfach und transparent erfolgen und nur einen geringen Umsetzungsaufwand erfordern. Insofern sollte bei einer Einführung von Regeln für Produktionsänderungen nach Möglichkeit auf die gleichzeitige Anwendung der bisherigen Regeln für Kapazitätsänderungen verzichtet werden. Dabei ist insbesondere auch zu berücksichtigen, dass die in der dritten Handelsperiode verwendeten Kapazitätsgrößen nicht auf tatsächlichen Kapazitätsangaben beruhen, sondern aufwendige Berechnungen auf Basis von Produktionsmengen erfordern.

Es besteht keine grundsätzliche Notwendigkeit die Zuteilungsmengen zugleich an Produktions- und an Kapazitätsänderungen anzupassen. Eine Verminderung der Kapazität schlägt sich in einer Verminderung der Produktion nieder und eine Erhöhung der Kapazität wird im Allgemeinen nur vorgenommen, wenn auch die Produktion entsprechend erhöht werden soll.

Die vorgeschlagenen Regeln für Produktionsänderungen betreffen auch neue Marktteilnehmer. Erweiterungen bestehender Anlagen werden durch Anpassungen an Produktionsänderungen berücksichtigt. Darüber hinaus können die Regeln für Produktionsänderungen unmittelbar auch für Neuanlagen angewendet werden, sofern ausreichende historische Produktionsdaten vorliegen. Solange keine historischen Produktionswerte vorliegen, kann die erwartete Produktion zugrunde gelegt werden. Bei wesentlichen Abweichungen vom Basiswert wird die Zuteilungsmenge an die tatsächliche Produktion angepasst (erhöht oder gesenkt). Es ist zu beachten, dass eine solche Änderung der Neuanlagenregel dazu führt, dass auch bei diesen Anlagen letztlich nicht die Kapazität, sondern die Produktion durch kostenlose Zuteilung gefördert wird. Insofern werden Neuanlagen und Anlagenerweiterungen grundsätzlich nach demselben Ansatz behandelt. Zusätzliche Regeln für Kapazitätsänderungen sind dann nicht erforderlich.

Nach den Überlegungen in Abschnitt 5.3 sollten die relativen Schwellenwerte für Produktionsänderungen symmetrisch festgelegt werden und deutlich höher sein als die bisher für Kapazitätsänderungen gültigen Schwellenwerte (von 10 %). Diese Schwellenwerte sollten einheitlich für alle Anlagen gelten.

45 Es ist allerdings zu beachten, dass das dort abgeleitete optimale System einer output-basierten Zuteilung (OBA*) erheblich geringere Benchmarkwerte impliziert.

46 Mit dem theoretischen Modell werden im Übrigen die Wirkungen einer Steuer mit kompensatorischen Subventionen auf einen homogenen Sektor untersucht, die sich von den Wirkungen der kostenlosen Zuteilung im Emissionshandelssystem auf verschiedene Sektoren deutlich unterscheiden können.

6 Vergleichende Bewertung der Optionen

In der im Jahr 2021 beginnenden vierten Handelsperiode des EU ETS werden kostenlose Zuteilungen - neben der Versteigerung von Zertifikaten - noch eine wesentliche Rolle spielen. Ein Hauptgrund hierfür besteht darin, dass auch künftig noch erhebliche Gefahren von Produktionsverlagerungen und Carbon Leakage befürchtet werden. Dabei stellt sich die Frage, wie die bisherigen Anpassungen bei der Berechnung der kostenlosen Zuteilung im Zeitverlauf im Vergleich zu einer output-basierten Zuteilung zu bewerten sind.

Die Zuteilungen an Bestandsanlagen erfolgen bisher anhand von Produktionsmengen in der Basisperiode 2005-08 bzw. 2009-10. Obwohl ein Updating der Basisperiode mit einem gewissen strategischen Verhalten der Unternehmen verbunden sein kann und einen zusätzlichen Umsetzungsaufwand erfordert, wird empfohlen, die Basisperiode durch einen neuen, zeitnahen Zeitraum zu ersetzen. Dies ist auch der Ansatz der Europäischen Kommission im Novellierungsvorschlag vom Juli 2015, Die Produktionsmengen sollten weiterhin als Median berechnet werden, um den Einfluss kurzfristiger Schwankungen gering zu halten. Eine Aktualisierung der Basisperiode vor Beginn der Handelsperiode kann im bisherigen System vor allem dazu beitragen, unerwünschte Verteilungswirkungen der kostenlosen Zuteilung zu vermindern.⁴⁷

Eine nochmalige Aktualisierung der Basisperiode, wie (ab 2026) ebenfalls von der Kommission vorgeschlagen, würde praktisch zu einer Halbierung der Zuteilungsperiode führen und die (positiven und negativen) Effekte eines Updating verstärken. Dabei würden auch die Korrekturfaktoren aktualisiert. Sie wäre allerdings für Behörden und Unternehmen im Vergleich zu einer einmaligen Aktualisierung der Basisperiode vor der vierten Handelsperiode mit einem relativ hohen Umsetzungsaufwand verbunden.

Die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln im EU ETS bestehen aus Regelungen für Neuanlagen, wesentliche Kapazitätserweiterungen, wesentliche Kapazitätsverringerungen, Betriebseinstellungen und teilweise Betriebseinstellungen. Es handelt sich dabei um bedingte Zuteilungsregeln, die die kostenlosen Zuteilungen vor allem von Entscheidungen der Unternehmen über deren Produktionskapazitäten abhängig machen. Im Fall teilweiser Betriebseinstellungen hängt die Zuteilungsmenge von der Produktionsmenge ab, allerdings nur stufenweise und nur wenn sie um 50 % gegenüber der Ausgangsaktivität vermindert wird. Dagegen wäre die Zuteilungsmenge bei einer output-basierten Zuteilung stets direkt proportional abhängig von der aktuellen Produktionsmenge.

Die qualitativen Bewertungen dieser unterschiedlichen Zuteilungsmethoden sind in Tabelle 6-1 gegenüber gestellt. Dabei zeigt sich, dass die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln nach den berücksichtigten Bewertungskriterien von der Tendenz her jeweils ähnlich bewertet werden, während die Effekte im Einzelnen unterschiedlich stark ausgeprägt sind.

⁴⁷ Auch in einem System der output-basierten Zuteilung könnte eine aktuelle Basisperiode der Produktionsmengen erforderlich sein, um ex ante sektorübergreifende Korrekturfaktoren zur Anpassung an Industriecaps zu ermitteln.

Tabelle 11 Bewertung einer output-basierten Zuteilung im Vergleich zu bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln

| | Bisherige dynamische Zuteilungsregeln | Output-basierte Zuteilung |
|---------------------------------|---------------------------------------|---------------------------|
| Wirksamkeit des ETS | 0 | 0 |
| Verminderung von Carbon Leakage | + | ++ |
| Effizienz | - | -- |
| Verteilungswirkungen | + | ++ |
| Umsetzbarkeit | - | --* |
| Durchsetzbarkeit, Akzeptanz | + | ++* |

Bewertungsskala: --, -, 0, +, ++

* abhängig von Ausgestaltung

Quelle: Eigene Darstellung DIW Berlin

Während die beiden Optionen hinsichtlich der Wirksamkeit des ETS (bei geeigneter Ausgestaltung, v.a. Sicherung des Caps) als neutral bewertet werden, kann eine output-basierte Zuteilung stärker dazu beitragen, dass Gefahren von Carbon Leakage vermindert werden. Der Grund liegt darin, dass die bisherigen dynamischen Regeln im Wesentlichen die Kapazitäten subventionieren, während eine output-basierte Zuteilung unmittelbar die Produktion subventioniert. Umgekehrt führen die bisherigen Regeln zu geringeren Effizienzverlusten in Bezug auf Produktsubstitution und Strukturwandel. Beide Optionen können dazu beitragen, dass unerwünschte Verteilungswirkungen geringer sind als bei einer reinen Zuteilung nach historischen Daten. Dieser Effekt ist bei einer output-basierten Zuteilung stärker, da hierbei alle bestehenden Anlagen eine Zuteilung nach aktuellen Produktionsdaten erhalten. Beide Ansätze können zu komplexen Regeln und einem hohen Umsetzungsaufwand führen. Im Vergleich zu einem Ex-ante Ansatz müssten bei einer output-basierten Zuteilung jedoch jährlich verifizierte Produktionsmengen vorliegen. Darüber hinaus müssten die zugeteilten Mengen ggf. jährlich angepasst werden. Dadurch würde die Anzahl der Anlagen, die jedes Jahr bearbeitet werden müssten, steigen. Bei einer konkreten Umsetzung im Rahmen des EU ETS steigt die Komplexität zusätzlich, wenn ein Industriecap und eine Zuteilungsreserve implementiert werden sollen. Außerdem liegen bisher für einige Aktivitäten keine Produkt-Benchmarks vor, so dass eine output-basierte Zuteilung die bisherigen dynamischen Regelungen nicht vollständig ersetzen könnte. Die politische Durchsetzbarkeit und Akzeptanz einer output-basierten Zuteilung erscheinen von Seiten der Industrie grundsätzlich als relativ hoch. Dies dürfte allerdings letztlich wesentlich von der konkreten Ausgestaltung abhängen.

Alles in Allem weist eine output-basierte Zuteilung gegenüber den bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln unterschiedliche Vor- und Nachteile auf. Unter Berücksichtigung der Anforderungen an eine konkrete Umsetzung im Rahmen des EU ETS zeigt diese Zuteilungsmethode insgesamt betrachtet aber keine eindeutige Überlegenheit, die einen vollständigen Systemwechsel bei der kostenlosen Zuteilung in Europa erforderlich machen würde.

Für die kommende Handelsperiode könnten die bisherigen dynamischen Zuteilungsregeln modifiziert werden. Eine Option besteht darin, in der Regel für teilweise Betriebseinstellungen einen höheren Schwellenwert von z.B. 75 % der anfänglichen Produktion einzuführen und die gestaffelte durch eine lineare Anpassung der Zuteilungsmengen an die verminderte Produktion zu ersetzen. Im Zusammenspiel mit einer aktualisierten Basisperiode könnten dadurch

unerwünschte Verteilungswirkungen weiter reduziert und zugleich Schwelleneffekte vermindert werden. Eine weitergehende Option besteht darin, die Regeln für wesentliche Kapazitätsänderungen und teilweise Betriebseinstellungen durch eine Regel für wesentliche Produktionsänderungen zu ersetzen. Die Zuteilungsmengen für das Folgejahr würden dann angepasst, wenn die Abweichungen zwischen der Produktion im aktuellen Jahr und in der (aktualisierten) Basisperiode einen symmetrischen Schwellenwert von $\pm x\%$ der Produktion in der Basisperiode überschreiten. Dadurch könnten die Zuteilungsregeln vereinfacht und der Umsetzungsaufwand vermindert werden. Bei Überschreitungen des Schwellenwertes wirkt das Konzept wesentlicher Produktionsänderungen ähnlich wie eine output-basierte Zuteilung. Der Schwellenwert sollte bei dieser Option aber ausreichend groß gewählt werden, um die Effizienzverluste aufgrund dynamischer Regeln zu begrenzen und die Häufigkeit der Zuteilungsänderungen gering zu halten.

7 Quellenverzeichnis

- ARB (2015): California Environmental Protection Agency. Air Resources Board (ARB). Cap-and Trade Program. <http://www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/capandtrade.htm>
- Böhringer, C., A. Lange (2005a): On the Design of Optimal Grandfathering Schemes for Emission Allowances. *European Economic Review* 49, S. 2041-2055.
- Böhringer, C., A. Lange (2005b): Economic Implications of Alternative Allocation Schemes for Emission Allowances. *Scandinavian Journal of Economics* 107, S. 563-581.
- Branger, F., Ponssard, J.-P., Sartor, O., Sato, M. (2015): EU ETS, Free Allocations, and Activity Level Thresholds: The Devil Lies in the Details. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 2(3), S. 401-437.
- Burtraw, D., D. McLaughlin, S. J. Szambelan (2012): For the Benefit of California Electricity Ratepayers: Electricity Sector Options for the Use of Allowance Value Created under California's Cap-and-Trade Program. RFF Discussion Paper 12-24 May 2012.
- California Code of Regulations (2011a): Subchapter 10 Climate Change, Article 5, Sections 95800 to 96023, Title 17. www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/finalregorder.pdf
- California Code of Regulations (2011b), Subchapter 10 Climate Change, Appendix A: Staff Proposal for Allocating Allowances to the Electric Sector, <http://www.arb.ca.gov/regact/2010/capandtrade10/candtappa2.pdf>
- China Emissions Exchange (2014): Annual Report on Shenzhen Emissions Trading Scheme. September 2014.
- DEHSt (2014): Zuteilung 2013-2020. Ergebnisse der kostenlosen Zuteilung von Emissionsberechtigungen an Bestandsanlagen für die 3. Handelsperiode 2013-2020. Stand: April 2014.
- Demailly, D., P. Quirion (2008): Changing the Allocation Rules in the EU ETS: Impact on Competitiveness and Economic Efficiency. FEEM Nota di Lavoro 89.2008.
- Diekmann, J. (2006): Ex-post-Anpassungen im Emissionshandel. Arbeitspapier im Rahmen des Projekts "Erstellung des Nationalen Allokationsplans 2008-2012" im Auftrag des Umweltbundesamtes. Bearbeiter: DIW Berlin, Öko-Institut, Fraunhofer ISI. Berlin, Oktober 2006.
- Dröge, S. et al. (2009): Tackling Leakage in a World of Unequal Carbon Prices. *Climate Strategies*, July 2009.
- Ecofys (2014): Dynamic allocation for the EU Emissions Trading System Enabling sustainable growth. Bram Borkent, Alyssa Gilbert, Erik Klaassen, Maarten Neelis and Kornelis Blok. By order of: Dutch Ministry of Infrastructure & Environment, Dutch Ministry of Economic Affairs, Confederation of Netherlands Industry and Employers (VNO-NCW). Final version 24 May 2014.
- Ellerman, A. D. (2008): New Entrant and Closure Provisions: How do they Distort? *The Energy Journal*, 29 (Special Issue), 63–76.
- ETS-Richtlinie: Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates zuletzt geändert durch die Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009.
- Europäische Kommission (2011): Beschluss der Kommission vom 27. April 2011 zur Festlegung EU-weiter Übergangsvorschriften zur Harmonisierung der kostenlosen Zuteilung von Emissionszertifikaten gemäß Artikel 10a der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (2011/278/EU).
- Europäischer Rat (2014): Rahmen für die Energie- und Klimapolitik bis 2030. Tagung des Europäischen Rates (23./24. Oktober 2014). – Schlussfolgerungen. Brüssel, den 24. Oktober 2014. EUCO 169/14.

European Commission (2008): Impact assessment accompanying the proposal for Directive 2009/29/EC. Commission Staff Working Document SEC(2008)52.

European Commission (2010): Impact assessment accompanying document to the Commission Decision on determining transitional Union-wide rules for harmonised free allocation pursuant to Article 10a of Directive 2003/87/EC. Commission Staff Working Document. SEC(2010)xxx.

European Commission (2011): Commission decision of 27 April 2011 determining transitional Union-wide rules for harmonised free allocation of emission allowances pursuant to Article 10a of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council. 2011/278/EU.

European Commission (2012): Guidance Document n°7 on the harmonized free allocation methodology for the EU-ETS post 2012. Guidance on New Entrants and Closures. DG Climate Action. Final version issued on 14 September 2011 and updated on 11 July 2012.

European Commission (2013): Commission decision of 5 September 2013 on the standard capacity utilisation factor pursuant to Article 18(2) of Decision 2011/278/EU. 2013/447/EU.

European Commission (2014): Commission Staff Working Document. 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. SWD(2014) 15 final

European Commission (2014): Partial Cessations and Significant Capacity Reductions for 2013 allocation. Updated on 04 July 2014.

European Commission (2014): Stakeholder consultation analysis: Emission Trading System (ETS) post-2020 carbon leakage provisions. 17.12.2014.

European Commission (2015a): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments. COM(2015) 337 final, 15. 7. 2015.

European Commission (2015b): Impact Assessment Accompanying the Document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments. COM(2015) 337 final, 15. 7. 2015. SWD (2015) 135 final, 15. 7. 2015.

European Commission (2018): Allocation of allowances from the New Entrants' Reserve 2013 – 2020. Updated on 15 January 2018.

Fischer, C. (2001): Rebating Environmental Policy. Revenues: Output-Based Allocations and Tradable Performance Standards. RFF Discussion Paper 01–22. July 2001.

Fischer, C., A. Fox (2004): Output-Based Allocations of Emissions Permits. Efficiency and Distributional Effects in a General Equilibrium Setting with Taxes and Trade. RFF Discussion Paper 04-37. December 2004.

Fischer, C., A. Fox (2007): Output-Based Allocation of Emissions Permits for Mitigating Tax and Trade Interactions. Land Economics 83, S. 575-599.

Fischer, C., A. Fox (2010): On the Scope for Output-Based Rebating in Climate Policy: When Revenue Recycling Isn't Enough (or Isn't Possible). RFF Discussion Paper 10-69. December 2010.

Fischer, C., A. Fox (2012): Comparing Policies to Combat Emissions Leakage: Border Carbon Adjustments versus Rebates. Journal of Environmental Economics and Management 64, S. 199-216.

ICAP (2015a): Emissions Trading Worldwide. International Carbon Action Partnership (ICAP). Status Report 2015. <https://icapcarbonaction.com/>

ICAP (2015b): ETS Detailed Information: Korea Emissions Trading Scheme

- ICAP (2015c): ETS Detailed Information: Japan - Tokyo Cap-and-Trade Program.
- ICAP (2015d): ETS Detailed Information: Japan - Saitama Target Setting Emissions Trading System
- ICAP (2015e): ETS Detailed Information: Swiss ETS
- ICAP (2015f): ETS Detailed Information: New Zealand Emissions Trading Scheme (NZ ETS)
- ICAP (2017): ETS Detailed Information: Kazakhstan Emissions Trading Scheme (KAZ ETS)
- IEA (2010): Reviewing existing and proposed emissions trading systems. Christina Hood. Information Paper. November 2010.
- IETA (2012a): Summary of Final Rules for California's Cap-and-Trade Program
- IETA (2012b): Summary of Québec's Regulation Respecting a Cap-and-Trade System for Greenhouse Gas Emission Allowance
- IETA (2015): China: An Emissions Trading Case Study
- Ismer, R., K., Neuhoﬀ, K. (2007): Border Tax Adjustments: A Feasible Way to Support Stringent Emission Trading. *European Journal of Law and Economics* 24, S. 137-164.
- Martin, R., M. Muuls, L. de Preux, U. Wagner (2014): Industry Compensation under Relocation Risk: A Firm-Level Analysis of the EU Emissions Trading Scheme. *American Economic Review* 104, S. 2482-2508.
- Meunier, G., J.-P. Ponsard, P. Quirion (2014): Carbon Leakage and Capacity-Based Allocations: Is the EU Right? *Journal of Environmental Economics and Management* 68, S. 262-279.
- Monjon, S., F. Chr. Matthes (2008): Free allowance allocation to tackle leakage. In: Neuhoﬀ, Matthes (2008), S. 41-48.
- Monjon, S., P. Quirion, (2011): Addressing leakage in the EU ETS: Border adjustment or output-based allocation? *Ecological Economics* 70, S. 1957-1971.
- NERA Economic Consulting (2007): Allocation and Related Issues for Post-2012 Phases of the EU ETS. David Harrison, Jr., Daniel Radov, Per Klevnas. Directorate General Environment, European Commission. 22 October 2007.
- Neuhoﬀ, K., F. Chr. Matthes, et al. (2008): The Role of Auction for Emissions Trading. *Climate Strategies*, October 2008.
- Neuhoﬀ, K. et al. (2014): Carbon Control Post 2020 in Energy Intensive Industries. *Climate Strategies*. <http://climatestrategies.org/projects/energyintensiveindustries/>
- New Zealand (2014): Climate Change Response Act 2002, Reprint 20 May 2014. <http://www.legislation.govt.nz/act/public/2002/0040/latest/whole.html#DLM1662642>
- Parry, I. W. H., R. C. Williams III, L. H. Goulder (1999): When Can Carbon Abatement Policies Increase Welfare? The Fundamental Role of Distorted Factor Markets. *Journal of Environmental Economics and Management* 37, S. 52-84.
- Quebec Ministry of Sustainable Development (2015): Regulation respecting a cap-and-trade system for greenhouse gas emission allowances. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R46_1_A.HTM
- Quirion, P. (2009): Historic versus Output-Based Allocation of GHG Tradable Allowances: A Comparison. *Climate Policy* 9, S. 575-593.
- RGGI (2015): Regional Greenhouse Gas Initiative, Second Control Period CO2 Allowance Auction.

Takeda, S., T.H. Arimura, H. Tamechika, C. Fischer, A.K. Fox (2011): Output-Based Allocation of Emissions Permits for Mitigating the Leakage and Competitiveness Issues for the Japanese Economy. RFF Discussion Paper 11-40 September 2011.

Umweltbundesamt (2008): Grenzsteuerausgleich für Mehrkosten infolge nationaler/europäischer Umweltschutzzinstrumente - Gestaltungsmöglichkeiten und WTO-rechtliche Zulässigkeit. UBA Climate Change 05/08.

Vivid Economics, Ecofys (2014): Carbon leakage prospects under Phase III of the EU ETS. Report prepared for DECC. Final report. June 2014.

WCI (2015): Western Climate Initiative. <http://www.wci-inc.org/>

B Differenzierung des Carbon Leakage Risikos und Abschätzung der Auswirkung auf die Zuteilungsmengen

Von

Verena Graichen

Simon Praxmarer

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

Abschlussdatum: Juni 2016

Kurzbeschreibung: Differenzierung des Carbon-Leakage-Risikos und Abschätzung der Auswirkung auf die Zuteilungsmengen

Vor dem Hintergrund unterschiedlicher Geschwindigkeiten beim internationalen Klimaschutz haben im Emissionshandel Vorkehrungen zur Vermeidung der Verlagerung von Produktion und Emissionen in Länder mit weniger ambitionierten Klimapolitiken (Carbon Leakage) einen hohen Stellenwert. So erfolgt in der dritten Handelsperiode nahezu die gesamte kostenlose Zuteilung nach Sonderregeln für Branchen, für die ein erhebliches Carbon-Leakage-Risiko angenommen wird.

Die Analyse zeigt, dass sich die Indikatoren zur Ermittlung des Ausmaßes der Wettbewerbsgefährdung in der Diskussion in der EU, in Kalifornien und Australien ähneln: Zum einen fließt die Handelsintensität des Sektors ein, zum anderen die Emissionsintensität bzw. die Höhe der durch Emissionen verursachten Kosten. Die Ermittlung des Carbon Leakage Risikos unterscheidet sich hingegen bei den Schwellenwerten, ab denen ein Sektor als gefährdet gilt und in der Weise wie die beiden Indikatoren kombiniert werden. Ein weiterer wichtiger Unterschied ist die Zahl der Carbon Leakage Risikoklassen (zwei bis vier) sowie die Höhe der Zuteilungsfaktoren (0%-100%).

Ein wesentlicher Einflussfaktor ist nicht nur die Zahl der Risikoklassen sondern auch ihr Anteil an den regulierten Emissionen und in Folge davon an der vorläufigen Zuteilung. Der **Kommissionsvorschlag** für die 4. Handelsperiode stellt eine Fortschreibung des Status Quo dar. Weiterhin werden die Sektoren binär als gefährdet/nicht gefährdet eingeteilt. Auch wenn die Zahl der als abwanderungsgefährdet geltenden Industriesektoren durch den Wegfall der Handelsintensität als alleiniges Kriterium wesentlich geringer ist, ist die Summe der Emissionen dieser Sektoren und damit die Auswirkung auf die Zuteilungsmengen gering. Die abgestuften Ansätze wie beispielsweise Optionen 3 und 4 des Impact Assessments erlauben eine zielgenauere Fokussierung der Carbon Leakage Regeln. Von einem abgestuften Ansatz profitieren die Sektoren in der höchsten Risikoklasse insbesondere dann, wenn bei einem binären Ansatz ein sektorübergreifender Korrekturfaktor nötig wäre.

Abstract: Differentiation of the carbon-leakage-risk and estimating of impacts on the allocation amounts

Against the background of different speeds in international climate protection, precautions in the European Emissions Trading Scheme to avoid the transfer of emissions to other countries with laxer emission constraints (carbon leakage) are of great importance. In the third trading period, almost all free allocation, particularly in the industrial sector, is made according to special rules for sectors for which a significant carbon leakage risk is assumed.

The analysis of various options for carbon leakage rules shows that the indicators discussed to determine the extent of the competitive risk are similar in the EU, California and Australia: On the one hand, the trade intensity of the sector is included, and on the other hand the emission intensity or the level of costs caused by emissions. Whether a specific sector is deemed at risk of carbon leakage differs according to the thresholds applied and in the way the two indicators are combined. Another important difference is the number of carbon leakage risk classes (two to four) and the allocation factors (0%-100%).

Apart from the number of carbon leakage risk classes also their share in total regulated emissions and in consequence thereof in provisional allocation amounts. The European Commission proposal for the forth trading period represents in regard to the carbon leakage rules a continuation of the status quo. It keeps the distinction between sectors at risk and not at risk (binary approach). Although the number of industrial sectors considered being at risk of migration is much lower due to the elimination of trade intensity as standalone criterion, the sum of emissions from these sectors and thus the impact on allocation volumes is small. Tiered approaches, such as options 3 and 4 of the Impact Assessment, allow a more precise focusing of the carbon leakage rules. The sectors in the highest risk class benefit from a tiered approach, if a binary approach requires a cross-sectoral correction factor.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| Abbildungsverzeichnis..... | 105 |
| Tabellenverzeichnis | 106 |
| Abkürzungsverzeichnis..... | 107 |
| Zusammenfassung..... | 108 |
| Abstract | 110 |
| 1 Einführung | 112 |
| 2 Analyse verschiedener Carbon Leakage Regeln..... | 113 |
| 2.1 EU ETS in der 3. Handelsperiode (Carbon Leakage Liste 2015-2019) | 114 |
| 2.2 Optionen im Rahmen der Überarbeitung der EU ETS Richtlinie..... | 117 |
| 2.2.1 Impact Assessment Option 3 | 120 |
| 2.2.2 Impact Assessment Option 4 | 122 |
| 2.2.3 Variante von Option 4 des Impact Assessments: Kombiniertes Indikatoren mit höher gewichteter Emissionsintensität | 125 |
| 2.2.4 Variante des Richtlinienentwurfes: Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren um 5% | 127 |
| 2.3 Kalifornien..... | 128 |
| 2.4 Australien | 131 |
| 3 Ergebnisse | 135 |
| 4 Quellenverzeichnis | 139 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|--------------|---|-----|
| Abbildung 1 | Verteilung der verifizierten Emissionen (2013/2014) nach Carbon Leakage Regeln, alle EU ETS Länder | 109 |
| Abbildung 3 | Carbon Leakage Kriterien (3. Handelsperiode EU ETS) | 115 |
| Abbildung 4 | Carbon Leakage Stufen des Richtlinienvorschlags | 118 |
| Abbildung 5 | Carbon Leakage Stufen der Option 4 des Impact Assessments | 123 |
| Abbildung 6 | Carbon Leakage Stufen mit höher gewichteter Emissionsintensität, Variante von Option 4 des Impact Assessments | 126 |
| Abbildung 7 | Carbon Leakage Risiko Einteilung in Kalifornien anhand von Emissionsintensität (t CO ₂ /Dollar) und Handelsintensität (%) | 129 |
| Abbildung 8 | Carbon Leakage Risiko Einteilung in Australien anhand von Emissionsintensität und Handelsintensität | 131 |
| Abbildung 9 | Verteilung der verifizierten Emissionen (2013/2014) nach Carbon Leakage Regeln, alle EU ETS Länder | 136 |
| Abbildung 10 | Verteilung der zugeteilten Zertifikate in 2020 nach Carbon Leakage Regeln, alle EU ETS Länder | 137 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|------------|---|-----|
| Tabelle 1 | Quantitative Analyse der EU ETS Carbon Leakage Regeln (3. HP), alle EU ETS Länder..... | 116 |
| Tabelle 2 | Quantitative Analyse der EU ETS Carbon Leakage Regeln (3. HP), Deutschland | 117 |
| Tabelle 5 | Quantitative Analyse des Richtlinienvorschlags, alle EU ETS Länder | 119 |
| Tabelle 6 | Quantitative Analyse des Richtlinienvorschlags, Deutschland..... | 120 |
| Tabelle 7 | Quantitative Analyse der Option 3 des Impact Assessments, alle EU ETS Länder | 121 |
| Tabelle 9 | Quantitative Analyse der Option 3 des Impact Assessments, Deutschland..... | 122 |
| Tabelle 10 | Quantitative Analyse der Option 4 des Impact Assessments, alle EU ETS Länder | 123 |
| Tabelle 11 | Quantitative Analyse der Option 4 des Impact Assessments, Deutschland..... | 124 |
| Tabelle 12 | Quantitative Analyse der Variante von Option 4 des Impact Assessments mit höher gewichteter Emissionsintensität, alle EU ETS Länder | 126 |
| Tabelle 13 | Quantitative Analyse der Variante von Option 4 des Impact Assessments mit höher gewichteter Emissionsintensität, Deutschland..... | 126 |
| Tabelle 14 | Quantitative Analyse der Variante des Richtlinienvorschlags mit Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren um 5%, alle EU ETS Länder | 128 |
| Tabelle 15 | Quantitative Analyse der Variante des Richtlinienvorschlags mit Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren, Deutschland..... | 128 |
| Tabelle 16 | Schwellenwerte für die Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität im kalifornischen Emissionshandel | 129 |
| Tabelle 17 | Quantitative Analyse des Szenarios Kalifornien, alle EU ETS Länder | 130 |
| Tabelle 18 | Quantitative Analyse des Szenarios Kalifornien, Deutschland | 130 |
| Tabelle 19 | Schwellenwerte für die Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität im australischen Emissionshandel | 132 |
| Tabelle 20 | Quantitative Analyse des Szenarios Australien, alle EU ETS Länder | 133 |
| Tabelle 21 | Quantitative Analyse des Szenarios Australien, Deutschland | 133 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|------------------------------|--|
| BWS | Bruttowertschöpfung |
| CL | Carbon Leakage |
| DEHSt | Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt |
| Destatis | Statistisches Bundesamt, Wiesbaden |
| DG | Generaldirektion |
| EFTA | European Free Trade Agreement |
| EU ETS | Europäisches Emissionshandelssystem |
| EUTL | European Union Transaction Log |
| HP | Handelsperiode |
| Mio. t CO₂ | Millionen Tonnen Kohlenstoffdioxid |
| UBA | Umweltbundesamt, Dessau |

Zusammenfassung

Der europäische Emissionshandel wurde seit der Einführung im Jahr 2003 kontinuierlich weiterentwickelt. Während die ersten Jahre durch kostenlose Zuteilung charakterisiert waren, werden seit der dritten Handelsperiode des europäischen Emissionshandelssystems ein großer Teil der Emissionsberechtigungen versteigert und für die kostenlose Zuteilung gelten in allen EU-Mitgliedstaaten dieselben Regeln auf der Grundlage von anspruchsvollen, EU-weiten Benchmarks und eines sektorübergreifenden Korrekturfaktors für die Industrie. Zudem soll der Anteil der kostenlosen Zuteilung schrittweise abnehmen, wobei Sonderregeln für stark im internationalen Wettbewerb stehende Industriebranchen bestehen, um Verlagerungen von Emissionen ins Ausland (Carbon Leakage) zu verhindern.

Vor dem Hintergrund unterschiedlicher Geschwindigkeiten beim internationalen Klimaschutz haben Vorkehrungen zur Vermeidung von Carbon Leakage einen hohen Stellenwert. So erfolgt in der dritten Handelsperiode nahezu die gesamte kostenlose Zuteilung im Industriesektor nach Sonderregeln für Branchen, für die ein erhebliches Carbon-Leakage-Risiko angenommen wird. Für die Weiterentwicklung des Emissionshandels ab 2021 wurden verschiedene Ausgestaltungsoptionen diskutiert und im Folgenden untersucht.

Die Analyse verschiedener Optionen zeigt, dass sich die Indikatoren zur Ermittlung des Ausmaßes der Wettbewerbsgefährdung in der EU, in Kalifornien und Australien ähneln: Zum einen fließt die Handelsintensität des Sektors ein, zum anderen die Emissionsintensität bzw. die Höhe der durch Emissionen verursachten Kosten. Die Ermittlung des Carbon Leakage Risikos unterscheidet sich hingegen bei den Schwellenwerten, ab denen ein Sektor als gefährdet gilt und in der Weise wie die beiden Indikatoren kombiniert werden. Ein weiterer wichtiger Unterschied ist die Zahl der Carbon Leakage Risikoklassen (von zwei bis zu vier) sowie die Höhe der Zuteilungsfaktoren (0%-100%).

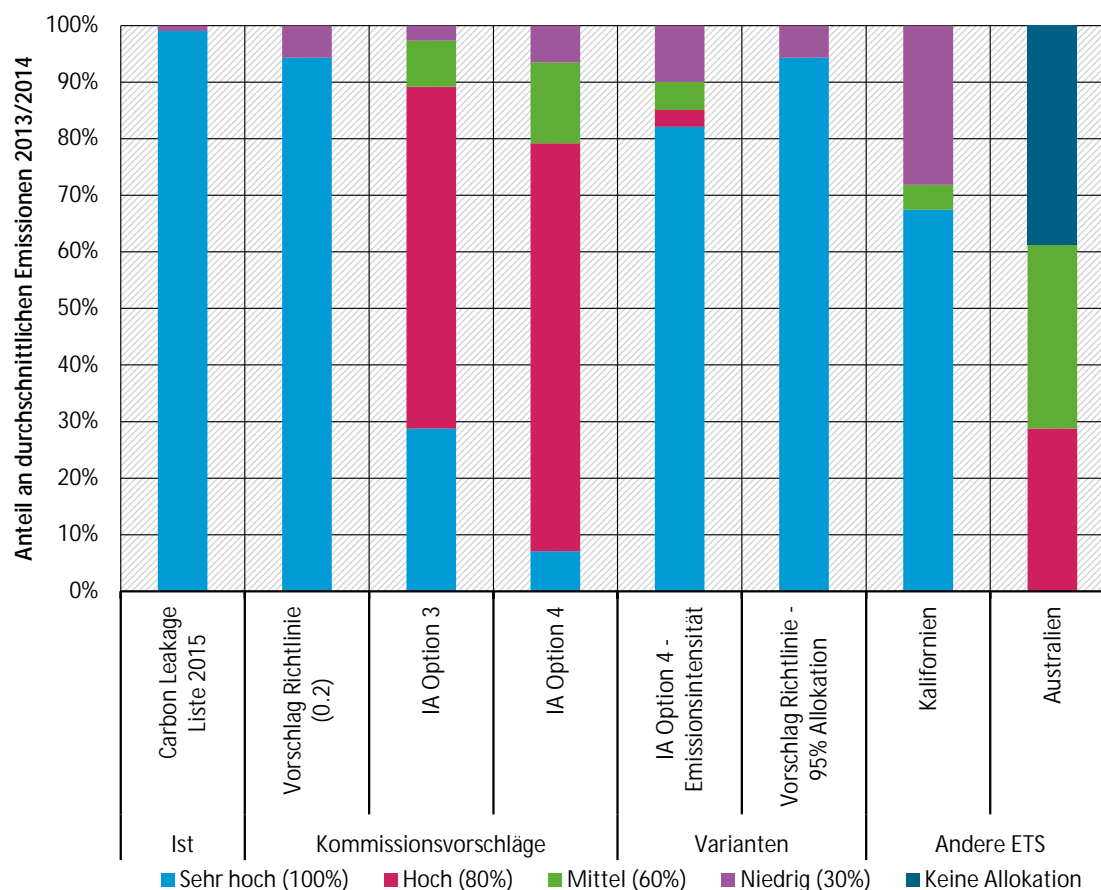
Der Vergleich zeigt, dass die Optionen mit nur zwei Carbon Leakage Klassen (binärer Ansatz) zu ähnlichen Ergebnissen führen. Bei der in der 3. Handelsperiode gültigen Carbon Leakage Liste und dem Kommissionsvorschlag für die 4. Handelsperiode sind jeweils die Mehrheit der Sektoren begünstigt und erhalten als Carbon Leakage Zuteilungsfaktor 100% in der Zuteilungsformel. Die Sektoren ohne Begünstigung verursachen jeweils nur einen sehr kleinen Teil der Emissionen und erhalten aufgrund des geringeren Zuteilungsfaktors von 30% einen noch kleineren Anteil der Zuteilung (siehe Abbildung 1).

Die anderen Optionen arbeiten jeweils mit mehreren Carbon Leakage Risikoklassen und abgestuften Zuteilungsfaktoren. Die Optionen 3 und 4 im Impact Assessment der Kommission zur Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie unterscheiden jeweils vier Carbon Leakage Klassen, die kalifornischen und australischen Regeln drei. Die Anteile der verschiedenen Risikoklassen an den Emissionen unterscheiden sich erheblich. Im kalifornischen Beispiel ist der Anteil der mittleren Risikoklasse so gering, dass die Regelung sich kaum von den Vorschlägen mit zwei Klassen unterscheidet.

In drei Optionen haben Sektoren mit einem hohen (aber nicht sehr hohen) Risiko einen erheblichen Anteil an den Emissionen (Optionen 3 und 4 des Impact Assessments sowie die Regelung aus dem Australischen Emissionshandel), ihr Zuteilungsfaktor fällt mit rund 80% geringer aus als bei den Sektoren mit sehr hohem Risiko (100%), aber wesentlich höher als bei den Sektoren mit niedrigem Risiko (rund 30%). In Folge verringert sich die vorläufige Zuteilung in Summe und eine gegebenenfalls nötige Korrektur der Zuteilungsmengen um die Menge der Zertifikate, die für die kostenlose Zuteilung zur Verfügung stehen nicht zu überschreiten, fällt

geringer aus oder wird überflüssig. Davon profitieren Sektoren mit sehr hohem Risiko, denn der sektorübergreifende Korrekturfaktor betrifft auch ihre Zuteilungsmengen.

Abbildung 1 Verteilung der verifizierten Emissionen (2013/2014) nach Carbon Leakage Regeln, alle EU ETS Länder



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Hinweis: Folgende Zuteilungsfaktoren unterscheiden sich von den angegebenen Werten: Szenario Kalifornien: mittlere Risikoklasse 50%. Szenario Australien: mittlere Risikoklasse 58%, hohe Risikoklasse 82%. Variante des Richtlinienvorschlages: sehr hohe Risikoklasse 95% (siehe auch jeweilige Kapitel).

Zusammenfassend zeigt die Analyse, dass nicht nur die Anzahl der verschiedenen Carbon Leakage Klassen ausschlaggebend ist, sondern auch ihre Relevanz in Bezug auf Emissionen und vorläufige Zuteilungsmengen. Der Kommissionsvorschlag für die EU Emissionshandelsrichtlinie stellt eine Fortschreibung des Status Quo dar. Auch wenn beim Richtlinienvorschlag die Zahl der als abwanderungsgefährdet geltenden Industriesektoren durch den Wegfall der Handelsintensität als alleiniges Kriterium wesentlich geringer ist, ist die Summe der Emissionen dieser Sektoren fast gleich hoch wie in der 3. Handelsperiode und damit die Auswirkung auf die Zuteilungsmengen gering. Die abgestuften Ansätze wie beispielsweise Optionen 3 und 4 des Impact Assessments erlauben eine zielgenauere Fokussierung der Carbon Leakage Regeln. Im Zuge der Verhandlungen zur Reform des Emissionshandels wurden mehrstufige Vorschläge eingebracht, konnten sich jedoch letztendlich nicht durchsetzen. Von einem abgestuften Ansatz würden die Sektoren in der höchsten Risikoklasse insbesondere dann profitieren, wenn bei einem binären Ansatz ein sektorübergreifender Korrekturfaktor nötig wäre.

Abstract

The European Emissions Trading Scheme (EU ETS) has been continuously developed since its introduction in 2003. While the first years were characterised by free allocation, since the third EU ETS trading period, a large part of allowances have been auctioned and free allocation is subject to the same rules in all EU Member States based on ambitious EU-wide benchmarks and a cross-sectoral correction factor for industry. In addition, the proportion of free allocation gradually decreases, with special rules for industries facing intense international competition in order to prevent carbon leakage.

Against the background of different speeds in international climate protection, precautions to avoid carbon leakage are of great importance. In the third trading period, almost the entire amount of allowances in the industrial sector is allocated for free on the basis of special rules for sectors for which a significant carbon leakage risk is assumed. Various options for free allocation were discussed in the context of the further development of emissions trading from 2021 onwards and are examined below.

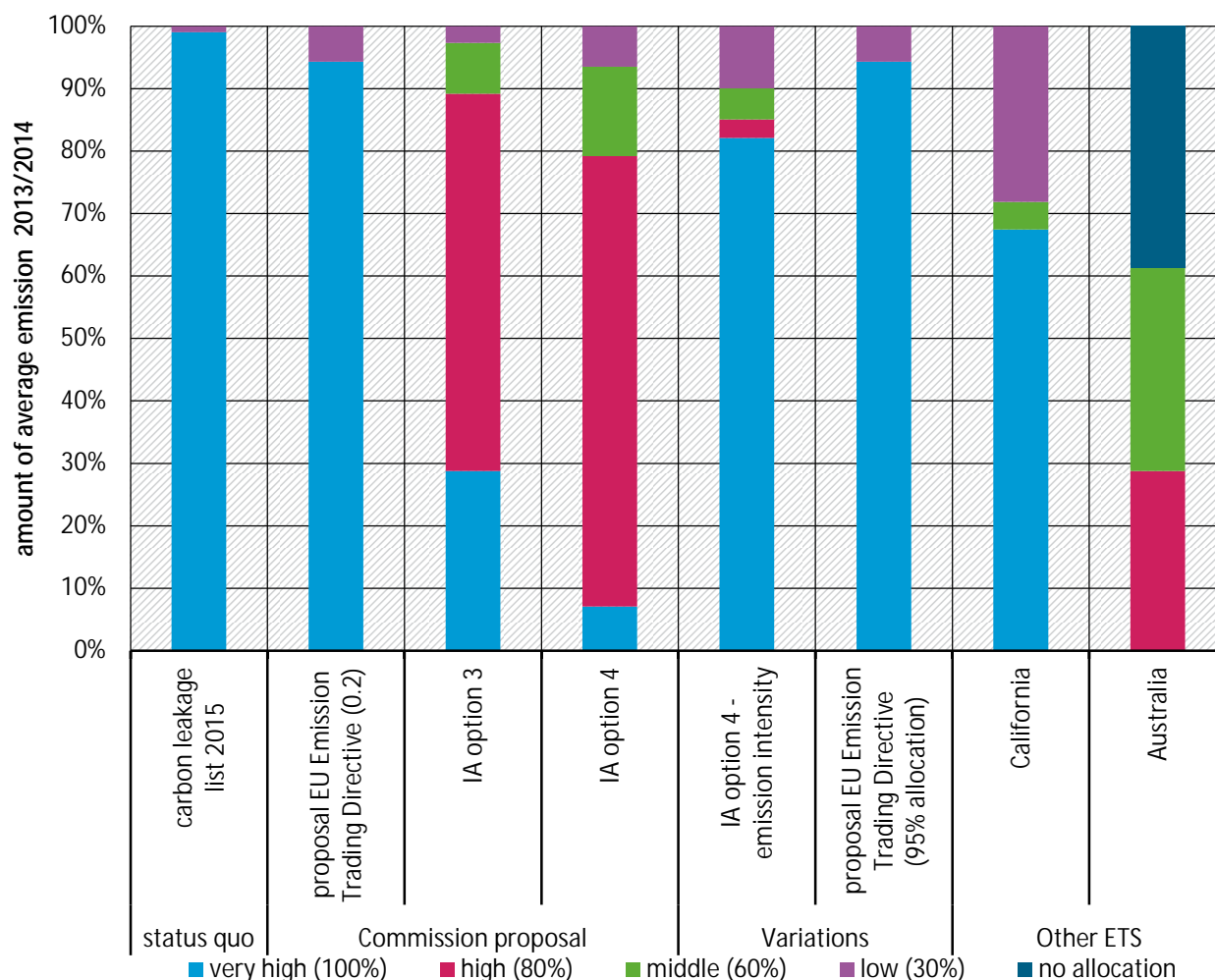
The analysis of different options shows that the indicators discussed to determine the extent of the competitive risk are similar in the EU, California and Australia: On the one hand, the trade intensity of the sector is included, and on the other hand the emission intensity or the level of costs caused by emissions. Whether a specific sector is deemed at risk of carbon leakage, on the other hand, differs in respect of the thresholds applied and in the way the two indicators are combined. Another important difference is the number of carbon leakage risk classes (two to four) and the allocation factors (0%-100%).

The comparison shows that options with only two carbon leakage classes (binary approach) lead to similar results. The majority of sectors is deemed at risk and receive 100% carbon leakage allocation factor in the allocation formula both in the Carbon Leakage List valid in the 3rd trading period and the Commission proposal for the 4th trading period. The non-privileged sectors cause only a very small proportion of emissions and receive an even smaller proportion of the allocation due to the lower allocation factor of 30% (see Figure 1).

The other options each work with several carbon leakage risk classes and tiered allocation factors. Options 3 and 4 in the Commission's Impact Assessment for the revision of the Emissions Trading Directive distinguish four carbon leakage classes each, the Californian and Australian rules three. There are considerable differences in the shares of emissions by the different risk classes. In the Californian example, the share of the medium risk class is so low, that the scheme is similar to the two-class proposals.

In three options, sectors with a high (but not very high) risk account for a significant share of emissions (options 3 and 4 of the Impact Assessment and the Australian emissions trading scheme); their allocation factor of around 80% is lower than for very high risk sectors (100%), but significantly higher than for low risk sectors (around 30%). As a result, preliminary allocation is reduced in total and the resulting correction of the allocation quantities that is required if allocation amounts exceed the quantity reserved for free allocation is lower or no longer necessary. During the negotiations tiered approaches comparable to those described in this paper were put forward, but ultimately were not adopted. Sectors with very high risk benefit from tiered approaches, as the cross-sector correction factor also affects their allocation volumes.

Figure 1 Distribution of verified emissions (2013/2014) according to Carbon Leakage rules, all EU ETS countries



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Note: The following allocation factors differ from the values given in the figure: Scenario California: medium risk class 50%. Scenario Australia: medium risk class 58%, high risk class 82%. Variant of the proposed directive: very high risk class 95% (see also respective chapters).

In summary, the analysis shows not only the subdivision into different carbon leakage classes is decisive, but also the relevance of the different classes with regard to emissions and, consequently, to preliminary allocations. The current proposal for the EU Emissions Trading Directive represents a continuation of the status quo concerning the carbon leakage rules. Although the number of industrial sectors considered as being at risk of migration is much lower due to the elimination of trade intensity as standalone criterion, the sum of emissions from these sectors is nearly as high and thus the impact on allocation volumes is small. The graduated approaches, such as options 3 and 4 of the Impact Assessment, allow a more precise focusing of the carbon leakage rules. The sectors in the highest risk class would benefit from a tiered approach, if a binary approach required a cross-sectoral correction factor in order to meet the cap.

1 Einführung

Das 2003 eingeführte europäische Emissionshandelssystem ist ein zentrales Instrument der nationalen und europäischen Klimapolitik. Nachdem die ersten beiden Handelsperioden 2005-2007 und 2008-2012 auf Nationalen Allokationsplänen und einer weitgehenden Gratiszuteilung beruhten, ist das System für die laufende dritte Periode 2013-2020 mit der Richtlinie 2009/29/EG wesentlich weiterentwickelt worden. So wird die Obergrenze der Emissionen nun EU-weit festgelegt, ein großer Teil der Emissionsberechtigungen wird versteigert und für die kostenlose Zuteilung gelten in allen EU-Mitgliedstaaten dieselben Regeln auf der Grundlage von anspruchsvollen, EU-weiten Benchmarks und eines sektorübergreifenden Korrekturfaktors für die Industrie. Zudem soll der Anteil der kostenlosen Zuteilung zu Gunsten der Versteigerung grundsätzlich schrittweise abnehmen, wobei Sonderregeln für stark im internationalen Wettbewerb stehende Industriebranchen bestehen, um Verlagerungen von Emissionen ins Ausland (Carbon Leakage) zu verhindern.

Vor dem Hintergrund unterschiedlicher Geschwindigkeiten beim internationalen Klimaschutz haben Vorkehrungen zur Vermeidung von Carbon Leakage einen hohen Stellenwert. So erfolgt derzeit nahezu die gesamte kostenlose Zuteilung insbesondere im Industriesektor nach Sonderregeln für Branchen, für die ein erhebliches Carbon-Leakage-Risiko angenommen wird. Für die Weiterentwicklung des Emissionshandels müssen zum einen solche Kriterien und Regeln überprüft werden. Zum anderen ist davon auszugehen, dass kostenlose Zuteilungen auf Basis von Benchmarking und deren Ausgestaltung auch in der vierten Handelsperiode noch eine große Rolle spielen werden. Insofern stellt sich auch die Frage, welche Beiträge die unterschiedlichen Bereiche jeweils zu den Minderungszielen nach 2020 leisten können bzw. sollen. Dabei ist über die vierte Handelsperiode hinaus auch der langfristig verfolgte Pfad zur Verminderung der Emissionen um 80-95 Prozent bis 2050 zu beachten, der ein immer knapper werdendes Budget erfordert.

Zurzeit fällt ein Sektor entweder unter die Carbon Leakage Regel oder nicht (binärer Ansatz). Dies führt zu dem, dass Sektoren, die sehr unterschiedlich hohe CO₂-Kostenanteile haben und/oder unterschiedlich intensiv im internationalen Wettbewerb stehen, gleich behandelt werden. Fast alle Industriesektoren sind dann als abwanderungsgefährdet eingestuft und in der Konsequenz steigt der sektorübergreifende Korrekturfaktor, der alle Sektoren – auch die Carbon Leakage Sektoren – betrifft. Zum anderen sind Verwerfungen an der Abschneidegrenze die Folge – ein kleiner Unterschied bei den Parametern kann so dazu führen, dass ein Sektor auf der Liste ist oder nicht – dies hat in der aktuellen Handelsperiode steigende Unterschiede in der freien Zuteilung zur Folge und zieht entsprechenden Lobbydruck nach sich, um über die zusätzlich mögliche qualitative Analyse noch auf die Carbon Leakage Liste zu gelangen. Die Carbon Leakage Regelung ist zudem von hohem internationalem Interesse: die Entscheidung über eine differenzierte oder binäre Carbon Leakage Zuteilung hat Signalwirkung auch für andere Emissionshandelssysteme.

Im Zuge der Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie für die vierte Handelsperiode wurden verschiedene Ansätze einer Differenzierung des Carbon Leakage Risikos vorgeschlagen. Im folgenden Papier wird eine Auswahl der Ansätze vorgestellt und analysiert, wie sich diese auf die Höhe der kostenlosen Zuteilung auswirken. Als Referenz dient jeweils der Vorschlag der Europäischen Kommission für die 4. Handelsperiode vom 15.07.2015, der unverändert ausschließlich eine binäre Einteilung beinhaltet.

2 Analyse verschiedener Carbon Leakage Regeln

Im folgenden Kapitel werden verschiedene bestehende und vorgeschlagene Regelungen beschrieben und ihre Auswirkung quantifiziert. Die Quantifizierung basiert auf den Emissions- und Zuteilungsdaten aus dem EUTL (Stand Mai 2015). Die Zuordnung zu Wirtschaftssektoren basiert (mit kleinen Korrekturen/Ergänzungen) auf Informationen, die die EU Kommission im Rahmen der Erarbeitung der Carbon Leakage Liste 2015-2019 bereitgestellt hat (European Commission 2014a). Für jede emissionshandelspflichtige Anlage ist nur ein Sektor angegeben, obwohl in der Realität oftmals Anlagen Produkte verschiedener Sektoren herstellen.

Ausgehend von den im EUTL veröffentlichten Zuteilungsdaten 2015-2020 wurde die vorläufige Allokation je Sektor abgeschätzt, indem die Anwendung des Carbon Leakage Faktors und des sektorübergreifenden Korrekturfaktors herausgerechnet wurde. Für jede Anlage wurde angenommen, dass alle Emissionen vollständig oder gar nicht als Carbon Leakage gefährdet klassifiziert sind, auch wenn in der Realität auch Produkte aus verschiedenen Sektoren mit unterschiedlicher Einordnung zum Carbon Leakage Risiko in einer Anlage produziert werden. Dies stellt natürlich eine Vereinfachung dar und generiert eine gewisse Unschärfe, die allerdings begrenzt bleibt (da oftmals verwandte Sektoren den gleichen Carbon Leakage Status haben).

Zunächst werden die geltenden Regelungen im EU ETS in der 3. Handelsperiode und ihre Wirkung auf die Zuteilungsmengen dargestellt, diese stellen den Status Quo dar und dienen als Referenz für die Einordnung der Optionen. Anschließend wird analysiert, wie sich die von der Europäischen Kommission im Entwurf zur Richtliniennovelle vom 15.07.2015 vorgeschlagene Option einer Fortführung der binären CL-Entscheidung mit Streichung der Gefährdungsannahme für viele kleinere Sektoren auf die Zuteilung 2020 auswirken würde. Zudem werden zwei Optionen aus dem Impact Assessment der Kommission im Zuge der Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie dargestellt. Abschließend folgt eine Übertragung der Regelungen aus dem Emissionshandelssystem in Kalifornien und dem seinerzeit geplanten in Australien auf die deutschen bzw. europäischen Anlagen (angelehnt an Vorarbeiten der DEHSt, die dem Öko-Institut vorliegen).

Alle Analysen basieren auf der Zuteilungssituation in der 3. Handelsperiode. D.h. es wird implizit angenommen, dass die zentralen Parameter in der 4. Handelsperiode konstant gegenüber jenen in der 3. Handelsperiode bleiben. Dies betrifft:

- ▶ Produktionslevel der Basisperioden,
- ▶ Benchmarkwerte sowie
- ▶ Entwicklung des Gesamtcap und des Anteils der Industrie an dem Cap.

Diese Vereinfachungen dienen dazu, allein den Effekt der Regeländerung im Carbon Leakage Bereich abzubilden. Da davon auszugehen ist, dass sich alle anderen Einflussparameter ebenfalls verändern werden, würden sonst die Ergebnisse eine Kombination verschiedener Einflussfaktoren darstellen. Zudem ist die genaue Entwicklung zum Zeitpunkt der Analyse die Produktionsentwicklung in den Basisperioden der 4. Handelsperiode sowie die Verschärfung der Benchmarkwerte in den einzelnen Branchen noch unsicher, auch wenn generelle Trends bereits erkennbar sind. Die Produktionsmengen in den Jahren 2013-2017 werden voraussichtlich wesentlich unter denen in der Basisperiode der 3. Handelsperiode liegen. Die Benchmark-Werte werden entsprechend der Effizienzverbesserung nach unten angepasst werden. Das Cap und damit auch das Budget für freie Allokation an die Industrie werden jährlich

um 2,2% gesenkt. In Summe ist davon auszugehen, dass die vorliegende Analyse die vorläufige Zuteilung und die damit einhergehende Notwendigkeit der Kürzung der Zuteilung überschätzt.

2.1 EU ETS in der 3. Handelsperiode (Carbon Leakage Liste 2015-2019)

In der 3. Handelsperiode (3. HP) des EU Emissionshandels sinkt die freie Zuteilung von 80% auf 30% im Jahr 2020, jedoch nicht für die Branchen, welche als von Abwanderung bedroht gelten. Sie erhalten konstant 100% der Zuteilung nach Benchmark. In den sogenannten Carbon Leakage Listen¹ wurde festgelegt, welche Branchen als wettbewerbsgefährdet gelten.²

Die Liste der Branchen basiert auf einer quantitativen Analyse der Handelsintensität und der durch die Richtlinie induzierten direkten und indirekten Kostenintensität. Branchen gelten als wettbewerbsgefährdet, wenn entweder die Handelsintensität oder die durch die Durchführung der Richtlinie verursachten direkten und indirekten zusätzlichen Kosten als Anteil der Bruttowertschöpfung 30% übersteigen oder in Kombination mindestens 10% Handelsintensität und 5% Kostenintensität ermittelt werden.

Die Liste wurde durch qualitative Analysen ergänzt. In der ETS Richtlinie werden drei Bewertungskriterien aufgeführt (§10a, Absatz 17, ETS Richtlinie in der Fassung vom Oktober 2015): das Ausmaß, in dem Anlagen des betreffenden Sektors oder Teilsektors das Emissionsniveau oder den Stromverbrauch senken können, die gegenwärtigen und erwarteten Markteigenschaften sowie die Gewinnspannen als potenzieller Indikator für langfristige Investitionen oder Entscheidungen über Verlagerungen.

Die Handelsintensität ist definiert als das Verhältnis des Wertes des internationalen Handels zum Gesamtvolumen des heimischen Markts. Für die hier relevante Handelsintensität mit dem Nicht-EU ETS-Ausland wird die wertmäßige Summe aller Importe und Exporte von mit dem außereuropäischen Ausland gehandelten Produkten ins Verhältnis zum Wert der heimischen Produktion zuzüglich der Importe gesetzt.

Für die Kostenintensität wird die Summe der durch die Durchführung der Richtlinie verursachten direkten und indirekten Kosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung (BWS)³ gesetzt, um ein Maß für den Anstieg der Produktionskosten zu erhalten. Die direkten Kosten berechnen sich aus den Emissionen in der Basisperiode abzüglich der freien Zuteilung multipliziert mit dem projizierten CO₂-Preis von 30 Euro je Tonne, der angenommene Auktionsanteil beträgt dabei 75%. Die indirekten Kosten werden anhand des Strombezugs in der Basisperiode multipliziert mit dem durchschnittlichen CO₂-Emissionsfaktor von Strom

1 BESCHLUSS DER KOMMISSION vom 24. Dezember 2009 zur Festlegung eines Verzeichnisses der Sektoren und Teilsektoren, von denen angenommen wird, dass sie einem erheblichen Risiko einer Verlagerung von CO₂-Emissionen ausgesetzt sind, gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:001:0010:0018:DE:PDF>; BESCHLUSS DER KOMMISSION vom 27. Oktober 2014 zur Festlegung eines Verzeichnisses der Sektoren und Teilsektoren, von denen angenommen wird, dass sie im Zeitraum 2015-2019 einem erheblichen Risiko einer Verlagerung von CO₂-Emissionen ausgesetzt sind, gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014D0746&from=EN>

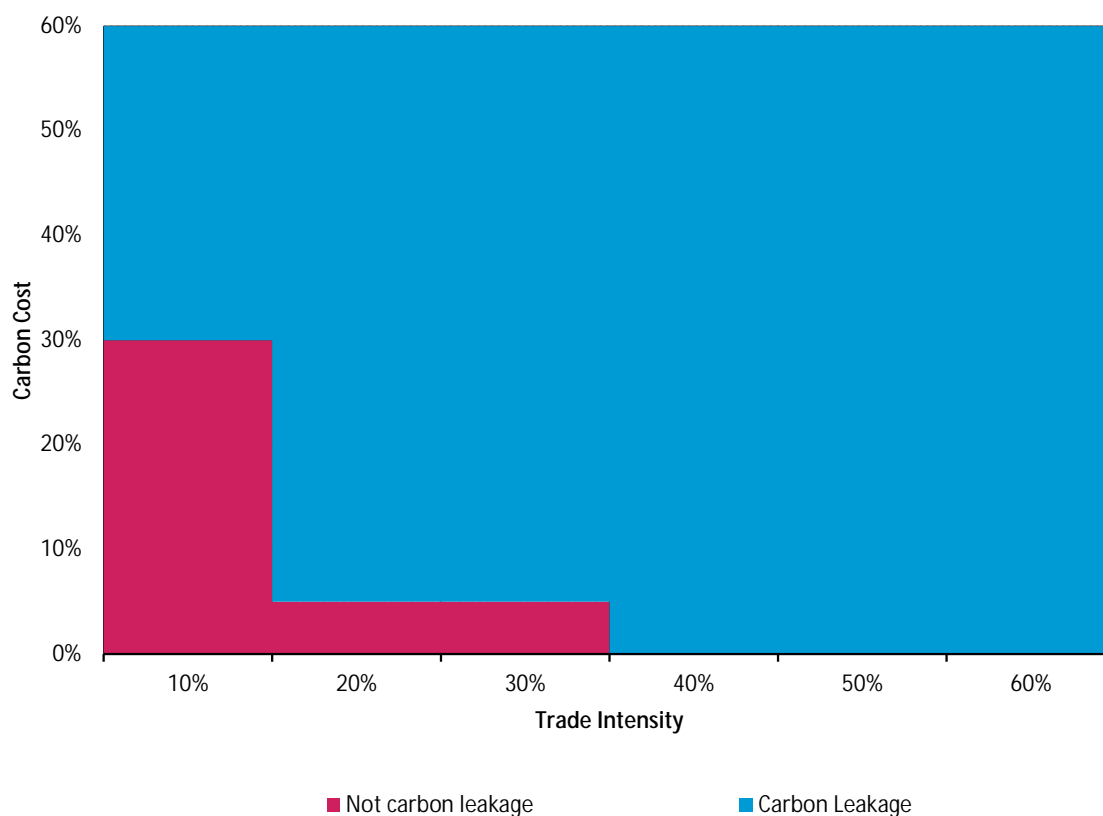
2 Graichen et al. 2013. Support to the Commission for the determination of the list of sectors and subsectors deemed to be exposed to a significant risk of carbon leakage for the years 2015-2019 (EU Emission Trading System), Öko-Institut und Ecofys im Auftrag von DG Klima.

Jürgens, I.; Barreiro-Hurlé, J. und Vasa, A. 2012. Identifying Carbon Leakage Sectors in the EU ETS and implications of results, Climate Policy.

3 Die Bruttowertschöpfung ergibt sich aus der Differenz des Produktionswertes und der Vorleistungen, repräsentiert also im Wesentlichen die (direkten) Personalkosten und die Gewinne.

innerhalb der EU in Höhe von 0,465 Tonnen CO₂ pro Megawattstunde und dem projizierten CO₂-Preis abgeschätzt.⁴

Abbildung 2 Carbon Leakage Kriterien (3. Handelsperiode EU ETS)



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Die Kriterien zur Beurteilung, ob ein Sektor bzw. Teilsektor einem erheblichen Risiko einer Verlagerung von CO₂-Emissionen ausgesetzt ist, sind für die beiden Carbon Leakage Listen (Gültigkeit für 2013-2014 bzw. für 2015-2019) identisch; lediglich für einen Teil der Parameter wurde ein Update mit aktuelleren Daten vorgenommen. Die Handelsintensität wird unverändert anhand von Eurostat-Daten berechnet, allerdings wurde der Bezugszeitraum aktualisiert (2005-2006 bzw. 2009-2011) und der Kreis der Länder um die teilnehmenden EFTA-Staaten erweitert; statt auf die EU-27 beziehen sich die Werte nun auf EU-28, Norwegen und Island.⁵ Beim Kriterium der Kostenbelastung durch die Richtlinie wurde nur ein Teil der Input-Daten aktualisiert. Unverändert blieben der CO₂-Preis, der angenommene Anteil der freien Zuteilung und der Emissionsfaktor für Strom. Aktualisiert wurden die Bruttowertschöpfung, die direkten Emissionen und der Stromverbrauch. Wie bei der Handelsintensität wurde der Bezugszeitraum ebenfalls mit Angaben von 2009-2011 aktualisiert und – soweit die Daten vorlagen – auf alle Länder, die am EU Emissionshandel teilnehmen, ausgeweitet.

⁴ Im Gegensatz zur Strompreiskompensation wird bei der Carbon Leakage Analyse ein einheitlicher Emissionsfaktor für alle Länder in Ansatz gebracht.

⁵ Liechtenstein nimmt ebenfalls am Emissionshandel teil, wegen fehlender Daten wurde dieses jedoch bei der Berechnung nicht abgebildet.

Tabelle 1 Quantitative Analyse der EU ETS Carbon Leakage Regeln (3. HP), alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR |
|-------------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|---------------------------|---|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 87% | 1.247.827 |
| Carbon Leakage (quantitativ) (100%) | 94 | 687.006 | 597.055 | 87% | 779.448 |
| Carbon Leakage (qualitativ) (100%) | 6 | 9.370 | 9.226 | 98% | 13.383 |
| Subsektoren CL (30%/100%) | 11 | 17.345 | 12.741 | 73% | 86.204 |
| Kein Carbon Leakage (30%) | 52 | 6.822 | 4.334 | 64% | 368.792 |
| Andere Sektoren, Energie | 56 | 1.137.709 | 56.026 | 5% | |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 1 stellt für alle EU ETS Länder die Anzahl der Sektoren mit mindestens einer emissionshandelspflichtigen Anlage sowie ihre durchschnittlichen Emissionen 2013/2014 und ihre kostenlose Zuteilung des Jahres 2020 nach geltenden Regeln der 3. Handelsperiode dar. Der Ausstattungsgrad vergleicht die Allokation mit den Durchschnittsemissionen in 2013/2014. Für Sektoren des verarbeitenden Gewerbes und des Bergbaus wird außerdem die Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten (BWS) der EU28 ausgewiesen. Die Sektoren des verarbeitenden Gewerbes und des Bergbaus werden nach den Carbon Leakage Kategorien unterschieden:

1. Carbon Leakage (quantitativ): Sektoren, die aufgrund der quantitativen Carbon Leakage Kriterien wie oben beschrieben als wettbewerbsgefährdet gelten.
2. Carbon Leakage (qualitativ): Sektoren, die die quantitativen Carbon Leakage Kriterien nicht erfüllen, aber aufgrund der qualitativen Analyse als Gesamtsektor wettbewerbsgefährdet gelten.
3. Subsektoren CL: Sektoren, die sowohl als wettbewerbsgefährdete wie nicht wettbewerbsgefährdete eingestufte Teilsektoren enthalten.
4. Kein Carbon Leakage: Sektoren des verarbeitenden Gewerbes und Bergbaus, die nicht auf der Carbon Leakage Liste enthalten sind.
5. Andere Sektoren, Energie: Erfasst alle Anlagen, die nicht dem verarbeitenden Gewerbe und Bergbau zugeordnet sind. Dies sind insbesondere die Energiewirtschaft, Landwirtschaft und Dienstleistungen. Außerdem enthält die Kategorie Anlagen ohne Sektorzuordnung. Da die Carbon Leakage Analyse diese Sektoren nicht erfasst (sie gelten immer als nicht abwanderungsgefährdet), werden sie im weiteren Kapitel nicht mehr ausgewiesen.

Die Carbon Leakage Faktoren sind jeweils in Klammern hinter den Kategorien angegeben. Für die Sektoren bei denen Teilsektoren als abwanderungsgefährdet eingestuft werden, kann aus den vorliegenden Daten nicht ermittelt werden, welche Anlagen welchem Subsektor zugeordnet werden. Da davon auszugehen ist, dass die emissionsintensiven Subsektoren als

abwanderungsgefährdet eingeordnet wurden und diese die Gesamtemissionen des Sektors dominieren, wurde für die Sektoren ein Carbon Leakage Faktor von 100% angenommen.

Die quantitative Analyse zeigt, dass die Sektoren, die als abwanderungsgefährdet gelten, 99% der durchschnittlichen Emissionen 2013/2014 der Anlagen des verarbeitenden Gewerbes und Bergbaus ausmachen. Ihr Anteil an der Bruttowertschöpfung ist geringer und beträgt 62%.

Tabelle 2 Quantitative Analyse der EU ETS Carbon Leakage Regeln (3. HP), Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 84% | 2.731 | 229 |
| Carbon Leakage (quantitativ) (100%) | 50 | 139.771 | 117.778 | 84% | 1.611 | 157 |
| Carbon Leakage (qualitativ) (100%) | 6 | 2.721 | 2.297 | 84% | 82 | 5 |
| Subsektoren CL (30%/100%) | 11 | 3.203 | 2.317 | 72% | 296 | 20 |
| Kein Carbon Leakage (30%) | 19 | 1.108 | 693 | 63% | 742 | 47 |
| Andere Sektoren, Energie | 15 | 313.637 | 13.317 | 4% | | |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 2 stellt die Ergebnisse der quantitativen Analyse der EU ETS Carbon Leakage Regeln (3.HP) für Deutschland dar. Zusätzlich zu den Informationen die für alle EU ETS Länder dargestellt werden, ist die Zahl der Beschäftigten angegeben.

Im Vergleich zur EU-Situation ist der Anteil an Emissionen der verschiedenen CL-Gruppen in Deutschland nahezu identisch mit der Gesamtheit der EU ETS Länder, ihr Anteil an der Bruttowertschöpfung ist mit 73% leicht höher. Der Ausstattungsgrad liegt für Anlagen in Deutschland leicht unter dem europäischen Durchschnitt (84% im Vergleich zu 86%). Ein Einflussfaktor dafür ist die verhältnismäßig bessere Wirtschaftslage in Deutschland in 2013/2014, die zu höheren Emissionen geführt hat. Der Anteil der Beschäftigten in den als nicht Carbon Leakage gefährdet eingestuften Sektoren beträgt 21%, der Anteil dieser Sektoren an den gesamten Emissionen aber lediglich 1%.

2.2 Optionen im Rahmen der Überarbeitung der EU ETS Richtlinie

Im Rahmen der Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie hat die Kommission im Juli 2015 einen Richtlinienentwurf⁶ und ein dazugehöriges Impact Assessment⁷ publiziert. Im Folgenden werden die Regelung zu Carbon Leakage aus dem Richtlinienentwurf sowie Optionen

⁶ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2015:337:REV1>

⁷ http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/revision/docs/impact_assessment_en.pdf

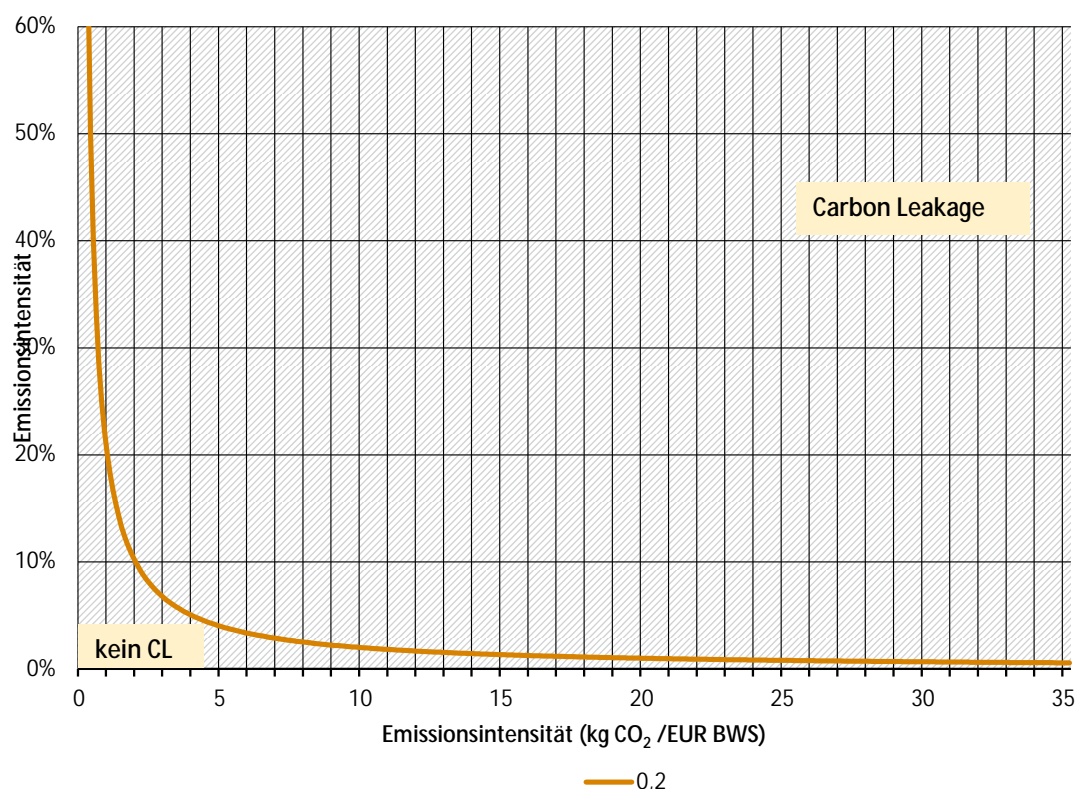
3 und 4 aus dem Impact Assessment analysiert. Zudem werden zwei Varianten hinzugefügt – einmal eine Variante der Option 4 des Impact Assessment mit höher gewerteter Emissionsintensität und zum anderen eine Variante des Richtlinienvorschlags mit geringerer Allokation für die Sektoren mit hohem Carbon Leakage Risiko.

Alle Optionen verwenden zwei Indikatoren: Handelsintensität und Emissionsintensität. Die Handelsintensität wird bereits in der 3. Handelsperiode als Carbon Leakage Indikator verwendet, die Emissionsintensität ersetzt die CO₂-Kostenintensität. Die Emissionsintensität bezieht direkte und indirekte Emissionen aus der Stromnachfrage mit ein (kg CO₂/Euro Bruttowertschöpfung), im Gegensatz zur CO₂-Kostenintensität jedoch nicht den CO₂-Preis und die freie Zuteilung.

Die vorliegende Studie basiert auf den detaillierten Ergebnissen des Carbon Leakage Assessment für 2015-19.⁸ Die Handelsintensität wurde unverändert übernommen, die Emissionsintensität basierend auf der CO₂-Kostenintensität ermittelt, indem der CO₂-Preis und der Anteil der kostenlosen Zuteilung herausgerechnet wurde. Vorschlag Richtlinie

Die Regelung zu Carbon Leakage im Vorschlag der ETS Richtlinie basiert auf einem kombinierten Kriterium, bei dem die Emissionsintensität mit der Handelsintensität multipliziert wird. Es wird eine binäre Unterteilung zwischen abwanderungsgefährdeten Sektoren, die 100% der freien Zuteilung erhalten, und nicht abwanderungsgefährdeten, die 30% bekommen, vorgeschlagen. Der Schwellenwert liegt bei 0.2.

Abbildung 3 Carbon Leakage Stufen des Richtlinienvorschlags



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

⁸ http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/leakage/docs/carbon_leakage_detailed_info_en.pdf

Die Untersuchung des Richtlinienvorschlags zeigt, dass die vorgeschlagenen Carbon Leakage Regeln denen der 3. Handelsperiode sehr ähnlich sind. Die Zahl der Sektoren, welche die quantitativen Carbon Leakage Kriterien erfüllen ist zwar wesentlich geringer (46 Sektoren statt 94 Sektoren), jedoch ist die Summe der Emissionen dieser Sektoren fast genauso hoch (680 Mio. t CO₂ statt 688 Mio. t CO₂) (siehe Tabelle 5). Es werden vor allem Sektoren als nicht mehr wettbewerbsgefährdet eingestuft, die wenig emissionsintensiv sind: während in der 3. Handelsperiode auch eine hohe Handelsintensität allein als Kriterium für die Wettbewerbsgefährdung reichte, ist dies nun nicht mehr der Fall.

Ebenfalls ähnlich zur 3. Handel Periode sind die Carbon Leakage Faktoren zur Berechnung der freien Allokation: 100% für wettbewerbsgefährdete Sektoren und 30% für alle weiteren Sektoren.

Tabelle 3 Quantitative Analyse des Richtlinienvorschlags, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR | Anzahl Sektoren |
|-------------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|---------------------------|---|-----------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 623.356 | 87% | 1.247.827 |
| Carbon Leakage (quantitativ) (100%) | 46 | 679.549 | 593.122 | 612.795 | 90% | 298.028 |
| Kein Carbon Leakage (30%) | 117 | 40.994 | 30.234 | 10.561 | 26% | 949.799 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Die Allokation in 2020 für die wettbewerbsgefährdeten Sektoren wäre bei Anwendung des Richtlinienvorschlags leicht höher als die tatsächliche Allokation nach den Regeln der 3. Handelsperiode, obwohl in beiden Fällen der Carbon Leakage Faktor 100% ist. Dies ist einer leicht geringeren Kürzung geschuldet. In der 3. Handelsperiode kommt ein sektorübergreifender Korrekturfaktor zur Anwendung, da die vorläufige Allokationsmenge das zur Verfügung stehende Zuteilungsvolumen übersteigt. Da die Szenarien auf den gleichen Daten basieren, ist in den meisten Szenarien ebenfalls eine Kürzung nötig. Im Falle des Richtlinienvorschlages fällt diese um 2 Prozentpunkte geringer aus als nach den Regeln der 3. Handelsperiode. Der Anteil der als wettbewerbsgefährdet eingestuften Sektoren ist in der 3. Handelsperiode auch deswegen höher als bei der quantitativen Analyse des Richtlinienvorschlages, weil in der 3. Handelsperiode sechs Sektoren aufgrund von qualitativen Carbon Leakage Analysen sowie Teilsektoren, deren Wettbewerbsgefährdung auf Subsektorebene ermittelt wurde, auf der Carbon Leakage Liste stehen.

Die Allokation für nicht wettbewerbsgefährdete Sektoren fällt hingegen im Szenario deutlich geringer aus. Dies lässt sich durch die Sektoren und Subsektoren erklären, die nach Regeln der 3. Handelsperiode aufgrund der qualitativen bzw. der disaggregierten Carbon Leakage Analyse als

wettbewerbsgefährdet eingestuft werden, und deswegen nach den Regeln der 3. Handelsperiode eine höhere Zuteilung erhalten.

Bei der Bewertung der Aussagen zur unterschiedlichen Höhe des sektorübergreifenden Korrekturfaktors in den Szenarien ist zu beachten, dass die Carbon Leakage Regelung nur ein Einflussfaktor ist. Weitere Faktoren sind die Höhe der Benchmarks, die Höhe der Aktivitäten in der Basisperiode, sowie die Menge, die insgesamt für die kostenlose Zuteilung zur Verfügung steht. Der Korrekturfaktor im Szenario ist also im Vergleich zum tatsächlichen Korrekturfaktor in 2020 zu sehen und nicht als Prognose zu bewerten. Eine Berechnung der endgültigen Zuteilungsmengen konnte zum Zeitpunkt der Analyse nicht durchgeführt werden, da die oben genannten Einflussfaktoren nicht genau quantifiziert werden können. Zudem war das Ziel der Analyse nicht die Abschätzung eines sektorübergreifenden Korrekturfaktors, sondern der Vergleich verschiedener Szenarien von Carbon Leakage Regeln mit den in der 3. Handelsperiode gültigen Regeln. Basierend auf Expertenhearings geht die Kommission davon aus, dass kein oder maximal ein geringer sektorübergreifender Korrekturfaktor gegen Ende der 4. Handelsperiode nötig sein wird.

Tabelle 4 Quantitative Analyse des Richtlinienvorschlags, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) | Anzahl Sektoren in DE |
|------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|---------------------------|---|------------------------------|-----------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 123.040 | 84% | 2.731 | 229 |
| Carbon Leakage (100%) | 36 | 139.033 | 117.296 | 121.018 | 87% | 502 | 48 |
| Kein Carbon Leakage (30%) | 50 | 7.770 | 5.788 | 2.022 | 26% | 2.229 | 181 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Die Ergebnisse für Deutschland (Tabelle 6) sind auch in diesem Szenario ähnlich zur Gesamtheit der EU ETS Länder. Die Zahl der Sektoren, welche nicht als abwanderungsgefährdet eingestuft werden ist höher als bei den in 2020 gültigen Regeln, ihr Anteil an den Emissionen und die Wirkung auf die Zuteilungsmenge ist jedoch relativ gering. Es würden 36 Sektoren in Deutschland als Carbon Leakage gefährdet eingestuft, ihr Anteil an den Emissionen betrüge 95%, der Anteil an der Bruttowertschöpfung und der Beschäftigten der betrachteten Sektoren wäre jedoch wesentlich geringer (18% bzw. 21%). Auf europäischer Ebene verursachen die abwanderungsgefährdeten Sektoren 94% der Emissionen, ihr Anteil an der Bruttowertschöpfung der EU28 Länder beträgt 24%.

2.2.1 Impact Assessment Option 3

Im Impact Assessment „Option 3“ erfolgt eine Unterteilung in vier Carbon Leakage-Risikogruppen basierend auf den Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität. Die vier Stufen erhalten unterschiedliche Anteile an freier Zuteilung – von 100% im Fall von sehr hohem Carbon Leakage Risiko, über 80% bei hohem Risiko und 60% bei mittlerem Risiko. Alle anderen Sektoren erhalten 30% ohne dafür bestimmte Voraussetzungen erfüllen zu müssen.

Die Kriterien sind wie folgt:

- ▶ Ein sehr hohes Carbon Leakage Risiko wird bei einer Emissionsintensität von mindestens 9 kg CO₂/EUR Bruttowertschöpfung UND einer Handelsintensität von mindestens 20% angenommen;
- ▶ ein hohes Carbon Leakage Risiko wird bei einer Emissionsintensität von mindestens 2 kg CO₂/EUR Bruttowertschöpfung UND einer Handelsintensität von mindestens 10% angenommen;
- ▶ ein mittleres Carbon Leakage Risiko wird bei einer Emissionsintensität von mindestens 0.5 kg CO₂/EUR Bruttowertschöpfung angenommen;
- ▶ für alle weiteren Sektoren wird ein niedriges Risiko angenommen.

Tabelle 5 Quantitative Analyse der Option 3 des Impact Assessments, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR | Anteil an BWS (2013) |
|------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|----------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 623.356 | 87% | 1.247.827 | 100% |
| Sehr hohes Risiko (100%) | 3 | 207.273 | 200.429 | 236.067 | 114% | 24.882 | 2% |
| Hohes Risiko (80%) | 19 | 435.263 | 371.680 | 350.353 | 80% | 98.803 | 8% |
| Mittleres Risiko (60%) | 35 | 58.864 | 39.466 | 31.604 | 54% | 136.883 | 11% |
| Niedriges Risiko (30%) | 106 | 19.143 | 11.781 | 5.333 | 28% | 987.259 | 79% |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Bei Option 3 des Impact Assessments fallen nur 3 Sektoren (Kokereiprodukte, Düngemittel, Roheisen und Stahl) in die höchste Risikogruppe. Die Analyse zeigt, dass die Allokation für die Sektoren mit sehr hohem Risiko im Vergleich zum jetzigen Zustand steigt, denn der sektorübergreifende Korrekturfaktor fällt ceteris paribus wesentlich weniger ins Gewicht (die erforderliche Kürzung fällt um 15 Prozentpunkte geringer aus). Die anderen Sektoren erhalten jeweils eine geringere Allokation. Die Allokation der Sektoren mit hohem Risiko wird obwohl der Carbon Leakage Faktor 80% statt 100% beträgt relativ gesehen nur um 6% reduziert, da auch sie von der geringeren Korrektur profitieren. Da jedoch sowohl in Bezug auf Emissionen und Allokation diese Risikogruppe die größte ist, werden absolut genug Zertifikate frei, um den Korrekturfaktor abzuschwächen.

Die drei Sektoren mit der höchsten Risikoeinstufung verursachen in den Jahren 2013/2014 gemeinsam knapp 30% der im Emissionshandel erfassten Emissionen; ihr Anteil an der Bruttowertschöpfung dagegen betrug nur 2%. Die 19 Sektoren in der Gruppe mit hohem Risiko

verursachen weitere 60% der Emissionen. Darunter fallen beispielsweise die Raffinerien, verschiedene Chemiesektoren, die Herstellung von Zement und Kalk und weitere nicht-metallische Mineralien, Papier und Zellstoff sowie Nicht-Eisen-Metalle, gemeinsam tragen sie mit 8% zur Bruttowertschöpfung bei. Die übrigen 141 Sektoren mit mittlerem und geringem Risiko verursachen lediglich 11% der Emissionen und erwirtschaften 90% der Bruttowertschöpfung der Sektoren im Verarbeitenden Gewerbe und Bergbau.

Tabelle 9 stellt die Ergebnisse der quantitativen Analyse der Option 3 des Impact Assessments für Deutschland dar. Der Anteil an Emissionen der Gruppe mit dem höchsten Carbon Leakage Risiko ist höher als im Durchschnitt der EU ETS Länder (35% vs. 29%). Da diese Gruppe besonders von einem niedrigeren sektorübergreifenden Korrekturfaktor profitiert, würde in diesem Szenario die durchschnittliche Allokation an deutsche Anlagen im Vergleich zur tatsächlichen Allokation um 3% ansteigen. Der durchschnittliche Ausstattungsgrad in Deutschland entspricht dem aller EU ETS Länder, da die höhere Allokation in diesem Szenario mit vier Carbon Leakage Risikogruppen sich mit höheren Emissionen in 2013/2014 ausgleicht.

Tabelle 6 Quantitative Analyse der Option 3 des Impact Assessments, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt. CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------------|--|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 126.215 | 86% | 2.731 | 229 |
| Sehr hohes Risiko (100%) | 3 | 51.910 | 49.162 | 57.865 | 111% | 85 | 7 |
| Hohes Risiko (80%) | 17 | 85.127 | 67.521 | 63.579 | 75% | 243 | 25 |
| Mittleres Risiko (60%) | 23 | 6.704 | 4.642 | 3.879 | 58% | 269 | 22 |
| Niedriges Risiko (30%) | 43 | 3.062 | 1.760 | 892 | 29% | 2.133 | 175 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

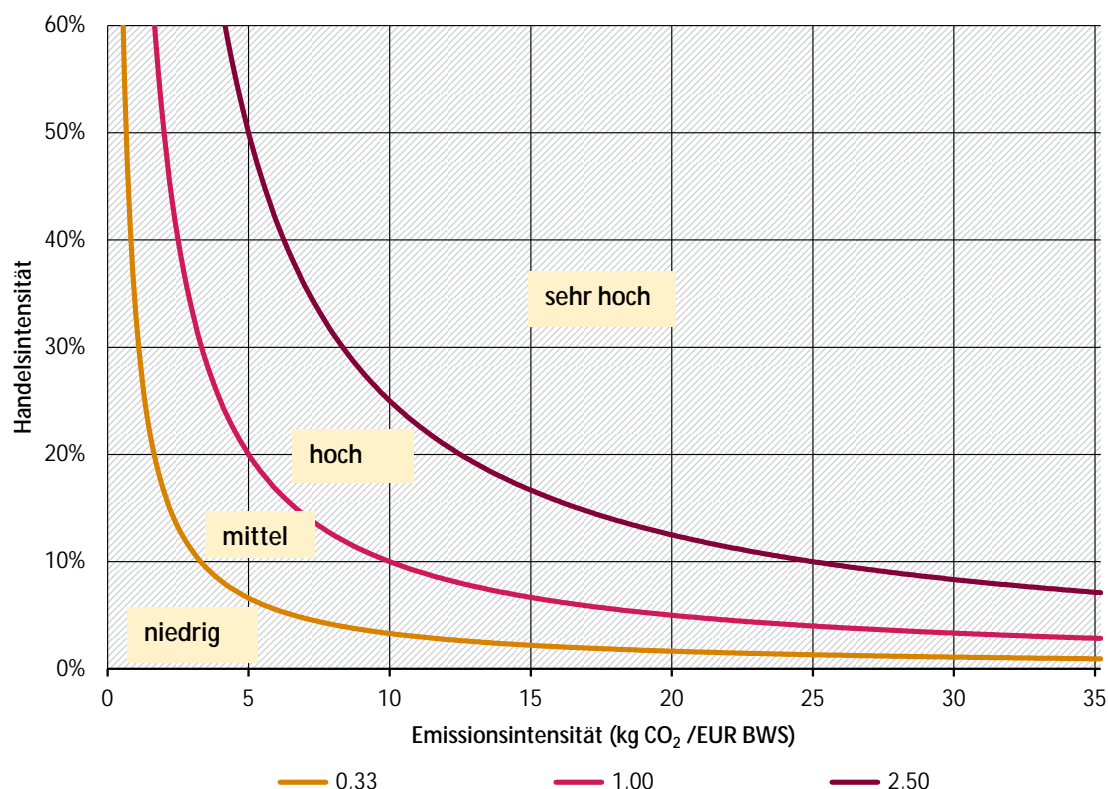
Die Aufteilung der Sektoren in sehr hohes, hohes, mittleres, und niedriges CL-Risiko unterscheidet sich nur geringfügig vom europaweiten Bild: Die Sektoren mit hohem und sehr hohem Carbon Leakage Risiko verursachen 93% der Emissionen, erzeugen 12% der Bruttowertschöpfung (2013) und geben 14% der Beschäftigten Arbeit.

2.2.2 Impact Assessment Option 4

Im Impact Assessment „Option 4“ erfolgt wiederum eine Unterteilung in vier CL-Risikogruppen basierend auf einen kombinierten Indikator wie im Richtlinienvorschlag, welcher durch die Multiplikation der Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität berechnet wird. Im Unterschied zu den anderen Optionen im Impact Assessment wird also die Handelsintensität immer mit einbezogen, auch wenn natürlich bei hoher Emissionsintensität eine geringe Handelsintensität zur Erfüllung der Kriterien ausreicht.

- ▶ Bei einem kombinierten Wert von 2,5 oder mehr gilt ein sehr hohes Carbon Leakage Risiko mit 100% kostenloser Zuteilung;
- ▶ Bei einem Wert ab 1 gilt das Carbon Leakage Risiko als hoch (80% Zuteilung);
- ▶ Bei einem Wert ab 0.33 gilt das Carbon Leakage Risiko als mittel (60% Zuteilung);
- ▶ Alle weiteren Sektoren erhalten eine Zuteilung von 30%.

Abbildung 4 Carbon Leakage Stufen der Option 4 des Impact Assessments



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Die Ergebnisse der Analyse sind denen der Option 3 ähnlich. Die Sektoren mit sehr hohem Risiko erhalten eine höhere Zuteilung, während für die anderen Sektoren sich die Zuteilung reduziert. Da die Sektoren mit sehr hohem Risiko (Sonstiger Bergbau, Kokereiprodukte, Düngemittel) einen geringeren Anteil an Emissionen und Allokation haben als die in Option 3 darunter fallenden Sektoren, ist bei unveränderten Benchmarks und Aktivitätsraten in der Basisperiode keine sektorübergreifende Korrektur in 2020 nötig, sondern erst gegen Ende der 4. Emissionshandelsperiode, da die Allokation in diesem Szenario in 2020 7% unter der tatsächlichen Allokation liegt.

Wie in Option 3 fallen drei Sektoren in die höchste Risikoklasse, jedoch ist statt dem Roheisen- und Stahlsektor der Sektor sonstige Bergbau enthalten. Da die Herstellung von Eisen- und Stahl der Sektor aus dem Verarbeitenden Gewerbe und Bergbau mit den höchsten Emissionen ist, fallen die Emissionen der höchsten Risikoklasse im Vergleich zu Option 3 wesentlich geringer aus (51 Mio. t CO₂ im Vergleich zu 207 Mio. t CO₂). Der Eisen- und Stahlsektor weist nach

unserer Berechnung einen kombinierten Wert von 2.33 auf und liegt somit unter der Grenze von 2.5, die die Voraussetzung für einen Carbon Leakage Faktor von 100% ist. Würde dieser Sektor auch in die höchste Carbon Leakage Stufe fallen, so läge die Allokation in der Option 4 in 2020 immer noch leicht unter der tatsächlichen Zuteilung (-1%). Die Zahl der Sektoren in der hohen Risikoklasse halbiert sich im Vergleich zu Option 3, ihr Anteil an den Emissionen jedoch höher (72%), dies ist wiederum dem Eisen- und Stahlsektor geschuldet.

Tabelle 7 Quantitative Analyse der Option 4 des Impact Assessments, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 577.983 | 80% | 1.247.827 | 100% |
| Sehr hohes Risiko (100%) | 3 | 50.798 | 37.987 | 46.122 | 91% | 5.907 | 0% |
| Hohes Risiko (80%) | 9 | 519.899 | 474.770 | 461.172 | 89% | 93.276 | 7% |
| Mittleres Risiko (60%) | 22 | 102.944 | 74.897 | 54.596 | 53% | 156.856 | 13% |
| Niedriges Risiko (30%) | 129 | 46.902 | 35.702 | 16.093 | 34% | 991.788 | 79% |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 8 Quantitative Analyse der Option 4 des Impact Assessments, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 115.160 | 78% | 2.731 | 229 |
| Sehr hohes Risiko (100%) | 2 | 11.634 | 7.598 | 9.217 | 79% | 11 | 1 |
| Hohes Risiko (80%) | 9 | 110.666 | 97.857 | 94.963 | 86% | 265 | 26 |
| Mittleres Risiko (60%) | 18 | 15.376 | 10.927 | 7.953 | 52% | 134 | 13 |
| Niedriges Risiko (30%) | 57 | 9.126 | 6.701 | 3.027 | 33% | 2.320 | 189 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 11 stellt die Ergebnisse der quantitativen Analyse der Option 4 des Impact Assessments für Deutschland dar. Wie in den anderen Fällen auch, ist der Anteil der Emissionen in Deutschland in den beiden hohen Carbon Leakage Kategorien leicht höher als im EU Durchschnitt und der Ausstattungsgrad leicht niedriger. Es ist keine deutsche Anlage dem Sektor „Übriger Bergbau“ zugeordnet, deswegen erscheinen nur zwei Sektoren in der höchsten Carbon Leakage Stufe. Gemeinsam verursachten sie in den Jahren 2013 und 2014 8% der Emissionen und trugen weniger als 1% zur Bruttowertschöpfung und Beschäftigung im Verarbeitenden Gewerbe und Bergbau bei. Die Sektoren mit hohem Carbon Leakage Risiko (Herstellung von Papier und Zellstoff, Mineralölerzeugnissen, Grundchemikalien, Flachglas, Zement, Eisen- und Stahl sowie Aluminium) verursachten 75% der Emissionen, ihr Anteil an Bruttowertschöpfung und Beschäftigung betrug rund 10%. Die meisten Sektoren (57 von 86) fallen in die Gruppe mit niedrigem Carbon Leakage Risiko, obwohl sie einen geringen Anteil an den Emissionen haben (8%), tragen sie mit über 80% zur Bruttowertschöpfung und Beschäftigung bei.

2.2.3 Variante von Option 4 des Impact Assessments: Kombiniertes Indikatoren mit höher gewichteter Emissionsintensität

Der kombinierte Indikator aus Handelsintensität und Emissionsintensität, wie er in Option 4 des Impact Assessments und dem Richtlinienentwurf verwendet wird, gewichtet beide Elemente gleich. Wir haben als Variante den Indikator dahingehend geändert, dass die Emissionsintensität höher gewichtet wird. Der neue Indikator wird wie folgt berechnet:

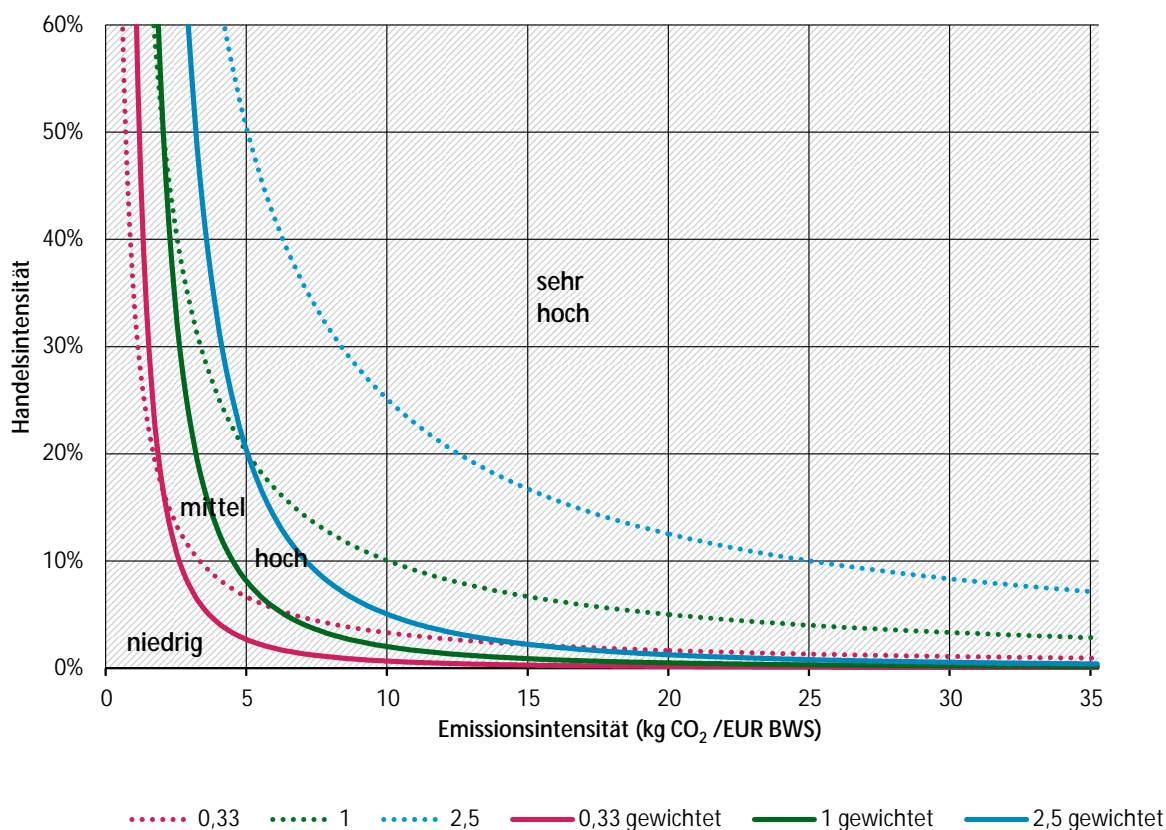
$$\text{Schwellenwert} = \frac{EI^2 * HI}{2}$$

Wobei: EI = Emissionsintensität und HI = Handelsintensität.

Bei der Verwendung der gleichen Schwellenwerte bzw. Abschnidegrenzen wie in Option 4 des Impact Assessments verlaufen die Kurven steiler. Durch den hohen Einfluss der Emissionsintensität nähern sich die Kurven bei hohen Emissionsintensitäten stark an (siehe Abbildung 6).

Wenn die Schwellenwerte auf die vorliegenden Daten der Sektoren angewendet werden, so steigt im Vergleich zur Option 4 ohne Gewichtung die Zahl der Sektoren in der höchsten Risikoklassen, da einige emissionsintensive Sektoren mit hohem Risiko nun als sehr hohes Risiko eingestuft werden. Die zwölf Sektoren verursachen gemeinsam 82% der Emissionen und tragen mit 8% zur Bruttowertschöpfung bei. Die Gruppe der Sektoren mit hohem Risiko ist kleiner geworden als in der Option 4 ohne Gewichtung, da acht Sektoren bei der höheren Gewichtung von Emissionsintensität in die höchste Risikogruppe fallen. Ein weitere Verschiebung hat sich zwischen der Gruppe des mittleren und niedrigen Risikos ergeben, da neun Sektoren aus der mittleren Gruppe rausfallen und gleichzeitig zwei Sektoren mit sehr geringer Handelsintensität (Herstellung von Industriegasen sowie von Ziegeln und Fliesen) durch ihre Emissionsintensität in die mittlere Gruppe aufsteigen.

Abbildung 5 Carbon Leakage Stufen mit höher gewichteter Emissionsintensität, Variante von Option 4 des Impact Assessments



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Tabelle 9 Quantitative Analyse der Variante von Option 4 des Impact Assessments mit höher gewichteter Emissionsintensität, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR | Anteil an BWS (2013) |
|-------------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|----------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 623.356 | 87% | 1.247.827 | 100% |
| Sehr hohes Risiko (100%) | 12 | 591.620 | 530.865 | 571.938 | 97% | 100.400 | 8% |
| Hohes Risiko (80%) | 3 | 21.566 | 17.069 | 14.706 | 68% | 8.380 | 1% |
| Mittleres Risiko (60%) | 13 | 35.706 | 29.617 | 19.146 | 54% | 21.355 | 2% |
| Niedriges Risiko (30%) | 135 | 71.651 | 45.805 | 17.565 | 25% | 1.117.691 | 90% |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 10 Quantitative Analyse der Variante von Option 4 des Impact Assessments mit höher gewichteter Emissionsintensität, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq- | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 142.080 | 97% | 2.731 | 229 |
| Sehr hohes Risiko (100%) | 11 | 128.151 | 109.844 | 133.244 | 104% | 276 | 28 |
| Hohes Risiko (80%) | 3 | 3.392 | 2.584 | 2.508 | 74% | 23 | 1 |
| Mittleres Risiko (60%) | 9 | 6.491 | 5.117 | 3.724 | 57% | 53 | 5 |
| Niedriges Risiko (30%) | 63 | 8.770 | 5.539 | 2.604 | 30% | 2.380 | 195 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Auch in diesem Szenario übersteigt die vorläufige Allokation basierend auf den Daten der 3. Handelsperiode das verfügbare Budget, allerdings weniger als unter den im Jahr 2020 gültigen Regeln (die Differenz beträgt 4 Prozentpunkte).

Tabelle 13 stellt die Ergebnisse der quantitativen Analyse der gewichteten Variante von Option 4 für Deutschland dar. Insbesondere die elf Sektoren mit sehr hohem Risiko profitieren von der geringeren Kürzung. Der Anteil dieser Sektoren sowohl an den Emissionen wie an der Bruttowertschöpfung liegen höher als im Durchschnitt der EU ETS Länder (87% bzw. 10%), sie geben 12% der Beschäftigten Arbeit.

2.2.4 Variante des Richtlinienvorschlages: Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren um 5%

Eine Variante des Richtlinienvorschlages geht ebenfalls von 0,2 als Schwellenwert zur Unterteilung in zwei Carbon Leakage Risikogruppen aus, sieht jedoch eine Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren um 5% vor. Dementsprechend erhalten sie nicht mehr 100% der Benchmarkallokation, sondern 95%. Die Zuteilung an nicht-abwanderungsgefährdete Sektoren wird unverändert mit 30% angenommen.

Interessanterweise entsprechen die Ergebnisse fast vollkommen dem Richtlinienvorschlag – die Allokation für Sektoren mit hohem CL-Risiko sinkt im Vergleich zum Richtlinienvorschlag lediglich um 0,1 Prozentpunkte. Der Grund dafür liegt darin, dass die vorläufige Zuteilung in beiden Szenarien mit den verwendeten Grunddaten aus der 3. Handelsperiode anteilig gekürzt wurde, um das Zuteilungsbudget für die Industrie nicht zu überschreiten. Die Differenz in der nötigen Kürzung wiegt also fast die geringere Basisallokation im Szenario mit 95% Zuteilung für Carbon Leakage Sektoren auf. Dieser Effekt bestätigt sich auch bei der Analyse der deutschen Daten (siehe Tabelle 13). Die Anteile der verschiedenen Carbon Leakage Klassen an Emissionen, Bruttowertschöpfung und Beschäftigung sind unverändert zum Szenario des Richtlinienvorschlages, da die Schwellenwerte identisch sind.

Tabelle 11 Quantitative Analyse der Variante des Richtlinienvorschlags mit Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren um 5%, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR | Anteil an BWS (2013) |
|------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|----------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 623.356 | 87% | 1.247.827 | 100% |
| Carbon Leakage (95%) | 46 | 679.549 | 593.122 | 612.249 | 90% | 298.028 | 24% |
| Kein Carbon Leakage (30%) | 117 | 40.994 | 30.234 | 11.107 | 27% | 949.799 | 76% |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 12 Quantitative Analyse der Variante des Richtlinienvorschlags mit Reduktion der Allokation an Carbon Leakage Sektoren, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 123.037 | 84% | 2.731 | 229 |
| Carbon Leakage (95%) | 36 | 139.033 | 117.296 | 120.910 | 87% | 502 | 48 |
| Kein Carbon Leakage (30%) | 50 | 7.770 | 5.788 | 2.127 | 27% | 2.229 | 181 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

2.3 Kalifornien

Der kalifornische Emissionshandel unterscheidet drei Gruppen bezüglich des CL-Risikos: high leakage, medium leakage und low leakage. Anlagen, die in die Gruppe der Sektoren mit hohem Abwanderungsrisiko (high leakage) fallen, erhalten 100% der Zuteilung kostenlos, während bei den anderen beiden Gruppen der Anteil der freien Zuteilung in den folgenden Handelsperioden sinkt. In den Jahren 2013 und 2014 gilt für alle Gruppen 100%. Anlagen mit mittlerem Abwanderungsrisiko erhalten im Zeitraum 2015-2017 noch 75% der Zuteilung kostenlos, ab 2018 sinkt dieser Anteil auf 50%. Bei niedrig gefährdeten Anlagen ist die freie Zuteilungsmenge für den Zeitraum 2015-2017 von vornherein auf 50% reduziert und sinkt ab 2018 auf 30%.

Der kalifornische Emissionshandel verwendet eine rein quantitative Methode zur Carbon-Leakage-Risikoabschätzung. Sie basiert auf einer Kombination der Faktoren Emissionsintensität (Tonnen CO₂-äquiv. / Wertschöpfung in US-\$) und Handelsintensität (als Summe aus Importe und Exporten, dividiert durch Produktionswert plus Importen). Durch die Festlegung von

Schwellenwerten erfolgt eine Unterteilung dieser Kriterien in „sehr niedrig“, „niedrig“, „mittel“ und „hoch“.

Tabelle 13 Schwellenwerte für die Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität im kalifornischen Emissionshandel

| Emissionsintensität (Tonnen CO ₂ -äquiv. / Wertschöpfung in US-\$) | Handelsintensität (Summe aus Importen und Exporten, dividiert durch Produktionswert plus Importen) |
|---|--|
| • Hoch: ≥ 5.000 | • Hoch: $> 19\%$ |
| • Mittel: 4.999 - 1.000 | • Mittel: 19 - 10% |
| • Niedrig: 999 - 100 | • Niedrig: $< 10\%$ |
| • Sehr niedrig: < 100 | |

Quelle: California Air Resources Board (CARB) 2013. Leakage Risk Analysis for New and Modified Sectors

Abbildung 6 Carbon Leakage Risiko Einteilung in Kalifornien anhand von Emissionsintensität (t CO₂/Dollar) und Handelsintensität (%)

| | | | | |
|---------------------|--------------------------|----------------------|------------------|-------------------|
| Emissionsintensität | hoch (≥ 5.000) | hoch | | |
| | mittel (1.000 - 4.999) | mittel | mittel | hoch |
| | niedrig (100 - 999) | niedrig | mittel | mittel |
| | sehr niedrig (< 100) | niedrig | niedrig | niedrig |
| | | niedrig ($< 10\%$) | mittel (10-19 %) | hoch ($> 19\%$) |
| | | Handelsintensität | | |

Quelle: Eigene Darstellung basierend auf California Air Resources Board (CARB) 2013. Leakage Risk Analysis for New and Modified Sectors, S.4.

Die Kategorisierung des CL-Risikos (hoch, mittel, niedrig) eines Sektors erfolgt schlussendlich durch die Kombination der beiden oben genannten Kriterien anhand der Regeln eines festen Rasters (siehe Abbildung). Anhand der Abbildung wird deutlich, dass nach den Regeln des kalifornischen ETS eine hohe Emissionsintensität kombiniert mit einer beliebig hohen Handelsintensität immer ein hohes CL-Risiko zur Folge hat. Ebenso führt eine sehr niedrige Emissionsintensität kombiniert mit einer beliebig hohen Handelsintensität zu einem niedrigen CL-Risiko.

Die Emissionsintensität wurde für die Übertragung der Kalifornischen Regeln auf den EU ETS in CO₂-Kostenanteile nach dem Ansatz der DEHSt umgerechnet: Dafür werden die Schwellenwerte zur Emissionsintensität (siehe oben) unter denselben Annahmen wie im EU-ETS (25% kostenlose Zuteilung, €30 pro EUA) und mit dem Euro-Wechselkurs von 1,13 US \$ pro Euro in den Faktor CO₂-Kostenanteil pro Einheit Wertschöpfung umgerechnet. So ergeben sich folgende Schwellenwerte für die Unterteilung des Kriteriums CO₂-Kostenanteil:

- Ein CO₂-Kostenanteil ab ca. 12,7% gilt dabei als „hoch“,
- eine Belastung ab ca. 2,5% als „mittel“, und
- eine niedrige Belastung besteht bei unter 2,5%.

Die Stufe „sehr niedrig“ wird vernachlässigt. Diese CO₂-Kostenanteile wurden der quantitativen Analyse anstatt der Emissionsintensität zugrunde gelegt.

Bei der Übertragung auf den EU Emissionshandel im Jahr 2020 wurde für die Gruppe mit hohem Risiko ein Carbon Leakage Faktor von 100%, für die Gruppe mit mittlerem Risiko von 50% sowie für die Gruppe mit niedrigem Risiko von 30% in Ansatz gebracht.

Tabelle 14 Quantitative Analyse des Szenarios Kalifornien, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR | Anteil an BWS (2013) |
|-------------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|----------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 623.356 | 87% | 1.247.827 | 100% |
| Hohes Risiko (100%) | 31 | 669.556 | 585.132 | 602.715 | 90% | 177.565 | 14% |
| Mittleres Risiko (50%) | 103 | 44.199 | 35.056 | 19.142 | 43% | 849.597 | 68% |
| Niedriges Risiko (30%) | 29 | 6.787 | 3.168 | 1.499 | 22% | 220.664 | 18% |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Tabelle 15 Quantitative Analyse des Szenarios Kalifornien, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 123.163 | 84% | 2.731 | 229 |
| Hohes Risiko (100%) | 26 | 137.197 | 116.047 | 119.368 | 87% | 401 | 39 |
| Mittleres Risiko (50%) | 48 | 8.349 | 6.425 | 3.492 | 42% | 1.893 | 164 |
| Niedriges Risiko (30%) | 12 | 1.257 | 613 | 304 | 24% | 437 | 26 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Die Analyse zeigt, dass die Unterteilung relativ wenig Auswirkung hat, da die Gruppe, deren Risiko als hoch bewertet wird, sowohl in Bezug auf Emissions- wie Allokationsmengen mit einem Anteil von 93% im EU ETS dominiert. Deswegen ist auch in diesem Szenario bei ansonsten unveränderten Allokationsparametern in 2020 ein sektorübergreifender Korrekturfaktor nötig, der dem der geltenden EU ETS Regeln ähnelt. Die Situation in Deutschland gleicht derer in den EU ETS Ländern insgesamt.

2.4 Australien

Der australische Emissionshandel wurde mit 17. Juli 2014 vom australischen Senat außer Kraft gesetzt. Der australische Emissionshandel sah die Unterscheidung von drei Risikogruppen für die Bewertung des Carbon-Leakage-Risikos vor. Sektoren des verarbeitenden Gewerbes („manufacturing activities“), die nicht als abwanderungsgefährdet gelten (kein CL-Risiko), erhalten keinerlei kostenlose Zuteilung. Für Sektoren mit „medium leakage“ Risiko beträgt der Zuteilungsfaktor im ersten Jahr 67%; für Sektoren mit „high leakage“-Risiko 91%. In beiden Fällen sinkt er um 1,3% pro Jahr. In der vorliegenden Analyse wurde ein Zuteilungsfaktor von 82% für die Gruppe mit hohem Risiko und von 58% für die Gruppe mit mittlerem Risiko in Ansatz gebracht.⁹

Abbildung 7 Carbon Leakage Risiko Einteilung in Australien anhand von Emissionsintensität und Handelsintensität

| | | | |
|---------------------|------------------------|-------------------------|-------------------|
| Emissionsintensität | hoch (≥ 6.000) | niedrig | hoch |
| | mittel (3.000 - 5.999) | niedrig | mittel |
| | niedrig (< 3.000) | niedrig | niedrig |
| | | niedrig ($\leq 10\%$) | hoch ($> 10\%$) |
| | | Handelsintensität | |

Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Die australische Risikoabschätzung bezieht sich auf Sektoren des verarbeitenden Gewerbes, welche nicht immer mit den Definitionen von Sektoren in der EU und Kalifornien übereinstimmen (CEPS 2014).

Es werden sowohl quantitative als auch qualitative Prüfungen zur CL-Risikoabschätzung angewandt. Wie auch im kalifornischen ETS, erfolgt die quantitative Prüfung in Australien durch Kombination der Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität:

- der Emissionsintensität (Tonnen CO₂-äquiv. / Wertschöpfung in AUS-\$). Dabei gilt ein Wert über 6.000 Tonnen als hoch, über 3.000 Tonnen als „mittel“, und darunter als nicht-emissionsintensiv. Alternativ zur Wertschöpfung kann die Emissionsintensität auch

⁹ Die verwendeten Zuteilungsfaktoren gehen davon aus, dass zu Anfang der ETS-Handelsperiode (2013) der Zuteilungsfaktor 91% bzw. 76% betragen und pro Jahr um 1,3 Prozentpunkte sinken. Im Jahr 2020 würden dann die Zuteilungsfaktoren 82% bzw. 58% betragen.

bezüglich des Umsatzes berechnet werden, dann gelten 2000 Tonnen CO₂-äquiv. / AUS-\$ Umsatz als hoch und 1000 Tonnen als „mittel“ (siehe CEPS 2014, S. 6);

- der Handelsintensität (als Summe aus Importen und Exporten, dividiert durch die Produktionsmenge). Diese ist, anders als in Kalifornien oder der EU, absolutes Ausschlusskriterium: nur wenn hier 10% überschritten werden kommt eine Anerkennung als mittel- oder hochgefährdet überhaupt in Betracht. Der Schwellenwert ist jedoch etwas einfacher zu erreichen als in der EU oder Kalifornien, da der Nenner nur die Produktion und nicht auch Importe umfasst und zudem eine Wahlfreiheit der Bezugsjahre besteht. Dies hat zur Folge, dass der Handelsanteil von Aktivitäten mit hohem Importlevel überschätzt werden könnte. Wenn die Aktivität den Schwellenwert für die Handelsintensität von 10% nicht erreicht, kann ein ergänzender qualitativer Test herangezogen werden, um die Möglichkeit Kosten weiterzureichen zu überprüfen (CEPS 2014).

Um die relativen Auswirkungen der CO₂-Kosten besser erfassen zu können, werden für das Szenario „Australien“, analog zum Szenario „Kalifornien“, die Schwellenwerte für die Emissionsintensität (in Bezug auf die Wertschöpfung) in einen Prozentsatz für die Kostenbelastung bei einem Zertifikatspreis von 30 Euro umgerechnet. Die Schwellenwerte für das Kriterium CO₂-Kostenanteil sind hier höher als in Kalifornien: 19,6 % für eine hohe Belastung und 9,8 Prozent für eine mittlere. Die alternative Berechnung der Emissionsintensität anhand des Umsatzes wurde nicht untersucht.

Tabelle 16 **Schwellenwerte für die Kriterien Emissionsintensität und Handelsintensität im australischen Emissionshandel**

| Emissionsintensität | Alternative Emissionsintensität | Handelsintensität |
|--|---|---|
| (Tonnen CO ₂ -äquiv. / Wertschöpfung in AUS-\$) | (Tonnen CO ₂ -äquiv. / Umsatz in AUS-\$) | (Summe aus Importen und Exporten, dividiert durch Produktionsmenge) |
| • Hoch: ≥ 6.000 | • Hoch: ≥ 2.000 | • Hoch: > 10% |
| • Mittel: 5.999 - 3.000 | • Mittel: 1.999 – 1.000 | • Mittel: > 10% |
| • Niedrig: < 3.000 | • Niedrig: < 1.000 | • Ausschlusskriterium: ≤ 10% |

Quelle: CEPS 2014

Für das Kriterium der Handelsintensität wird angenommen, dass die Definition in Australien der Definition im EU-ETS entspricht, obwohl dies nicht so ist. Allerdings werden lediglich zwei Sektoren nur aufgrund der Handelsintensität mit niedrigem CL-Risiko bewertet, so dass der Unterschied hier vernachlässigt werden kann. Das Kriterium der Handelsintensität dient, wie oben schon erwähnt, als Ausschlusskriterium. D.h. alle Sektoren mit einer Handelsintensität unter 10 Prozent gelten nicht als CL gefährdet, auch wenn sie durch den Emissionshandel eine sehr hohe Kostenbelastung tragen müssen.

Tabelle 17 Quantitative Analyse des Szenarios Australien, alle EU ETS Länder

| | Anzahl Sektoren | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (EU28, 2013) in Mio. EUR | Anteil an BWS (2013) |
|-------------------------------------|-----------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|----------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 163 | 720.543 | 623.356 | 325.589 | 45% | 1.247.827 | 100% |
| Hohes Risiko (82%) | 3 | 207.273 | 200.429 | 199.252 | 96% | 24.882 | 2% |
| Mittleres Risiko (58%) | 5 | 234.096 | 179.585 | 126.337 | 54% | 61.372 | 5% |
| Niedriges Risiko (0%) | 155 | 279.174 | 243.343 | 0 | 0% | 1.161.573 | 93% |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Die quantitative Analyse zeigt, dass bei dieser Regelung in 2020 bei unveränderten sonstigen Allokationsparametern alle drei Gruppen weniger Zuteilung als zurzeit erhalten – dies liegt insbesondere daran, dass auch Sektoren mit hohem Risiko einen Zuteilungsfaktor kleiner 1 bekommen und dass die Gruppen in Bezug auf Emissionen ungefähr gleich groß sind. Damit entfällt die Notwendigkeit für eine sektorübergreifende Kürzung um das Zuteilungsbudget einzuhalten.

Tabelle 18 Quantitative Analyse des Szenarios Australien, Deutschland

| | Anzahl Sektoren in DE | Durchschnitt Emissionen (2013/2014) in kt CO ₂ eq. | Allokation 3. HP (2020) in Tsd. EUA | Allokation Szenario (2020) in Tsd. EUA | Ausstattungsgrad Szenario | BWS der Sektoren (DE, 2013) in Mio. EUR | Mio. Beschäftigte (DE, 2013) |
|-------------------------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|--|---------------------------|---|------------------------------|
| Summe verarbeitendes Gewerbe | 86 | 146.803 | 123.084 | 74.719 | 51% | 2.731 | 229 |
| Hohes Risiko (82%) | 3 | 51.910 | 49.162 | 48.841 | 94% | 85 | 7 |
| Mittleres Risiko (58%) | 5 | 47.090 | 36.846 | 25.878 | 55% | 168 | 18 |
| Niedriges Risiko (0%) | 78 | 47.803 | 37.076 | 0 | 0% | 2.478 | 204 |

Quelle: Eigene Berechnungen Öko-Institut basierend auf European Commission (2014a), EUTL (2015)

Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Szenarien haben die drei Risikogruppen vergleichbare Anteile an den Emissionen: rund 30% der Emissionen werden jeweils von der Gruppe mit hohem und mittlerem Risiko verursacht, knapp 40% durch die Sektoren mit niedrigem Risiko. Die Eisen- und Stahlerzeugung, die Kokereien und die Düngemittelproduktion befinden sich wie in den meisten anderen Szenarien in der höchsten Risikokategorie. Auch in

diesem Szenario trägt die Gruppe mit den niedrigsten Carbon Leakage Risiko am meisten zur Wertschöpfung bei: die 155 Sektoren erzeugen 93% der Bruttowertschöpfung im Verarbeitenden Gewerbe und Bergbau.

Bei der Analyse der Situation in Deutschland zeigt sich, dass die Sektoren mit hohem Risiko von der fehlenden anteiligen Kürzung profitieren. In Summe ist die Allokation im Szenario Australien geringer als die tatsächliche Allokation an Anlagen in Deutschland im Jahr 2020. Jedoch ist der Unterschied für Deutschland geringer als für die Summe der EU ETS Länder, weil der Anteil der Sektoren in der hohen Risikoklasse in Deutschland höher ist als im Durchschnitt aller Länder.

3 Ergebnisse

Freie Zuteilung an die Industriesektoren wird im Europäischen Emissionshandel als eine wichtige Maßnahme zum Schutz vor Abwanderung der Produktion oder Investitionen in Länder ohne vergleichbare Klimaschutzmaßnahmen gesehen. Im Zuge der Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie für die 4. Handelsperiode wurden verschiedene Möglichkeiten diskutiert, wie das Carbon Leakage Risiko gemessen und die entsprechende Zuteilung ausgestaltet werden können.

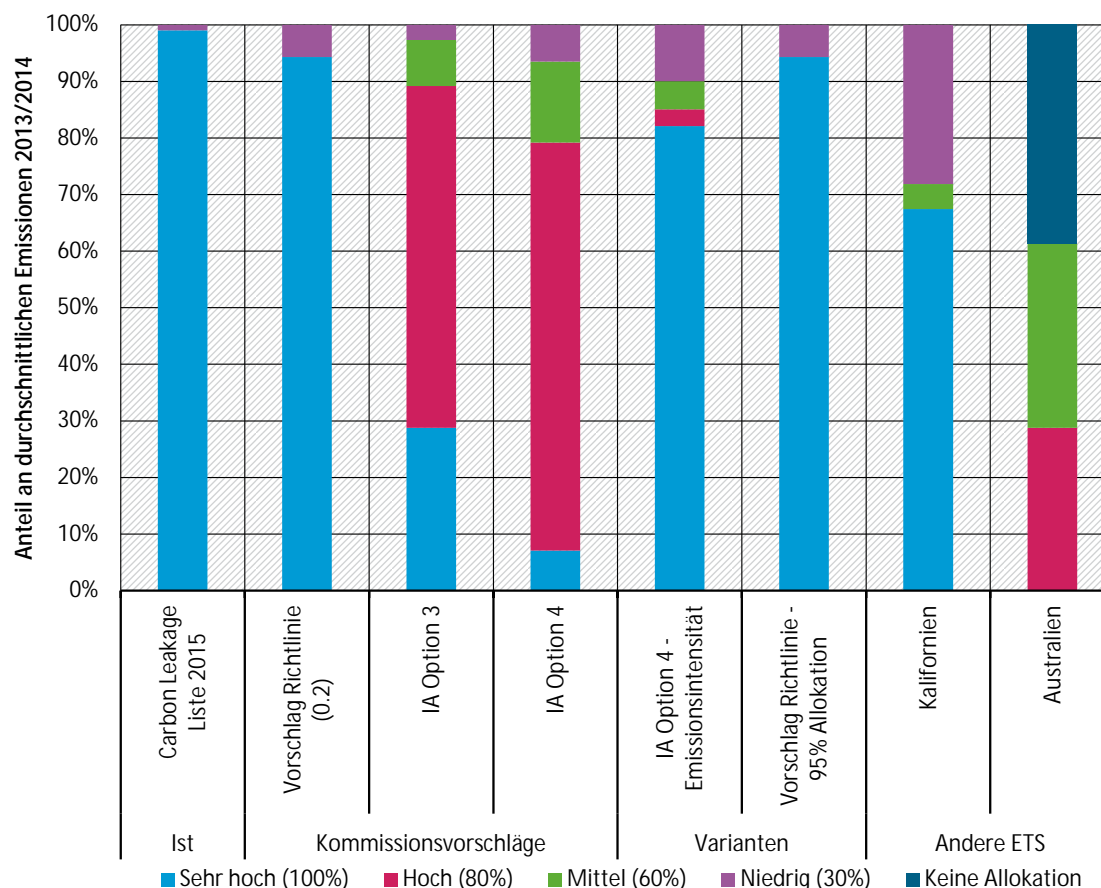
Die Analyse verschiedener Optionen zeigt, dass sich die Indikatoren zur Ermittlung des Ausmaßes der Wettbewerbsgefährdung in der EU, in Kalifornien und Australien ähneln: Zum einen fließt die Handelsintensität des Sektors ein, zum anderen die Emissionsintensität bzw. die Höhe der durch Emissionen verursachten Kosten. Die Ermittlung des Carbon Leakage Risikos unterscheidet sich hingegen bei den Schwellenwerten, ab denen ein Sektor als gefährdet gilt und in der Weise wie die beiden Indikatoren kombiniert werden bzw. ob ein hoher Wert bei einem der zwei Indikatoren ausreichend ist. Ein weiterer wichtiger Unterschied ist die Zahl der Carbon Leakage Risikoklassen (zwei bis vier) sowie die Höhe der Zuteilungsfaktoren (0%-100%).

Der Vergleich zeigt, dass die Optionen mit nur zwei Carbon Leakage Klassen (binärer Ansatz) zu ähnlichen Ergebnissen führen. Bei der in der 3. Handelsperiode gültigen Carbon Leakage Liste und dem EU Emissionshandelsrichtlinienvorschlag sind jeweils die begünstigten Sektoren für den größten Teil der emissionshandelspflichtigen Emissionen des verarbeitenden Gewerbes und Bergbaus verantwortlich, auch wenn sich die Zahl der Sektoren deutlich unterscheidet. Sie erhalten als Carbon Leakage Zuteilungsfaktor 100% in der Zuteilungsformel. Die Sektoren ohne Begünstigung verursachen jeweils nur einen sehr kleinen Teil der Emissionen und erhalten aufgrund des geringeren Zuteilungsfaktors von 30% einen noch kleineren Anteil der Zuteilung (siehe Abbildung 9 und Abbildung 10). In der dritten Handelsperiode war die vorläufige Zuteilungsmenge höher als das verfügbare Budget, in Folge dessen wurde die Zuteilung alle Anlagen unabhängig von der Carbon Leakage Risikoklasse gekürzt. Würde der Richtlinienvorschlag auf die Daten der 3. Handelsperiode angewendet, wäre ebenfalls eine Kürzung notwendig, allerdings würde diese etwas geringer ausfallen.¹⁰ Nur bei erheblich stringenteren Schwellenwerten würde ein binärer Ansatz zu einer geringeren vorläufigen Zuteilung führen.

Die anderen Optionen arbeiten jeweils mit mehreren Carbon Leakage Risikoklassen und abgestuften Zuteilungsfaktoren. Die Optionen 3 und 4 im Impact Assessment der Kommission zur Überarbeitung der Emissionshandelsrichtlinie unterscheiden jeweils vier Carbon Leakage Klassen, die kalifornischen und australischen Regeln drei. Die Anteile der verschiedenen Begünstigungsstufen an den Emissionen unterscheiden sich erheblich. Im kalifornischen Beispiel ist der Anteil der begünstigten Sektoren so hoch, dass die Regelung sich kaum von den Vorschlägen mit zwei Klassen unterscheidet.

¹⁰ Bei der Bewertung der Aussagen zur unterschiedlichen Höhe des sektorübergreifenden Korrekturfaktors in den Szenarien ist zu beachten, dass die Carbon Leakage Regelung nur ein Einflussfaktor ist. Weitere Faktoren sind die Höhe der Benchmarks sowie die Höhe der Aktivitäten in der Basisperiode, sowie die Menge die für die kostenlose Zuteilung zur Verfügung stehen. Der Korrekturfaktor im Szenario ist also im Vergleich zum tatsächlichen Korrekturfaktor in 2020 zu sehen und nicht als Prognose zu bewerten.

Abbildung 8 Verteilung der verifizierten Emissionen (2013/2014) nach Carbon Leakage Regeln, alle EU ETS Länder

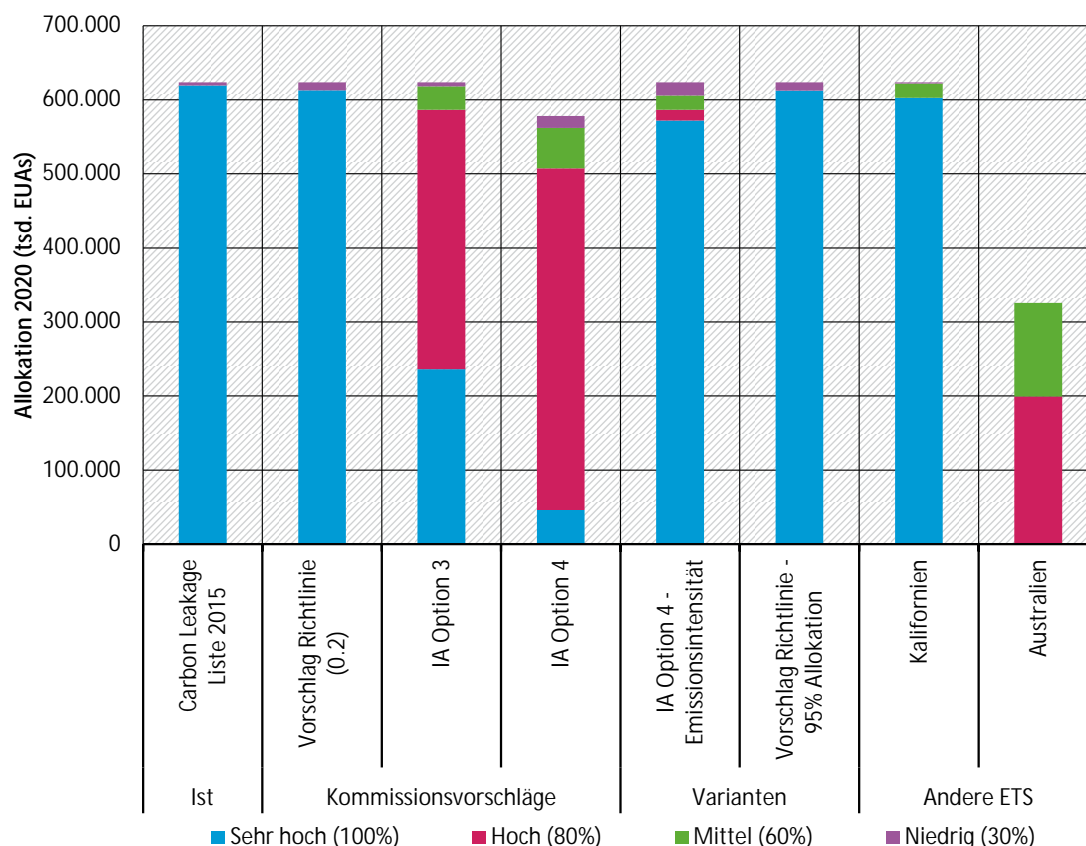


Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Hinweis: Folgende Zuteilungsfaktoren unterscheiden sich von den angegebenen Werten: Szenario Kalifornien: mittlere Risikoklasse 50%. Szenario Australien: mittlere Risikoklasse 58%, hohe Risikoklasse 82%. Variante des Richtlinienvorschlages: sehr hohe Risikoklasse 95%. (siehe auch jeweilige Kapitel).

In drei Optionen haben Sektoren mit einem hohen (aber nicht sehr hohen) Risiko einen erheblichen Anteil an den Emissionen (Optionen 3 und 4 des Impact Assessments sowie die Regelung aus dem Australischen Emissionshandel), ihr Zuteilungsfaktor fällt mit rund 80% geringer aus als bei den Sektoren mit sehr hohem Risiko (100%), aber wesentlich höher als bei den Sektoren mit niedrigem Risiko. In Folge verringert sich vorläufige Zuteilung in Summe und eine gegebenenfalls nötige Korrektur der Zuteilungsmengen fällt geringer aus oder weg. Davon profitieren Sektoren mit sehr hohem Risiko, denn der sektorübergreifende Korrekturfaktor betrifft auch ihre Zuteilungsmengen.

Abbildung 9 Verteilung der zugeteilten Zertifikate in 2020 nach Carbon Leakage Regeln, alle EU ETS Länder



Quelle: Eigene Darstellung Öko-Institut

Hinweis: Folgende Zuteilungsfaktoren unterscheiden sich von den angegebenen Werten: Szenario Kalifornien: mittlere Risikoklasse 50%. Szenario Australien: mittlere Risikoklasse 58%, hohe Risikoklasse 82%. Variante des Richtlinienvorschlages: sehr hohe Risikoklasse 95%. (siehe auch jeweilige Kapitel).

Zusammenfassend zeigt die Analyse, dass nicht nur die Unterteilung in verschiedene Carbon Leakage Klassen ausschlaggebend ist, sondern auch die Relevanz der verschiedenen Klassen in Bezug auf Emissionen und in Folge davon auf die vorläufigen Zuteilungen. Der aktuelle Vorschlag für die EU Emissionshandelsrichtlinie stellt eine Fortschreibung des Status Quo dar. Auch wenn die Zahl der als abwanderungsgefährdet geltenden Industriesektoren durch den Wegfall der Handelsintensität als alleiniges Kriterium wesentlich geringer ist, ist die Summe der Emissionen dieser Sektoren und damit die Auswirkung auf die Zuteilungsmengen gering. Die abgestuften Ansätze erlauben wie beispielsweise Optionen 3 und 4 des Impact Assessments eine zielgenauere Fokussierung der Carbon Leakage Regeln. Von einem abgestuften Ansatz profitieren die Sektoren in der höchsten Risikoklasse insbesondere dann, wenn bei einem binären Ansatz ein sektorübergreifender Korrekturfaktor nötig wäre.

Im Zuge der Verhandlungen zur Reform des Emissionshandels wurden mehrstufige Vorschläge ähnlich den hier vorgestellten eingebracht, konnten sich jedoch letztendlich nicht durchsetzen. Dabei ist zu beobachten, dass es aufgrund des hohen Lobbydrucks politisch schwierig ist, einmal begünstigte Sektoren schlechter zu stellen als in einem bereits etablierten und über Jahre umgesetzten Ansatz. Obwohl die tatsächliche Wettbewerbsgefährdung der Sektoren sehr unterschiedlich ausfällt, ist eine exakte, methodisch eindeutige Festlegung der Höhe der Schwellenwerte für die Zuordnung der Sektoren in unterschiedliche Klassen schwierig. Eine

wesentliche nachträgliche Änderung ist auf der Grundlage von durchschlagenden Argumenten leichter möglich. Ein Beispiel für derartige Argumente waren die hohen Gewinnmitnahmen der Stromerzeuger. Auf dieser Grundlage war es möglich mit dem Übergang in die dritte Handelsperiode die kostenlose Zuteilung für die Erzeugung von Strom abzuschaffen. Gleichzeitig führt eine ausbleibende Differenzierung bei einem kontinuierlich sinkenden Cap dazu, dass eine hohe anteilige Kürzung wahrscheinlicher wird, die alle Sektoren in gleichem Maße trifft. Solange global deutliche Unterschiede in der CO₂-Bepreisung bestehen und die verfügbare Menge für die kostenlose Zuteilung mit dem Cap kontinuierlich abnimmt, könnten Forderungen nach einer stärker fokussierten Carbon-Leakage-Einstufung in Zukunft mit mehr Nachdruck gestellt werden, um den Carbon Leakage-Schutz für die am stärksten gefährdeten Industriebranchen zu erhalten.

4 Quellenverzeichnis

California Air Resources Board (CARB), 2011. Article 5 - California Cap on Greenhouse Gas Emissions and Market-based compliance Mechanisms. Unter: <http://www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/finalregorder.pdf> [Stand: 21.10.2015]

California Air Resources Board (CARB), 2013. Leakage Risk Analysis for New and Modified Sectors. Unter: <http://www.arb.ca.gov/regact/2013/capandtrade13/capandtrade13isorappb.pdf> [Stand: 21.10.2015]

CEPS, 2014. Carbon Leakage - Options for the EU. Unter: <http://www.ceps.eu/system/files/CEPS%20Special%20Report%20No%2083%20Carbon%20Leakage%20Options.pdf> [Stand: 21.10.2015]

DEHSt, 2015. Darstellung einer stärkeren Differenzierung des Carbon-Leakage-Risikos.

Europäische Kommission (2009): Beschluss der Kommission vom 24. Dezember 2009 zur Festlegung eines Verzeichnisses der Sektoren und Teilsektoren, von denen angenommen wird, dass sie einem erheblichen Risiko einer Verlagerung von CO₂-Emissionen ausgesetzt sind, gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:001:0010:0018:DE:PDF>

Europäische Kommission (2014): Beschluss der Kommission vom 27. Oktober 2014 zur Festlegung eines Verzeichnisses der Sektoren und Teilsektoren, von denen angenommen wird, dass sie im Zeitraum 2015-2019 einem erheblichen Risiko einer Verlagerung von CO₂-Emissionen ausgesetzt sind, gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014D0746&from=EN>

European Commission (2014a): Classification of installations in the EUTL Registry based on the NACE 4 statistical classification, http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/leakage/docs/installation_nace_rev2_matching_en.xls.

European Commission (2014b): Results of carbon leakage assessments for 2015-19 list (based on NACE Rev.2) as sent to the Climate Change Committee on 5 May 2014, http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/leakage/docs/carbon_leakage_detailed_info_en.pdf

European Commission (2015a): Commission staff working document. Impact Assessment accompanying the document "Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments, SWD(2015) 135 final, http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/revision/docs/impact_assessment_en.pdf

European Commission (2015b): Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments, COM(2015) 337 final, <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2015:337:REV1>

Eurostat (2016): Annual detailed enterprise statistics for industry (NACE Rev. 2, B-E) [sbs_na_ind_r2], Luxembourg

EUTL (2015): European Union Transaction Log as of May 2015 <http://ec.europa.eu/environment/ets/>

Graichen et al. 2013. Support to the Commission for the determination of the list of sectors and subsectors deemed to be exposed to a significant risk of carbon leakage for the years 2015-2019 (EU Emission Trading System), Öko-Institut und Ecofys im Auftrag von DG Klima. http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/cap/leakage/docs/carbon_leakage_list_en.pdf

Jürgens, I.; Barreiro-Hurlé, J. und Vasa, A. 2012. Identifying Carbon Leakage Sectors in the EU ETS and implications of results, Climate Policy.

Statistisches Bundesamt (2015): Beschäftigte, Umsatz, Produktionswert und Wertschöpfung der Unternehmen im Verarbeitenden Gewerbe, Kostenstrukturerhebung im Verarbeitenden Gewerbe, Bergbau (WZ2008 2-4-Steller Hierarchie), Wiesbaden.

C Analysis of free allocation under Art. 10c and further development of the relevant rules in the 4th trading period

By

Jakob Graichen

Verena Graichen

Translation by Vanessa Cook

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

Abschlussdatum: Oktober 2018

Abstract: Analysis of free allocation under Art. 10c and further development of the relevant rules in the 4th trading period

The study analyses the application of Article 10c of the ETS Directive for the transitional free allocation of allowances (EUAs) to operators of electricity generation installations in some Eastern European countries. It assesses both the profiteers of the derogation from general auctioning, but also analyses the use of the units. Based on the available data for 2013-2015 it is clear that most of the support is used by operators of coal power plants which are near the end of their life-cycle. This might lead to an extension of the lifetime of these plants and hinder the transition to a low-carbon electricity generation. A detailed analysis of the use of the EUA allocated for free is not possible, because the reporting requirements under the Directive are not adequate especially regarding the use of the allowances.

In contrast to what was foreseen in the current version of the ETS Directive, the European Council decided to continue – with amendments – the transitional free allocation to electricity generators under Article 10c in the fourth ETS trading period (2021-2030). In a last step the authors therefore analyse the amendments to Article 10c proposed by the Commission. The proposed amendments to Article 10c address some of the concerns and issues identified in this study, but fail to ensure that the subsidies under Article 10c really contribute towards an energy transition instead of extending the lifetime of coal-fired power plants.

Kurzbeschreibung: Analyse der kostenlosen Zuteilung nach Art. 10c und Weiterentwicklung der Regelung in der 4. Handelsperiode

Die Studie untersucht die Anwendung der Regelung zur übergangsweisen kostenlosen Zuteilung von (Emissionsberechtigungen) EUA an Anlagen zur Stromerzeugung nach Art. 10c der Emissionshandelsrichtlinie. Sie erläutert, welche Länder und Anlagenbetreiber am stärksten von der Regelung profitieren, und analysiert die Verwendung der Mittel. Auf Basis der Daten der Jahre 2013-15 wird deutlich, dass der größte Teil der Fördermittel an Betreiber von Kohlekraftwerken geht, die sich am Ende ihrer Lebensdauer befinden. Dadurch besteht die Gefahr, dass die Regelung zur Verlängerung der Laufzeit von Kohlekraftwerken führt, statt wirklich zur Modernisierung des Stromsektors in osteuropäischen Ländern beizutragen. Eine detaillierte Analyse ist aber nicht für alle Länder möglich, weil die Berichtspflichten insbesondere zur Verwendung der Mittel nicht adäquat sind.

Da der europäische Rat entschieden hat, die Regelung nicht wie vorgesehen bis 2020 auslaufen zu lassen, sondern in veränderter Form in der 4. Handelsperiode (2021-2030) fortzuführen, wird in einem letzten Schritt der Vorschlag der Europäischen Kommission für Änderungen an Art. 10c untersucht. Der überarbeitete Artikel nimmt einige der Schwachpunkte der aktuellen Umsetzung auf, geht aber nicht weit genug. Insbesondere besteht weiterhin die Gefahr, dass die Subventionen durch Art. 10c zu Laufzeitverlängerungen von Kohlekraftwerken beitragen und nicht zu einer echten Modernisierung des Energiesektors.

Table of content

| | |
|--|-----|
| List of figures | 145 |
| List of tables | 145 |
| List of abbreviations | 146 |
| Summary | 147 |
| Zusammenfassung..... | 149 |
| 1 Background..... | 151 |
| 2 Free allocation under Art. 10c in the 3rd trading period (2013-2020) | 152 |
| 2.1 Content and objectives of Art. 10c | 152 |
| 2.2 Quantities of allowances allocated for free under Art. 10c, their monetary value and their use | 153 |
| 2.2.1 Planned and actual free allocation by year (2013-2020) and country | 153 |
| 2.2.2 Distribution of 10c funds disbursed to date (2013-2015) by fuel and country | 155 |
| 2.2.3 Uses of free allocation under Art. 10c on a national level..... | 158 |
| 2.2.3.1 Lithuania | 159 |
| 2.2.3.2 Poland | 160 |
| 2.2.3.3 Czech Republic..... | 161 |
| 2.2.3.4 Hungary..... | 163 |
| 2.2.3.5 Cyprus | 163 |
| 2.3 Effects of free allocation under Art. 10c on emission development | 164 |
| 2.3.1 Short-term emission development of the electricity sector (ex-post analysis)..... | 164 |
| 2.3.2 Indications of possible long-term effects of Art. 10c on emission development (ex-ante analysis) | 164 |
| 2.4 Preliminary assessment of the effects of Art. 10c in the 3rd trading period..... | 165 |
| 3 Free allocation under Art. 10c in the 4th trading period (2021-2030)..... | 167 |
| 3.1 Background | 167 |
| 3.2 Proposal of EU Commission to amend Art. 10c in the revision of EU ETS..... | 167 |
| 3.3 Evaluation of the Commission Proposal in the context of the long-term targets of EU climate policy | 169 |
| 3.3.1 Overall quantity of allowances | 169 |
| 3.3.2 Use of funds | 170 |
| 3.3.3 Beneficiaries..... | 170 |
| 3.3.4 Reporting | 170 |
| 3.4 Alternative proposals for further development of Art. 10c in the 4th trading period | 170 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 3.4.1 | Overall quantity of allowances | 170 |
| 3.4.2 | Use of funds | 172 |
| 3.4.3 | Reporting | 173 |
| 4 | Summary | 174 |
| 4.1 | Analysis of application of Article 10c in the 2013-2015 period | 174 |
| 4.2 | Revision of Article 10c for the 4th trading period | 174 |
| 5 | List of references | 179 |

List of figures

| | | |
|--------------|--|-----|
| Figure 1: | Free allocation of at least 300 thousand EUAs to installations by fuel type and country for 2013-2015..... | 147 |
| Abbildung 2: | Zuteilung an Anlagen mit mindestens 300 Tsd. EUA kostenloser Allokation 2013-2015 nach Brennstoff und Land..... | 149 |
| Figure 3: | Maximum and real free allocation under Art. 10c | 154 |
| Figure 4: | Monetary value of maximum and real allocation under Art. 10c | 155 |
| Figure 5: | Free allocation of at least 300 thousand EUAs to installations by fuel type and country for 2013-2015..... | 156 |
| Figure 6: | Distribution of allowance ratio under Art. 10c by fuel type of the recipient power plants in relation to installed capacity..... | 158 |
| Figure 7: | Lithuania: investments under Art. 10c in 2010-2013 | 159 |
| Figure 8: | Investments in modernization of electricity production and diversification of the energy mix in Poland's national plan under Art. 10c..... | 160 |
| Figure 9: | Poland: planned investments in the national plan under Art. 10c | 161 |
| Figure 10: | Czech Republic: planned investments in the national Art. 10c plan..... | 162 |
| Figure 11: | Share of Art. 10c free allocation to installations by year of start-up | 165 |
| Figure 12: | Maximum annual free allocation under Art. 10c in the 3 rd and 4 th trading periods (2013-2030)..... | 168 |
| Figure 13: | Value of maximum annual allocation under Art. 10c in 3 rd and 4 th trading periods | 169 |
| Figure 14: | Free allocation options up to 2030 under Art. 10c ETS Directive | 171 |
| Figure 15: | Estimated value of Art. 10c free allocation up to 2030 by proposed option | 172 |

List of tables

| | | |
|----------|---|-----|
| Table 1: | Allocations to installations that received at least 300 000 EUAs for free in 2013-2015..... | 157 |
| Table 2: | Czech Republic: investments with emission reductions of more than 250 kt CO ₂ /a | 162 |
| Table 3: | Installation with at least 2 M EUA free allocation under Art. 10c in the 2013-15 period | 176 |

List of abbreviations

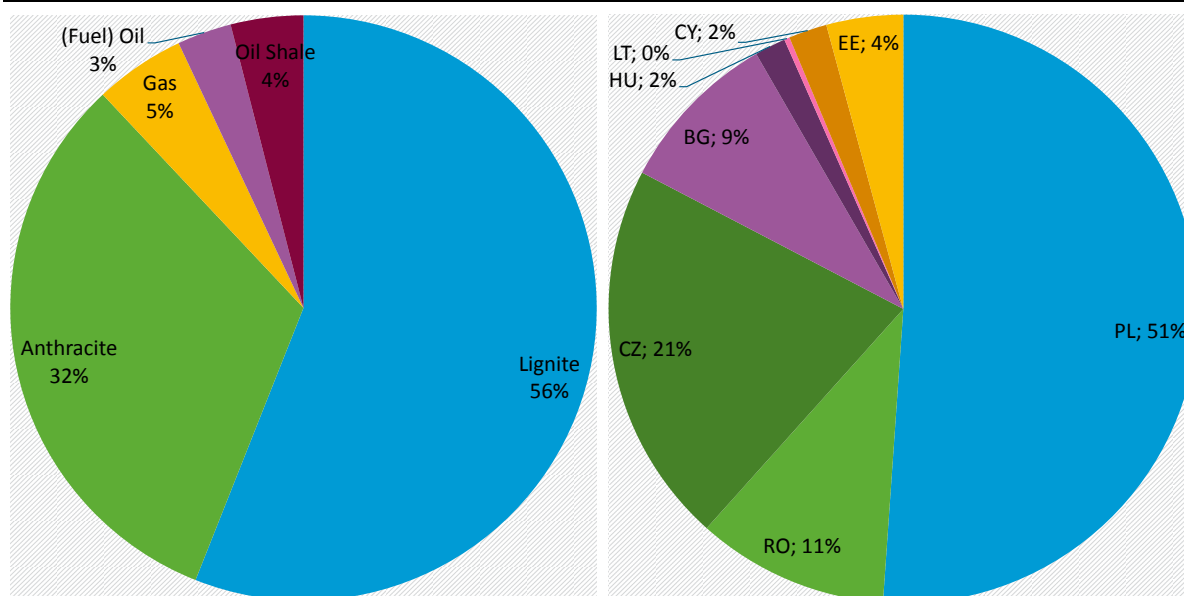
| | |
|-------------|---|
| BG | Bulgaria |
| CHP | Combined heat and power |
| CY | Cyprus |
| CZ | Czech Republic |
| EE | Estonia |
| ETS | Emissions trading system |
| EUA | EU allowance, unit in the EU ETS |
| EUTL | EU Transaction Log |
| GDP | Gross domestic product |
| GW | Gigawatt |
| HU | Hungary |
| kWh | Kilowatt hour |
| LT | Lithuania |
| MSR | Market Stability Reserve |
| MW | Megawatt |
| PL | Poland |
| PV | Photovoltaics |
| RO | Romania |
| UCTE | Union for the Coordination of the Transmission of Electricity |

Summary

In accordance with Article 10a of the Emissions Trading Directive, installations do not receive a free allocation of allowances in the case of electricity production (European Union (EU) 2009). In addition, under Article 10c certain Member States may give a transitional free allocation of allowances to installations if they submit to the Commission a “national plan that provides for investments in retrofitting and upgrading of the infrastructure and clean technologies”. The electricity production installations concerned must have been in operation by 31 December 2008; in the case of new installations, the investment process must have been physically initiated by the same date. Overall, eight Member States have made use of this derogation under Article 10c: Bulgaria, Estonia, Lithuania, Poland, Romania, the Czech Republic, Hungary and Cyprus. Latvia and Malta were also eligible to make use of the article but chose not to (European Commission (EC) 2012k).

A total of approx. 680 million free allowances in the EU-ETS (EUAs) may be allocated to operators of installations for electricity production in eight countries during the 3rd trading period. In 2013-2015 only 81 % of the permissible allowance amount was actually awarded. It will become clear in the years ahead whether the related investments have only been delayed or whether the quantities applied for were too high. Depending on the CO₂ price development and the implementation of investment measures, the unused allowances can still be allocated in the coming years. If they are not allocated for free, they will be auctioned towards the end of the trading period. Some Member States have already begun to hand over unused quantities to regular auctioning.

Figure 1: Free allocation of at least 300 thousand EUAs to installations by fuel type and country for 2013-2015



Source: Authors' own calculations based on European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e) and European Commission (EC) (2016)

Overall 251 installations receive free allowances under Art. 10c. The operators of the 101 installations with an allocation of at least 300 thousand EUAs in 2013-2015 are granted approx. 96 % of the total amount of allowances allocated for free. 82 % of which went to operators of coal-fired power plants and a further 7 % to operators of oil and shale oil plants. The operators of ten gas-fired power plants receive 5 % of the allowances.

The current value of free allocation to the electricity sector in the eight Member States corresponds to approx. EUR 4.4 billion by 2020 (based on current prices and price estimations). Approx. 60 % of this amount is allocated to the operators of plants nearing the end of their lifetime and may possibly be disconnected soon without modernization measures.

There is a risk that the lifetime of coal-fired power plants is extended by Article 10c and the suppliers of renewable energies placed at a disadvantage. The highest allowance ratio – calculated as number of EUAs per MW of installed capacity – is for the most part received by the operators of lignite power plants of up to 2 GW. Renewable energies only play a role in the form of co-firing of biomass. Investments in wind and PV are only sporadically included in the plans, if at all.

The Council of the European Union decided in its Conclusions of October 2014 that Member States with a GDP per capita below 60 % of the EU average may continue to allocate free allowances to installations for electricity production up to 2030 (European Council 2014). In particular, the “current modalities, including transparency, should be improved to ensure that the funds are used to promote real investments modernizing the energy sector, while avoiding distortions of the internal energy market.”

The Commission proposal for the reform of the ETS foresees an unchanged total amount of EUAs under Article 10c during the 4th phase, but the actual value of the freely allocated allowances themselves could more than double under rising carbon prices. The group of eligible countries changes slightly. In particular, Poland and Estonia are allowed to allocate significantly fewer allowances for free than during the 3rd trading period, while a higher total amount of allowances is made available to all other Member States concerned. The criteria for awarding free allocation have been significantly improved. The proposal foresees that the cost efficiency and absolute amount of avoided emissions are a compulsory component of the evaluation of all projects with a total amount of investment exceeding EUR 10 million. Nevertheless, it is not ensured that large quantities of allowances are not once again granted to coal-fired power plants. Based on the analysis undertaken above and the experiences gathered in the years up to 2015, the following changes are proposed for the 4th trading period:

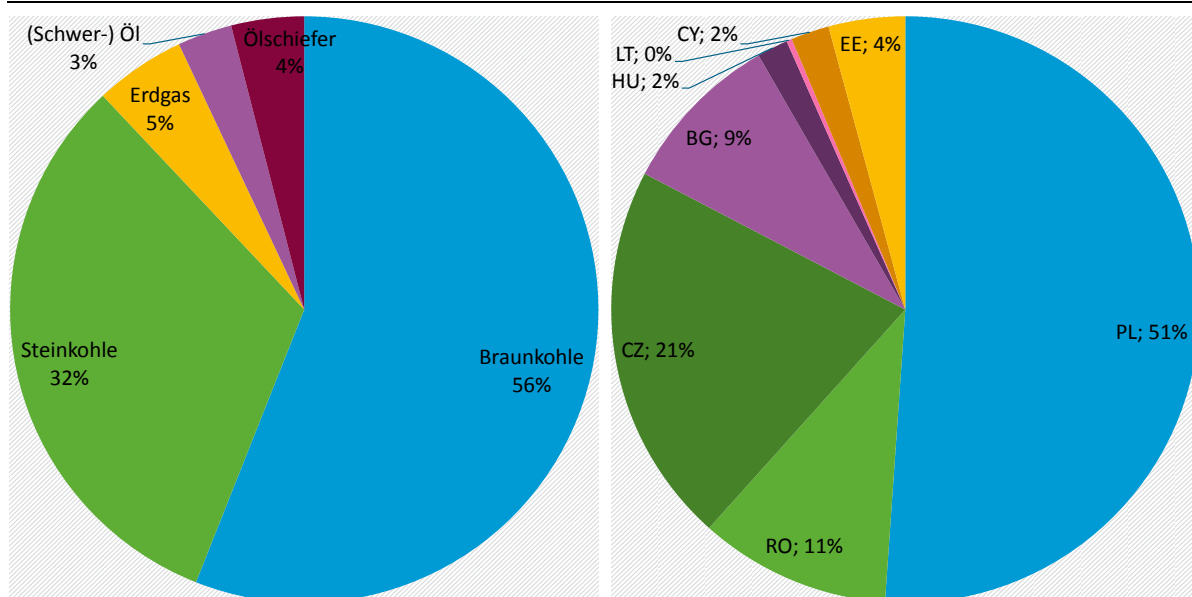
- ▶ Degressive allocation: Free allocation should be reduced to zero at the end of the trading period.
- ▶ Use of funds: The guidelines and criteria should be expanded to include a minimum allocation of allowances for renewable energies, measures which extend the lifetime of for old coal-fired power plants should be excluded from free allocation and rules for providing proof of additionality should be introduced.
- ▶ Beneficiaries: The list of possible beneficiaries eligible to participate in the competitive bidding process should be expanded to include all holders of EUA accounts in a national emissions trading registry in order to enable participation by suppliers of electricity based on renewable energies.
- ▶ Reporting: As part of the reporting obligations, the beneficiaries should also report the real-world avoided emissions.

Zusammenfassung

Nach Artikel 10a der Emissionshandelsrichtlinie erhalten Anlagen zur Stromerzeugung keine kostenlose Zuteilung von Zertifikaten (EU, 2009) für ihre Stromerzeugung. Zusätzlich dürfen nach Art. 10c ausgewählte Länder Zertifikate kostenlos zuteilen, wenn sie einen „Plan für Investitionen in die Nachrüstung und Modernisierung der Infrastrukturen und in saubere Technologien“ der Kommission vorlegen. Die betroffenen Anlagen müssen am 31. Dezember 2008 für die Stromerzeugung in Betrieb gewesen sein. Im Falle von Neuanlagen muss zu dem Zeitpunkt der Investitionsprozess konkret begonnen haben. Insgesamt haben acht Mitgliedsländer von der Ausnahmeregelung nach Art. 10c Gebrauch gemacht: Bulgarien, Estland, Litauen, Polen, Rumänien, Tschechische Republik, Ungarn und Zypern. Lettland und Malta hätten Anträge stellen können, haben dies aber nicht getan (European Commission (EC) 2012i).

In der dritten Handelsperiode dürfen in Summe ca. 680 Mio. Emissionsberechtigungen (EUA) kostenlos an Betreiber von Anlagen zur Stromproduktion in den acht Ländern zugeteilt werden. In den Jahren 2013-15 wurden nur 81 % der zulässigen Menge tatsächlich vergeben. Ob sich die dazugehörigen Investitionen nur verzögern oder ob die beantragten Mengen zu hoch waren, wird sich in den nächsten Jahren zeigen. In Abhängigkeit von der CO₂-Preisentwicklung sowie der Umsetzung der Investitionsmaßnahmen können die noch nicht verwendeten Zertifikate in den kommenden Jahren weiterhin zugeteilt werden. Gleichzeitig haben schon erste Mitgliedsländer angefangen, nicht genutzte Mengen in die regulären Auktionen einzuspeisen.

Abbildung 2: Zuteilung an Anlagen mit mindestens 300 Tsd. EUA kostenloser Allokation 2013-2015 nach Brennstoff und Land



Quelle: Eigene Berechnung auf Basis von on European Union (EU)European Union (EU) (2016)(2016), European Commission (EC)European Commission (EC) (2012k)(2012k), European Commission (EC)European Commission (EC) (2012e)(2012e) und European Commission (EC)European Commission (EC) (2016)(2016)

Insgesamt 251 Anlagen erhalten Zertifikate nach Art. 10c. Die Betreiber von den 101 Anlagen mit einer Zuteilung von mind. 300 Tsd. EUA in den Jahren 2013-15 beziehen ca. 96 % der Gesamtmenge der kostenlosen Zuteilung. 82% davon wurden an Betreiber von Kohlekraftwerken und weitere 7 % an Betreiber von Öl- sowie Schieferölanlagen ausgegeben. Die Betreiber von zehn Gaskraftwerken erhalten zusammen 5 % der Zertifikate.

Der Gegenwert der kostenlosen Zuteilung an den Stromsektor in den acht Mitgliedstaaten entspricht ca. 4,4 Mrd. EUR bis 2020. Über 60% dieser Menge werden Betreibern von Anlagen zugeteilt, die sich dem Ende ihrer Lebensdauer nähern und ohne Modernisierung möglicherweise demnächst abgeschaltet würden.

Es besteht die Gefahr, dass durch Art. 10c die Lebensdauer von Kohlekraftwerken verlängert wird und Anbieter erneuerbarer Energien benachteiligt werden. Die höchste Förderquote ausgedrückt in EUA/MW installierte Leistung erhalten im Wesentlichen die Betreiber von Braunkohlekraftwerken bis zu 2 GW. Erneuerbare Energien spielen nur in Form von Mitverbrennung von Biomasse eine Rolle. Investitionen in Wind und PV sind in den Plänen gar nicht, oder nur in sehr geringem Umfang enthalten.

Der Rat der Europäischen Union hat in seinen Schlussfolgerungen vom Oktober 2014 beschlossen, dass Mitgliedstaaten mit einem Pro-Kopf-BIP unter 60% des EU-Durchschnitts weiterhin kostenlose Zertifikate für die Stromerzeugung austeilen dürfen (Rat der Europäischen Union 2014). Insbesondere sollen die „derzeitigen Modalitäten, einschließlich Transparenz, [...] verbessert werden, um sicherzustellen, dass die Mittel zur Förderung von Realinvestitionen zur Modernisierung des Energiesektors genutzt werden, wobei Verzerrungen im Energiebinnenmarkt zu vermeiden sind“.

Der Kommissionsvorschlag zur Reform des EU ETS sieht eine unveränderte Gesamtmenge an EUA nach Art 10c während der vierten Phase vor, der Wert dieser Zuteilung könnte sich – bei künftig steigenden EUA-Preisen - aber mehr als verdoppeln. Der Kreis der qualifizierten Länder ändert sich leicht. Insbesondere Polen aber auch Estland werden deutlich weniger kostenlos zuteilen dürfen als in der dritten Handelsperiode, während allen anderen betroffenen Mitgliedsländern eine höhere Gesamtmenge zur Verfügung steht.

Die Kriterien zur Vergabe der kostenlosen Zuteilung haben sich deutlich gebessert. Insbesondere sieht der Vorschlag vor, dass die Kosteneffizienz und absolute Menge an eingesparten Emissionen zwingend Teil der Bewertung aller Projekte mit einem Volumen über 10 Mio. Euro sind. Nichtsdestotrotz kann nicht ausgeschlossen werden, dass Kohlekraftwerke weiterhin in signifikantem Umfang über Art. 10c gefördert werden.

Auf Basis der hier durchgeführten Analyse und der Erfahrungen bis 2015 werden die folgenden Änderungen für die 4. Handelsperiode vorgeschlagen:

- ▶ Degressive Zuteilung: Die kostenlose Zuteilung sollte zum Ende der Handelsperiode auf null zurückgeführt werden.
- ▶ Verwendungszweck: Die Vorgaben und Kriterien sollten um eine Mindestzuteilung für erneuerbare Energien, einen Ausschluss von lebensverlängernden Maßnahmen für alte Kohlekraftwerke und Regeln zum Nachweis der Zusätzlichkeit ergänzt werden.
- ▶ Nutznießer: Der Kreis der möglichen Antragsteller sollte auf alle Inhaber eines Kontos in einem nationalen EH-Register erweitert werden, um auch Anbietern von Strom aus Erneuerbaren Energien den Zugang zu ermöglichen.
- ▶ Berichterstattung: Als Teil der Berichterstattungspflichten sollten die Nutznießer auch die real reduzierten Emissionsmengen berichten.

1 Background

In accordance with Article 10a of the Emissions Trading Directive, installations do not receive a free allocation of allowances in the case of electricity production (European Union (EU) 2009)(European Union (EU) 2009). In addition, under Article 10c certain Member States may give a transitional free allocation of allowances to installations if they submit to the Commission a “national plan that provides for investments in retrofitting and upgrading of the infrastructure and clean technologies”. The electricity production installations concerned must have been in operation by 31 December 2008; in the case of new installations, the investment process must have been physically initiated by the same date. Overall, eight Member States have made use of this derogation under Article 10c: Bulgaria, Estonia, Lithuania, Poland, Romania, the Czech Republic, Hungary and Cyprus. Latvia and Malta were also eligible to make use of the article but chose not to (European Commission (EC) 2012k)(European Commission (EC) 2012k).

The Council of the European Union decided in its Conclusions of October 2014 that Member States with a GDP per capita below 60 % of the EU average may continue to allocate free allowances to installations for electricity production up to 2030 (European Council 2014)(European Council 2014). In particular, the “current modalities, including transparency, should be improved to ensure that the funds are used to promote real investments modernizing the energy sector, while avoiding distortions of the internal energy market.”

This analysis aims to examine, based on allocation data and verified emissions for 2013-2015, the previous allocation and use of free allocation under Art. 10c. Due to the short time frame, quantitative estimates of mitigation effects are possible on a limited basis only. Therefore, the analysis will focus on the long term implications of the investment plans and decisions which are linked to the usages of Art. 10c. In this context it is important to examine the extent to which Art. 10c funds have been used to invest in emission-intensive electricity production capacities which could jeopardize the fulfilment of EU climate targets. Finally, recommendations for the design of the future regulations will be derived from the analysis.

2 Free allocation under Art. 10c in the 3rd trading period (2013-2020)

2.1 Content and objectives of Art. 10c

An important element of the revision of the Emissions Trading Directive for the third trading period was the harmonization of allocation rules for all Member States. Another was the principle of significantly reducing the quantities of allowances allocated for free. For a number of reasons there should no longer be any free allocation in the electricity sector. The windfall profits formed a key point of debate on reform: the carbon costs of electricity production were at least partially incorporated in the electricity price on the electricity exchanges and thereby passed on to the electricity consumers in the medium term although the operators received most of the required allowances free of charge (Lise et al. (2010); Point Carbon (2008)). In addition, free allocation was mainly determined on the basis of historical emissions. As a result, emission-intensive installations for electricity production automatically received a higher allocation than more climate-friendly ones.

Assuming that the carbon costs are included in the electricity prices independently of the allocation method, no significant effect on the electricity price was expected from the transition to full auctioning in the electricity sector. Nevertheless, several Member States demanded during the 2008 negotiations for the 2020 climate and energy package that the free allocation of allowances should continue in the electricity sector. The motivation of these countries was, inter alia, anxieties about electricity price increases for households and the need to finance the transformation of the electricity sector (European Commission (EC) 2012j). Ultimately, a compromise was reached that allows ten Member States to allocate emission allowances free of charge in return for investments in the modernization of the electricity sector. The key elements of Article 10c are as follows (European Union (EU) 25.10.2003):

- ▶ **Eligibility criteria:** Art. 10c can only be invoked in Member States that fulfil at least one of the following criteria:
 - In 2007, the national electricity network was not directly or indirectly connected to the network interconnected system operated by the Union for the Coordination of Transmission of Electricity (UCTE);
 - In 2007, the national electricity network was only directly or indirectly connected to the network operated by UCTE through a single line with a capacity of less than 400 MW; or
 - More than 30 % of electricity is produced from a single fossil fuel, and the GDP per capita does not exceed 50 % of the EU average.
- ▶ **Volume:** In 2013, the total free allocation shall not exceed 70 % of the historical emissions for 2005-2007 and shall gradually decrease, resulting in no free allocation in 2020. No more allowances are allocated than necessary to cover the investment costs.
- ▶ **Use of funds:** Investments can be made in the retrofitting and upgrading of infrastructures and in clean technologies, diversification of their energy mix and sources of supply. The measures must be submitted to the Commission in a national plan.

- **Beneficiaries:** Allowances can only be allocated for free to electricity production installations, i.e. to the plant operators in the eligible Member States only. Nevertheless, the measures in the national plan can also involve third parties, e.g. the network operators.¹

Projects for modernizing the electricity grid and for promoting renewable energies can also be included in the national investment plans. In particular, network operators as well as a share of the operators of installations of electricity production from renewable energies are not covered by the ETS. Therefore, they cannot receive any free allocation, but may still have to implement measures in accordance with the national plans (European Commission (EC) 2011).

2.2 Quantities of allowances allocated for free under Art. 10c, their monetary value and their use

2.2.1 Planned and actual free allocation by year (2013-2020) and country

A total of eight Member States have submitted applications for free allocation under Art. 10c. With the exception of the Polish request, all applications were approved without objections from the Commission. The Polish application was approved in part and subject to conditions.² Overall, approx. 680 million emission allowances (EUAs) are being made available to electricity production installations via free allocation for the third trading period from 2013 to 2020. Taking into account the reduction of free allocation over the years and the real/forecast prices for EUAs, this corresponds to a promotion of the participating installations amounting to approx. EUR 4.4 billion.³ The maximum volume of free allowances decreases steadily over the years, falling to zero in 2020. The maximum permissible amount of allowances was not exhausted in 2013-2015. Allowances are not allocated if their current market value is higher than the chargeable investment costs; the reasons for this may be lower or delayed investment costs or a higher CO₂ price than originally assumed. Unallocated emission allowances may still be allocated to installation operators in future years depending on investment costs and CO₂ prices, as long as there are no national regulations prohibiting this. If the leftover emission allowances are not needed, they are auctioned. Both cases have since arisen. For 2015 the Czech Republic applied for 20.6 million EUAs instead of the planned 19.2 million EUAs for free allocation, thereby drawing upon a portion of the unused EUAs under Article 10c of the two previous years. Overall, Bulgaria, Estonia, the Czech Republic and Romania have passed over 16.0 million EUAs to auctioning that were originally intended for free allocation to electricity suppliers since they were no longer needed for the investments concerned.

Figure 3 shows the distribution of the maximum amount of emission allowances that may be allocated for free under Article 10c. Approx. 60 % of the total volume is allotted to Poland. The Czech Republic and Romania have the second and third largest shares, at 16 % and 11 % respectively. Hungary is a special case: its application was for 2013 only; from 2014 to 2020 there is no free allocation to electricity generators. This stems from the way in which the modernization of the electricity and gas network was financed in Hungary (see Section 2.2.3). Figure 3 also shows the actual allocation to the installation operators. While 91 % of the

1 For a detailed explanation of the criteria, quantities and use, see EC (2011).

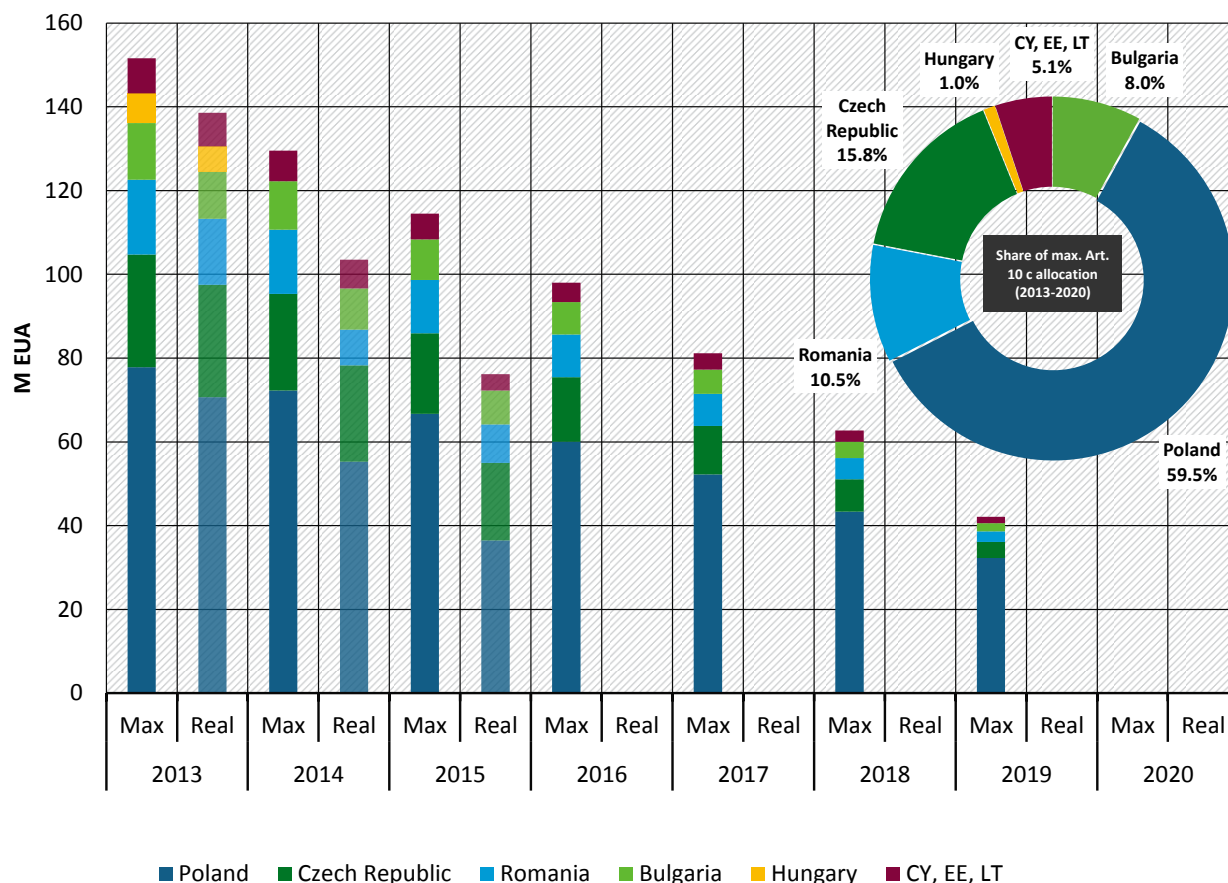
2 European Commission (EC) 2012a, European Commission (EC) 2012b, European Commission (EC) 2012c, European Commission (EC) 2012d, European Commission (EC) 2012e, European Commission (EC) 2012f, European Commission (EC) 2012g, European Commission (EC) 2012h.

3 For the forecast of the EUA price, the Base case, Bearish market environment and Bullish market environment scenarios were taken from Thomson Reuters 2016. In constant 2015 Euro, the forecast for 2020 is 10 (7 - 11) EUR/t CO₂, for 2025 16 (8 - 40) EUR/t CO₂ and for 2030 26 (8 - 68) EUR/t CO₂. Historical prices are taken from the EEX 2016.

maximum possible amount of free emission allowances was still being allocated in 2013, the share fell to 80 % in 2014 and to 68 % in 2015.

In spite of the significant decrease in the amount of free emission allowances allocated over the three years, their market value has remained constant (Figure 2). This is due to an increase in the CO₂ price over the three years. To date, the investments were financed according to the national plans with free allocation amounting to EUR 1.9 billion.⁴

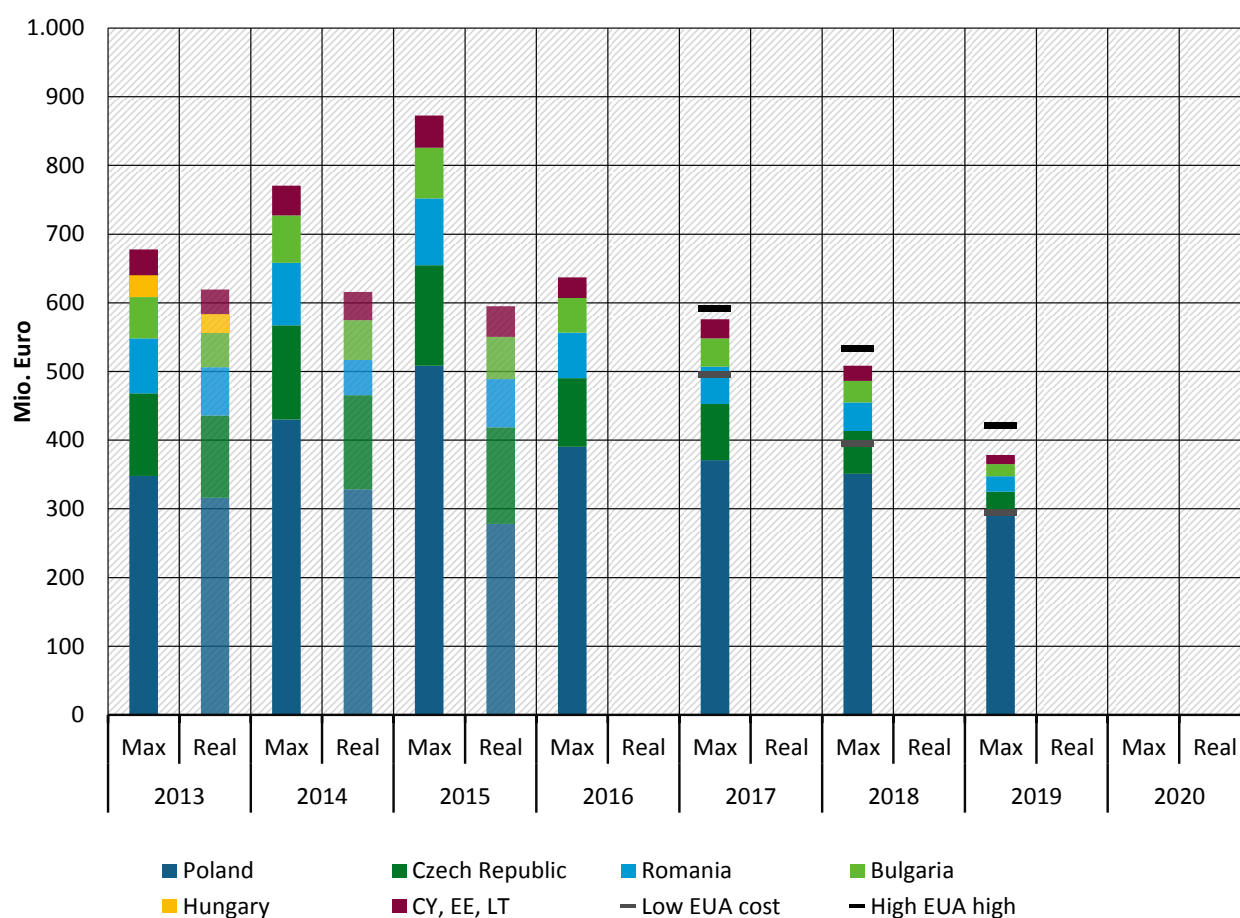
Figure 3: Maximum and real free allocation under Art. 10c



Source: Authors' own calculations based on European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e) and European Commission (EC) (2016)

⁴ The share of funds per Member State differs slightly from the share of EUA. The reason for this is the timing of the free allocation and the changing CO₂ price over the years.

Figure 4: Monetary value of maximum and real allocation under Art. 10c



Notes: The price assumptions are provided in Footnote 3.

Source: Authors' own calculations based on European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e), European Commission (EC) (2016) and Thomson Reuters (2016)

2.2.2 Distribution of 10c funds disbursed to date (2013-2015) by fuel and country

The operators of a total of 251 installations with their own installation identification code in the European Union Transaction Log (EUTL) received EUAs allocated for free under Art. 10c in 2013, 2014 and/or 2015. Of this group, the operators of 101 installations received more than 300 thousand EUAs in the three years concerned. Overall, these operators obtained approx. 96 % of all emission allowances under this regulation. On average, the operators of these installations were allocated 42 % of the EUAs needed to cover their total emissions in 2013-2015 for free.

Table 1, table 2 and Figure 5 show the distribution of the relevant funds by fuel and country. 56 % of the allowances were granted to operators of lignite power plants; a further 31 % to operators of hard coal-fired power plants. While among the largest installations operators of the ten natural gas power plants receive a higher free allocation than their verified emissions, they nevertheless obtain only 5 % of the total 10c allocation. Detailed data on the installations for which operators received at least 2 million EUAs due to Article 10c in 2013-2015 is provided in Table 3 in the Annex.

An analysis of free allocation under Article 10c in relation to the installed capacity of the operated power plants (hereafter referred to as the "allowance ratio") also shows significant differences: the operators of two Czech lignite power plants received the highest free allocation

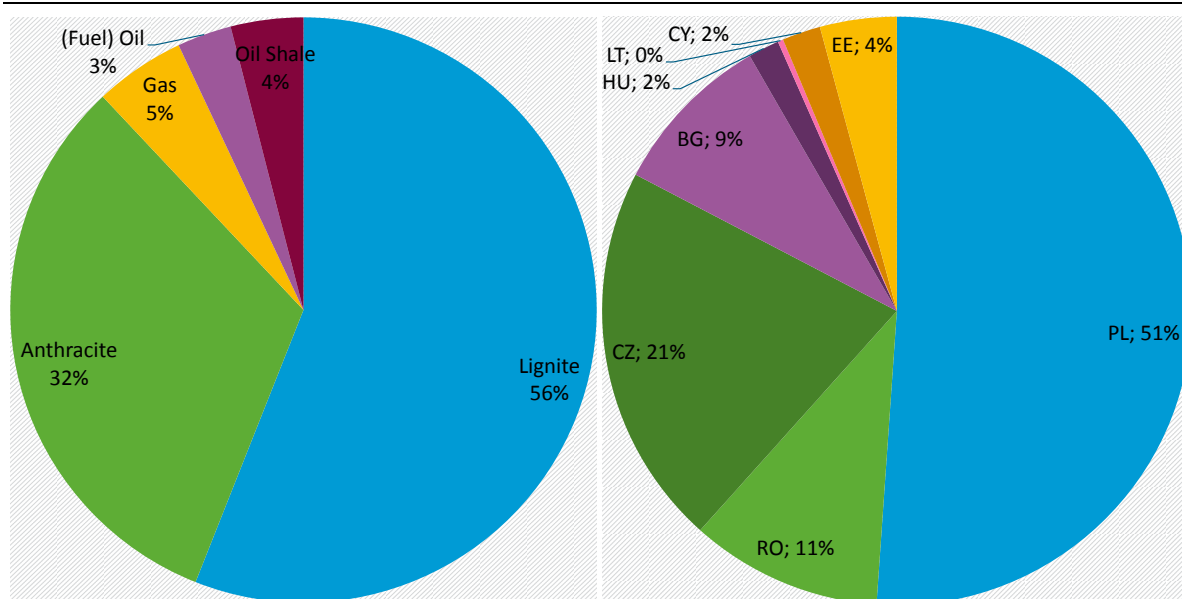
at more than 19 000 EUAs/MW, while two installations were allocated less than 1 000 EUAs/MW. The average allocation per installed capacity in the Czech Republic is more than twice as high as in Romania and 20 times higher than in Lithuania.

In Figure 6, the allowance ratio of the relevant power plants is shown, distinguished by fuel type used in the beneficiaries' power plants. The data shows that operators of lignite power plants received more than 7 000 EUAs/MW in 2013-2015. Most of the operators of other plant types – including approx. half the operators of lignite power plants – were allocated 2 000 to 6 000 EUAs/MW. The graph shows that the operators of lignite power plants not only profit the most from the mechanism in absolute terms, they also receive disproportionately high quantities of allowances in relation to installed capacity.

Statements on the use of the funds received cannot be derived from the characteristics of the beneficiaries of the free allocation. A key issue in the evaluation of investments supported under Art. 10c is the extent to which the investments of the operators of lignite power plants (as the greatest beneficiary group) differ from the investments that would be made by other actors on the electricity market and other investors. This question, however, cannot be answered within the scope of this analysis.

Instead, the information available on the use of funds by the actual investors is analyzed in the following section.

Figure 5: Free allocation of at least 300 thousand EUAs to installations by fuel type and country for 2013-2015



Source: Authors' own calculations based on European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e) and European Commission (EC) (2016)

Table 1: Allocations to installations that received at least 300 000 EUAs for free in 2013-2015 (total by fuel type)

| | | | 10c-Allocation (Sum 2013-15) | | | | Value of the Allocation (Sum 2013-15) | | |
|--------------|--------------------|-------------------|---------------------------------|-------------|--------------|---------------|--|--------------|---------------|
| | Installed capacity | Emissions 2013-15 | quantity | share | per capacity | per emissions | total | per capacity | per emissions |
| | MW | Mt CO2 | Mio. EUA | % | EUA/ KW | % | Mio. EUR | EUR/ KW | EUR/t CO2 |
| Lignite | 25 346 | 413.1 | 173.6 | 56% | 6.8 | 42% | 925.3 | 36.5 | 2.2 |
| Anthracite | 21 484 | 247.9 | 97.0 | 31% | 4.5 | 39% | 490.5 | 22.8 | 2.0 |
| Gas | 6 540 | 19.7 | 16.1 | 5% | 2.5 | 82% | 84.9 | 13.0 | 4.3 |
| (Fuel) Oil | 2 507 | 20.3 | 9.4 | 3% | 3.7 | 46% | 50.1 | 20.0 | 2.5 |
| Oil Shale | 1 610 | 33.3 | 12.9 | 4% | 8.0 | 39% | 68.7 | 42.7 | 2.1 |
| Total | 57 488 | 734.3 | 309.0 | 100% | 5.4 | 42% | 1 619.5 | 28.2 | 2.2 |

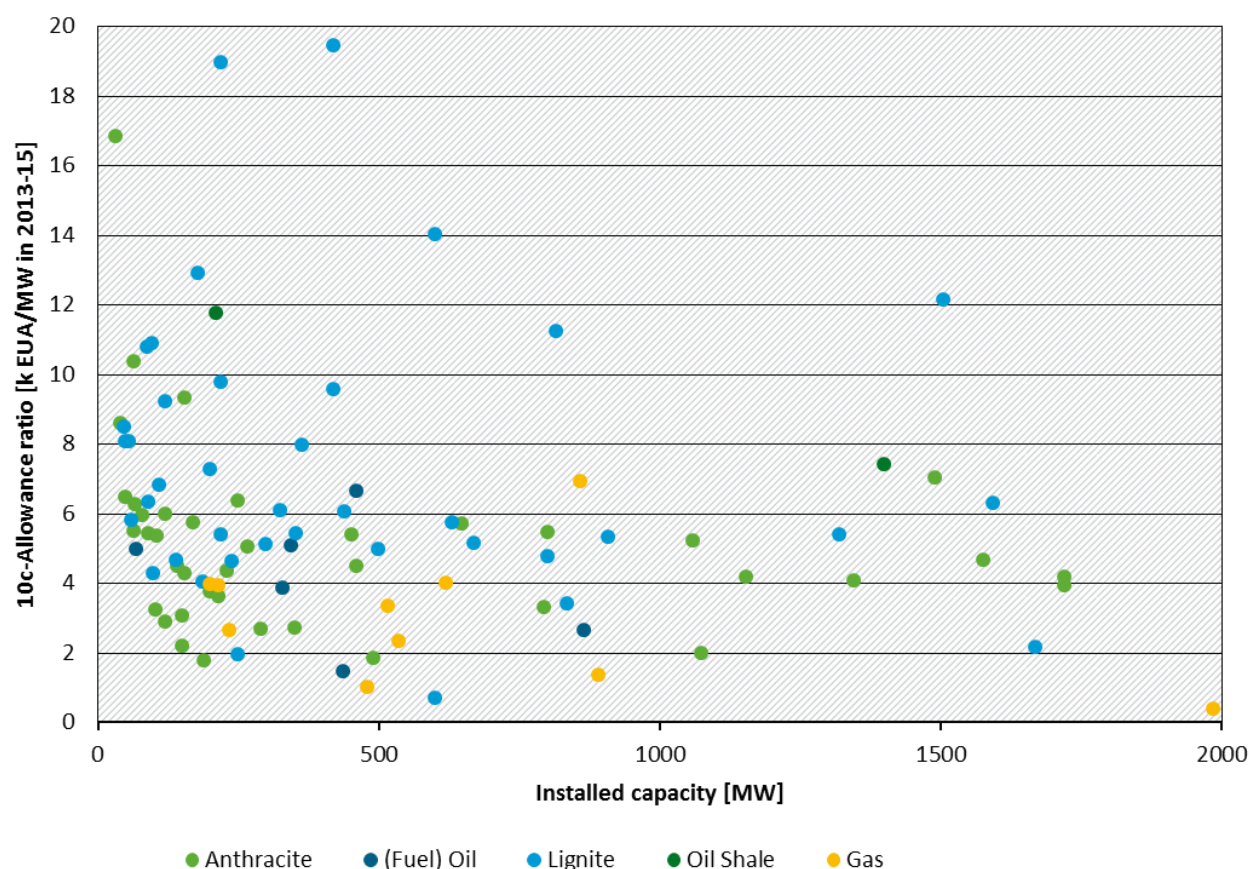
Source: European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e), Platts (2014)

Table 2: Allocations to installations that received at least 300 000 EUAs for free in 2013-2015 (total by Member State)

| | | | 10c-Allocation (Sum 2013-15) | | | | Value of the Allocation (Sum 2013-15) | | |
|----------------|--------------------|-------------------|---------------------------------|-------------|--------------|---------------|--|--------------|---------------|
| | Installed capacity | Emissions 2013-15 | quantity | share | per capacity | per emissions | total | per capacity | per emissions |
| | MW | Mt CO2 | Mio. EUA | % | EUA/ KW | % | Mio. EUR | EUR/ KW | EUR/t CO2 |
| Poland | 28 424 | 399.7 | 157.5 | 51% | 5.5 | 39% | 815.9 | 28.7 | 2.0 |
| Romania | 8 487 | 54.3 | 32.3 | 10% | 3.8 | 60% | 172.6 | 20.3 | 3.2 |
| Czech Republic | 8 139 | 135.2 | 65.7 | 21% | 8.1 | 49% | 349.9 | 43.0 | 2.6 |
| Bulgaria | 4 659 | 75.3 | 27.8 | 9% | 6.0 | 37% | 148.4 | 31.9 | 2.0 |
| Hungary | 2 527 | 26.3 | 5.4 | 2% | 2.1 | 20% | 24.0 | 9.5 | 0.9 |
| Lithuania | 1 985 | 1.4 | 0.8 | 0% | 0.4 | 55% | 4.3 | 2.2 | 3.0 |
| Cyprus | 1 656 | 8.8 | 6.6 | 2% | 4.0 | 75% | 35.6 | 21.5 | 4.0 |
| Estonia | 1 610 | 33.3 | 12.9 | 4% | 8.0 | 39% | 68.7 | 42.7 | 2.1 |
| Total | 57 488 | 734.3 | 309.0 | 100% | 5.4 | 42% | 1 619.5 | 28.2 | 2.2 |

Source: European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e), Platts (2014)

Figure 6: Distribution of allowance ratio under Art. 10c by fuel type of the recipient power plants in relation to installed capacity



Notes: Three installations with a capacity of more than 2 GW are not shown. The data on these installations are contained in the Annex (Belchatow and Kozienice/Poland and Turceni/Romania).

Source: Authors' own calculations

2.2.3 Uses of free allocation under Art. 10c on a national level

Electricity generators and network operators that benefit from free allocation under Art. 10c(4) must report on the implementation of their investments. For this purpose, the Member States have to submit a report to the Commission. The operator reports are published in the Member States, but the report to the Commission is not. A comprehensive analysis of operator reports is difficult because they are generally only available in the national languages concerned and some are not even accessible via the websites of the national emission trading authorities or the environmental ministries. Moreover, the description of measures in the publicly available parts of the national plans and operator reports is often not very informative. The measures are divided into five categories as per EC (2011):

- a) Retrofitting of infrastructure
- b) Upgrading of infrastructure
- c) Clean technologies
- d) Diversification of energy mix
- e) Diversification of sources of supply.

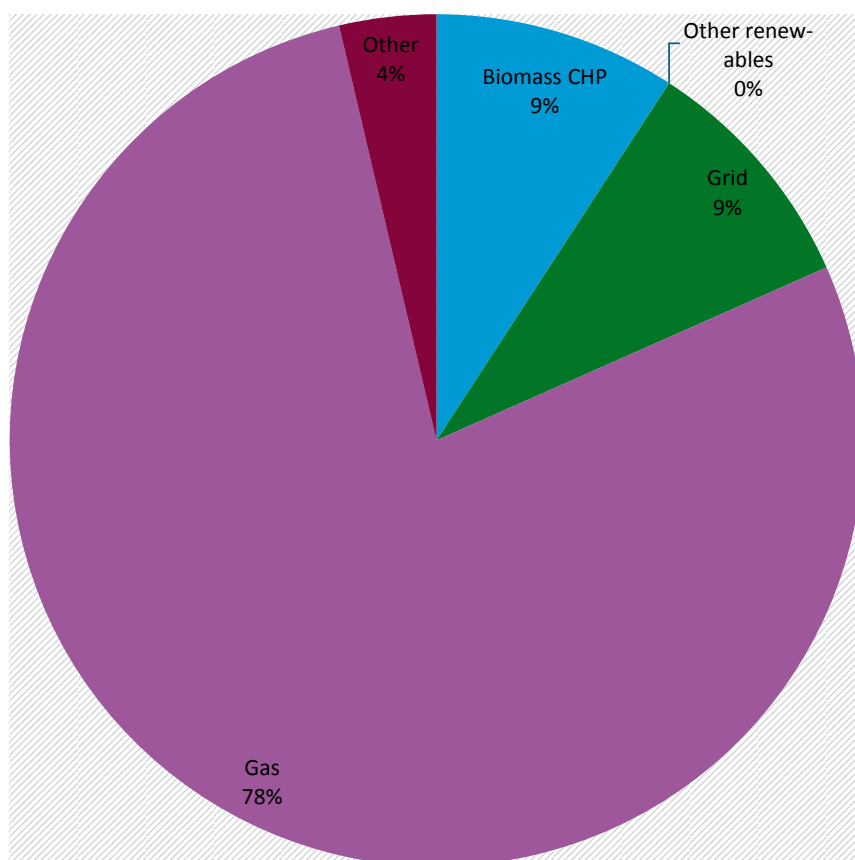
The distinction between the categories A, B and C is not unambiguous and is interpreted differently by the Member States. The modernization of a boiler is one of the most common measures in the investment plans and is found in all three categories, irrespective of fuel type. If gas or biomass can also thereby be co-incinerated, the measure is mostly reported under category D. The promotion of renewable energies is relatively consistently reported under category D by all Member States.

The available information on the use of Art. 10c funds by several countries is analysed in the following as examples.

2.2.3.1 Lithuania

A total of 2.5 million EUAs were applied for by Lithuania and approved (European Union (EU) 2016), even if investments are much higher: during the 2010-2013 period, funds amounting to approx. EUR 450 million were invested via Art. 10c in Lithuania according to its investment plan (Ministry of Energy of the Republic of Lithuania 2014). 85 % of the funds were used to build a combined cycle power plant with a capacity of 455 MW, which is fuelled by natural gas (Figure 7). Another 10 % was used to finance the building or retrofitting of boilers for biomass combustion in CHP plants. No other renewable energies feature in the plan. The specified amount of investments significantly exceeds the funding provided by free allocation under Article 10c: the expenditure for 2010-2013 alone corresponds to a free allocation of 30.9 million EUAs.

Figure 7: Lithuania: investments under Art. 10c in 2010-2013



Source: Ministry of Energy of the Republic of Lithuania (2014)

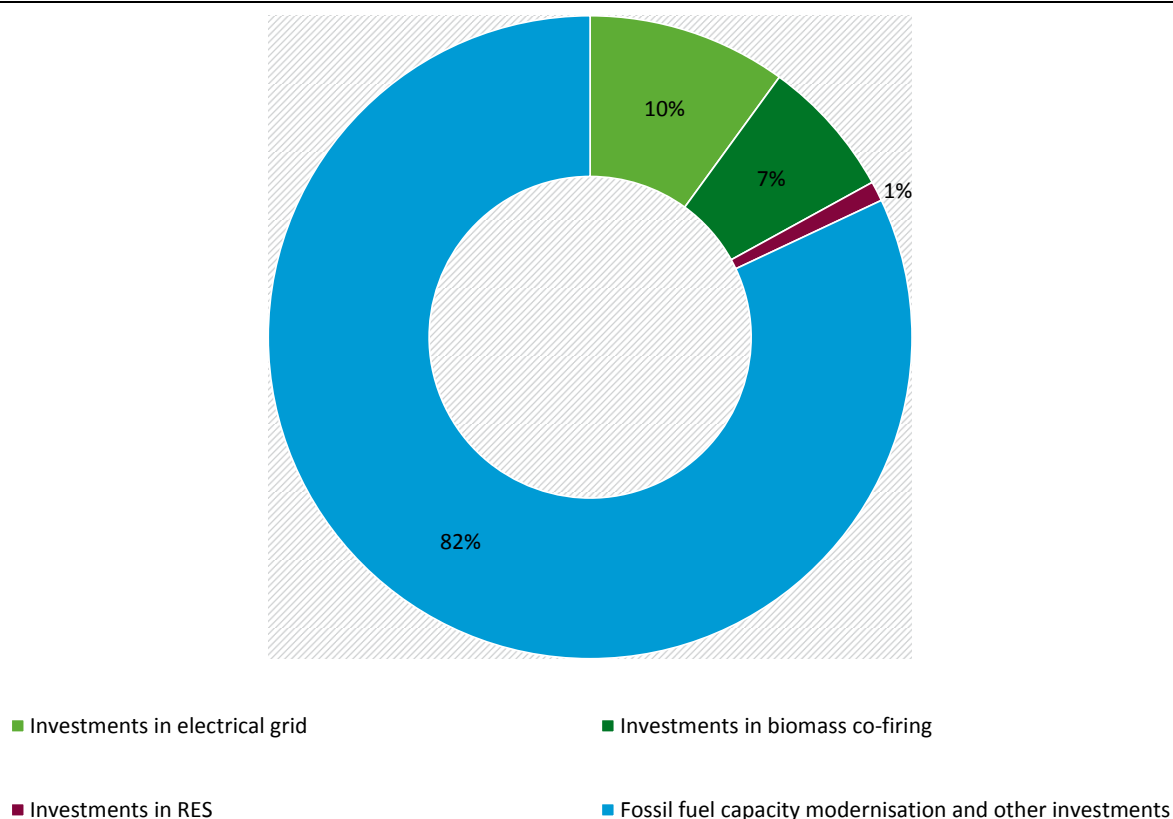
2.2.3.2 Poland

The Polish Ministry of the Environment publishes annual summaries of their application of Art. 10c funds (Ministry of Environment of Poland 2015). However, the reports for up to June 2014 only contain information on the amount of investments by operator and on the specific measure/installation that was supported in this way. The latter information does not include the volume of the EUAs concerned, making it impossible to determine the amount of support per investment in the national plan.

Climate Action Network, Greenpeace and WWF analysed the Polish plan for investments in retrofitting and upgrading of infrastructure and in clean technologies before the European Council in October 2014. They concluded that the coal dependence of electricity production in Poland is extended through its application of Art. 10c. Only 8 % of allowances are to be used for renewable energies, mainly for the co-firing of biomass in coal-fired plants. Only 1 % of the total investment amount is intended for other renewable energies, with no investments planned for PV or wind. The largest investments are to be made in fossil-fuelled power plants, which make up over 80 % of the total investment (Figure 8).

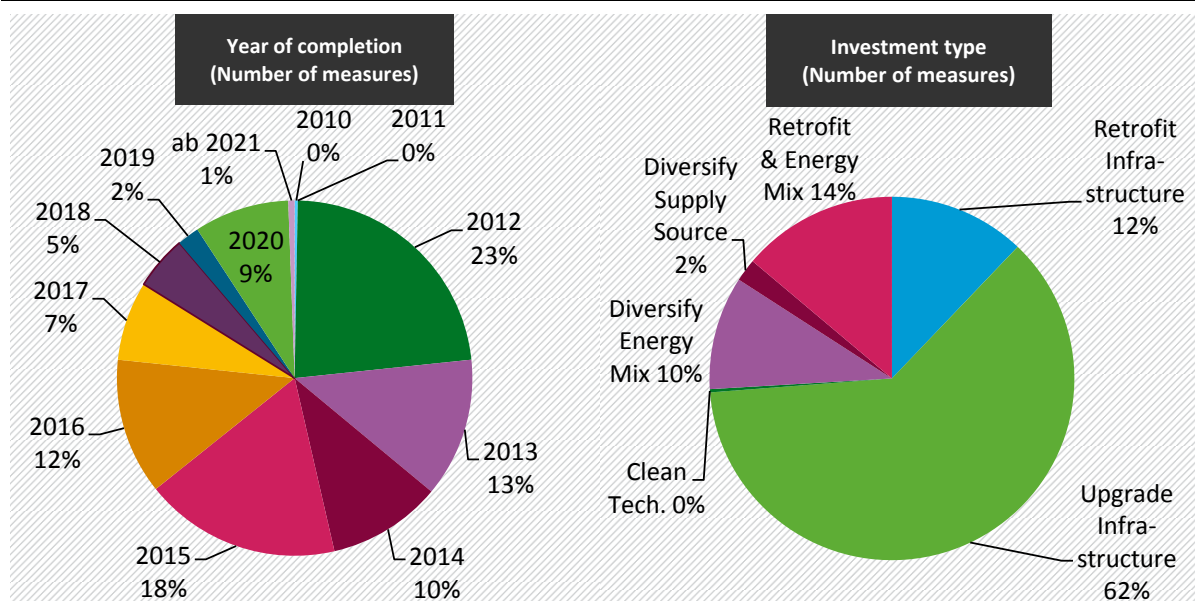
An analysis of the Polish national plan (Ministry of Economy of Poland 2011) by type of investment and year of completion generates similar results (Figure 9). Only 10 % of the measures are geared to diversification of the energy mix; these measures comprise – in addition to the above-mentioned biomass co-firing – the conversion to natural gas and two investments in new nuclear power plants.

Figure 8: Investments in modernization of electricity production and diversification of the energy mix in Poland's national plan under Art. 10c



Source: based on CAN Europe et al. (2014)

Figure 9: Poland: planned investments in the national plan under Art. 10c



Note: The types of investment are in accordance with the uses specified under Art. 10c (see above)

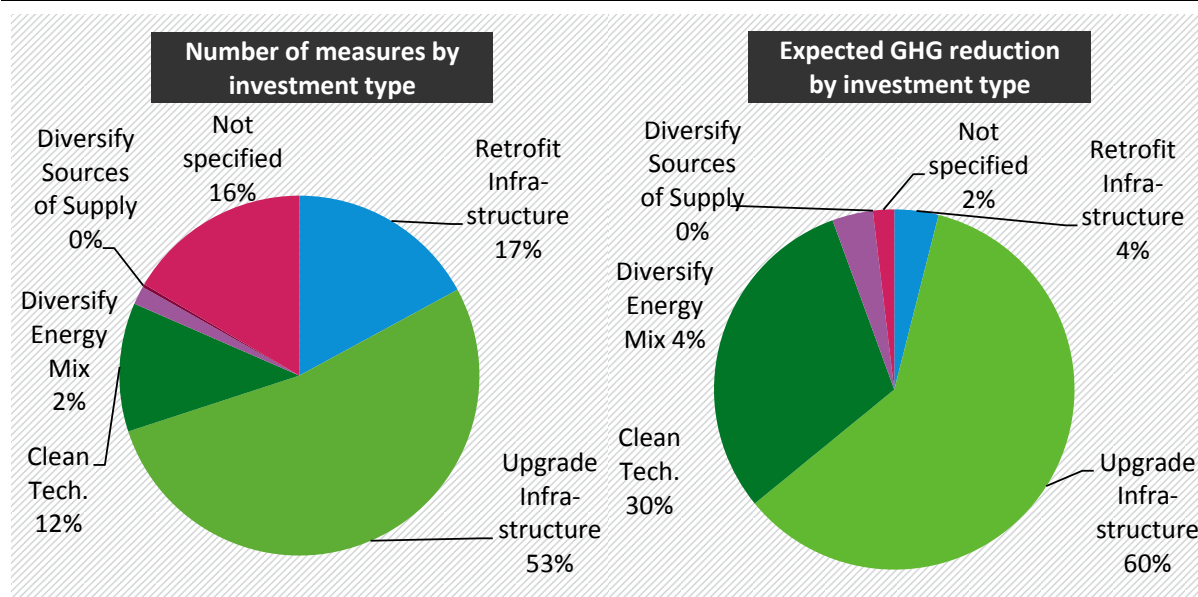
Source: Ministry of Economy of Poland (2011)

2.2.3.3 Czech Republic

In the Czech Republic's investment plan, the type as well as the emission reduction expected by the Czech government are provided for 275 of the 363 planned investments (Ministry of the Environment of the Czech Republic 2012). This enables analysis of, on the one hand, the distribution of measures by type and, on the other hand, the expected emission reduction of the five different investment categories under the Directive (Figure 10). The distribution by number of investments is very similar to the Polish distribution. Overall the 275 quantified measures are expected to bring about emission reductions of approx. 9.2 Mt CO₂/a (19 % of the emissions of Czech electricity generators in the EU ETS in 2015). 90 % of these emission reductions are to be achieved through the retrofitting and upgrading of infrastructures and with clean technologies.

The Czech national investment plan does not provide a breakdown of the quantity of EUAs or costs per measure, with the result that a direct analysis of the cost effectiveness of various investments is not possible. However, based on the names of the operators and other information, it is possible to identify individual installations. Table 2 lists the seven largest investments that should generate emission reductions of at least 250 kt CO₂/a. These seven investments make up over 70 % of the total emission reductions included in the Czech investment plan. The largest investment is for improvement of a boiler and should result in emission reductions of 2.8 Mt CO₂/a. All other investments relate to CHP plants, efficient gas turbines and adaptation of installations for biomass combustion. The allowance ratio in relation to the reduced emissions varies significantly: while a program to build 100 MW CHP plants receives almost six times the amount of EUAs compared to the emission reductions it brings about, another measure included in the investment plan does not receive any funding through Art 10c.

Figure 10: Czech Republic: planned investments in the national Art. 10c plan



Notes: The types of investment are in accordance with the uses specified under Art. 10c (see above)

Source: Ministry of the Environment of the Czech Republic (2012)

Table 3: Czech Republic: investments with emission reductions of more than 250 kt CO₂/a

| Installation name | Investment type | Description | Year | GHG reduction [t CO2/yr] | 10c allocation [EUA] | EUA/ reduction [EUA/ t CO2] |
|---|------------------------|---|------|--------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Unidentified coal power plant from ČEZ | Upgrade Infrastruc. | Steam-gas source with a total installed capacity of approximately 841 MW BE | 2013 | 2 800 000 | not identified | |
| ŠKO-ENERGO Teplárna Mladá Boleslav | Clean Techn. | Increasing the capacity of the combustion of pelletized biomass and wood chips in Mlada B | 2014 | 1 962 040 | 488 967 | 25% |
| Elektrárna Chvaletice | Upgrade Infrastruc. | Installation of 100 MW in small cogeneration sources throughout the NO | 2019 | 660 000 | 3 803 478 | 576% |
| C-Energy Bohemia - Teplárna | Upgrade Infrastruc. | Installation of CCGT headquarters / gas engines with heat recovery; | 2017 | 358 335 | 395 477 | 61% |
| | Clean Techn. | Installation block the production of electricity from alternative fuels | 2019 | 285 605 | | |
| Unidentified power plant from ČEZ | Upgrade Infrastruc. | Installation of 50 MW of small-scale cogeneration sources in the whole country. | 2019 | 330 000 | not identified | |
| Gama Investment a.s. - Špičkový zdroj č.1 | Diversific. Energy Mix | A pair of gas combustion turbines with a combustion boiler and one par | 2012 | 274 197 | 0 | 0% |

Source: Ministry of the Environment of the Czech Republic (2012), European Union (EU) (2016)

Although the installation in which the largest investment is to be made cannot be identified based on the information provided, the expected emission reduction and the operator indicate that it is an existing coal-fired power plant. The beneficiaries of the second and third largest emission reduction measures are also operators of coal-fired power plants. As a result, there are also grounds for concern with regard to the Czech Republic that Art. 10c investments are largely being made in coal-fired power plants and that this leads to a lifetime extension of existing coal-fired power plants (CAN Europe et al. 2014).

2.2.3.4 Hungary

In Hungary, free allocation under Art. 10c was used to modernize the electricity and gas networks. Since only operators of installations covered by the EU ETS and not network operators can receive free allocation under Article 10c (and not the network operators), the Hungarian authorities have applied a special rule: a charge equivalent to the free allocation received under the invoked article in 2013 was imposed on the operators of a number of installations. Investments in network modernization were then financed out of the income from this charge; with regard to the network operators, no investments were made using free allocation under Art.10c (European Commission (EC) 2012l).

2.2.3.5 Cyprus

The seven measures found in Cyprus's national investment plan are all geared to fossil-fuelled power plants. Approximately half of the investments, which total EUR 0.5 million overall, are to be used to finance a combined cycle power plant that can use both natural gas and heavy fuel oil. The other half of the overall investment amount will mainly be used to modernize electricity production installations using heavy fuel oil. Based on the financial details of Cyprus's report on their application of Art. 10c, it seems that most projects have been completed (Electricity Authority of Cyprus 2015). The remaining work pertains to natural gas being made available to the new combined cycle power plant, meaning that it can only be operated using oil for the time being.

2.3 Effects of free allocation under Art. 10c on emission development

2.3.1 Short-term emission development of the electricity sector (ex-post analysis)

As the above analysis has shown, a significant portion of the investments have already been made. In Poland's national investment plan, 25 % and a further 10 % of all investments should have been made in 2012 and 2013 respectively. In the Czech Republic, 75 % of all investments should have been made by the end of 2015, enabling the first effects on emission development to be seen.⁵

Investments in the modernization and diversification of the energy mix are expected to result in a decrease of the emission intensity of electricity generation and – assuming that the production level remains constant – to a reduction in the absolute emissions of electricity production. Empirically, it is difficult to distinguish between the influence of investments and other factors of influence. However, the emission intensity of an installation is significantly less exposed to other factors of influence than the absolute emissions and should therefore be regarded as the more suitable indicator. Analysis of the development of absolute emissions can nevertheless be informative in this respect. As long as the funds have been invested usefully and other factors of influence are low, a change in the trend of emissions and emission intensity should be observable in the years after which the investments were made (i.e. starting in 2012ff.).

For the analysis of the emission intensity, a sufficiently accurate public database is not available since the electricity production of installations in the EU has only been reported since 2015. For an analysis of the absolute emission development, a business-as-usual scenario would need to be assumed or a comparison made of the Art. 10c installations of a representative reference group. Both were beyond the scope of the research project.

2.3.2 Indications of possible long-term effects of Art. 10c on emission development (ex-ante analysis)

Although the data is incomplete, it is clear that especially coal-fired plant operators benefit as recipients of free allocation under Art. 10c of the ETS Directive. Since retrofitting measures and improvements in infrastructure constitute the most common investment measures and the current infrastructure is largely based on coal-fired electricity production, the investments automatically lead to a continuation of coal-fired electricity production.

Over 60 % of EUAs under Article 10c are granted to installations or power plants with an age of 30 to 50 years (Figure 11).⁶ Typically, it is assumed that coal-fired power plants must be modernized after 40 years. When modernization is at least partly financed by free allocation under Art. 10c, the regulation contributes to a long-term lock-in of emission-intensive coal-fired electricity production. This is especially true if the installations were only modernized because of Art. 10c rather than switched off if they had not received and subsidies

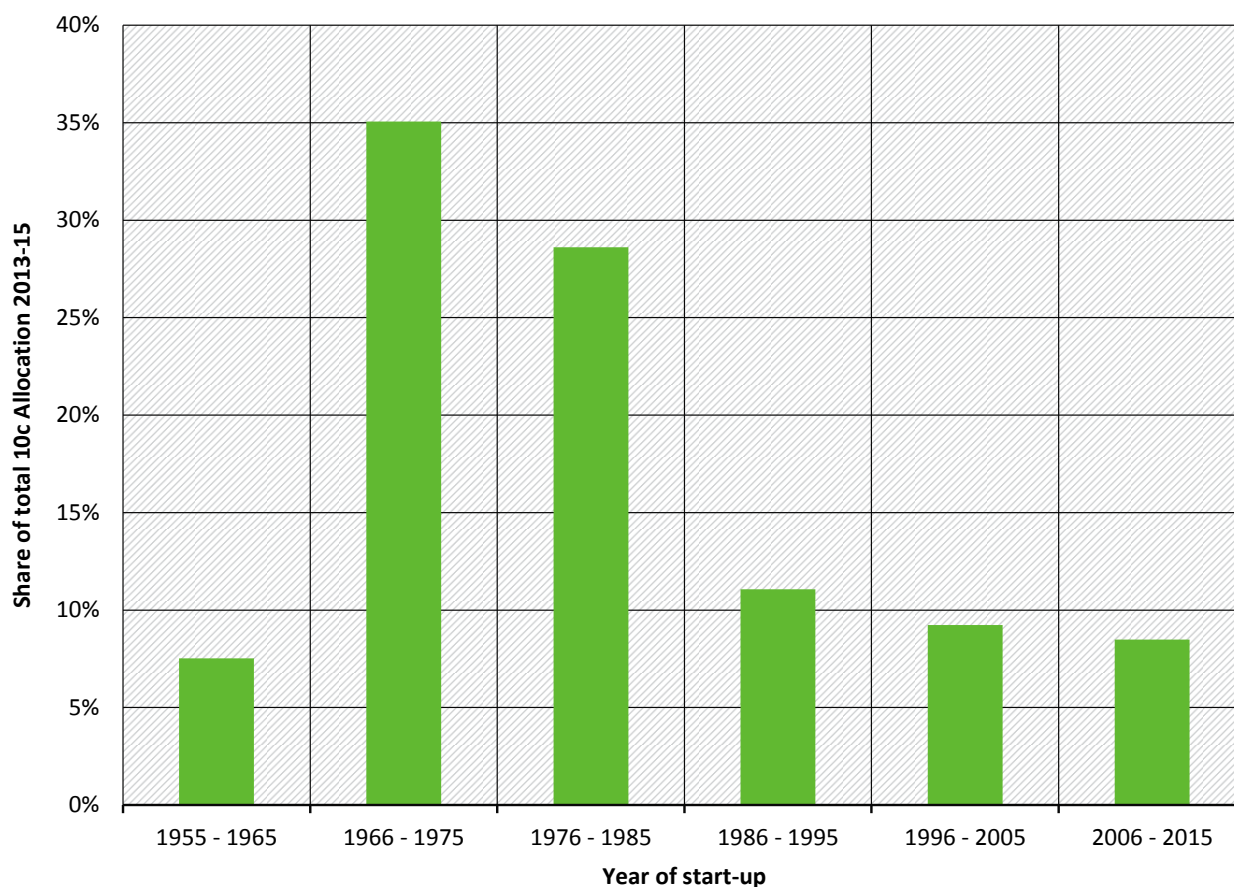
Overall, Article 10c was designed in such a way that the companies with the structurally lowest interest in ambitious emission reductions have received the highest support. The relatively smaller lignite power plants – the most emission-intensive installations for electricity production – have the highest ratio of support per installed capacity (see Figure 6). At the same time, operators were only able to make use of the scheme if the installation is subject to the ETS.

⁵ This is based on the number of measures since the specific investment volumes are not always known. As a result, it may be that the early measures tend to have lower impacts than the later measures. In the Czech Republic at least two major measures were planned in 2013/2014.

⁶ The graph is based on Art. 10c installations with over 300 thousand EUAs allocated for free in 2013-2015. This covers 96 % of free allocation under Art. 10c in these years.

Within application of Article 10c, electricity generators using renewable energies alone were effectively prevented from being able to contribute to diversification of the energy mix.

Figure 11: Share of Art. 10c free allocation to installations by year of start-up



Source: European Union (EU) (2016), Platts (2014)

2.4 Preliminary assessment of the effects of Art. 10c in the 3rd trading period

Based on experiences gathered with Art. 10c in the first three years of the 3rd trading period, it is possible to provide a first assessment of the impacts:

- ▶ Overall approx. 680 million EUAs may be allocated for free to operators of electricity production installations in eight Member States. In 2013, 2014 and 2015, only 90 %, 75 % and 68 % of the permitted volume of Art. 10c free allocation was actually allocated. It will be seen in the years ahead whether the relevant investments have only been delayed or the requested quantities of free allowances were too high. Depending on the CO₂ price development and the implementation of investments, the unused allowances can be allocated in the coming years. Some Member States have also begun to pass on unused allowances to auctioning.
- ▶ Overall, 251 installations receive allowances under Art. 10c. The operators of the 101 installations with an allocation of at least 300 thousand EUAs in 2013-2015 receive approx. 96 % of the total amount of this free allocation. 82 % of these were awarded to operators of

coal-fired power plants and a further 7 % to operators of oil and shale oil plants. The operators of ten gas-fired power plants receive 5 % of the allowances overall.

- ▶ The current monetary value of free allocation to the electricity sector in the eight Member States to 2020 amounts to approx. EUR 4.4 billion. About 60 % of this amount is allocated to operators of installations nearing the end of their lifetimes which, without modernization, may soon be switched off.
- ▶ 60 % of all EUAs under Art. 10c are allocated to Poland; 17 % in the Czech Republic. The main beneficiaries are operators of Polish lignite and hard coal power plants. In Lithuania and Cyprus the allowances were mainly used to build new combined cycle power plants. Hungary used the provision to modernise their energy networks. Because network operators are not eligible for participation operators had to apply for free allocation and then had to pay a corresponding fee.
- ▶ In terms of EUAs per MW of installed capacity, the operators of lignite power plants of 2 GW or less have the highest allowance ratio.
- ▶ A selective analysis of the planned and implemented investments shows that for the most part the funds are used to modernize coal-fired power plants. Renewable energies do not feature beyond the co-firing of biomass. Investments in wind and PV are included in the plans only sporadically, if at all.
- ▶ There is a risk that the lifetime of coal-fired power plants is extended and that renewable energy providers are put at a disadvantage as a result of the application of Art. 10c.

3 Free allocation under Art. 10c in the 4th trading period (2021-2030)

3.1 Background

It was originally planned that the free allocation to electricity generators under Art. 10c expires at the end of the third trading period of the EU ETS (European Commission (EC) 2012j). During the negotiations for the EU climate target for 2030, this expiration date was extended to the end of the 4th trading period (European Council 2014). In the Conclusions of the European Council published in October 2014, the essential conditions were agreed upon, including the eligibility criteria, the maximum amount of free allocation under Art. 10c and the need to improve the implementation.

3.2 Proposal of EU Commission to amend Art. 10c in the revision of EU ETS

In July 2015, the EU Commission presented a proposal to reform the EU ETS for the 4th phase based on Council's Conclusions (European Commission (EC) 2015b). Significant amendments for Art. 10c proposed therein are:

- ▶ **Eligibility criterion:** Member States which had a GDP per capita of below 60 % in 2013 qualify for use of the article (Art. 10c (1)).
- ▶ **Maximum allocation:** The total free allocation should not exceed 40 % of the allowances that the Member State received for auctioning based on historical emissions (Article 10c (4))⁷.
- ▶ **Allowance distribution over time:** As per the EU-COM proposal, allowances should be allocated yearly in harmonised quantities (Art. 10c (4)).
- ▶ **Selection criteria:** For all projects exceeding EUR 10 million, the Member States should organize a competitive bidding process which has “clear, objective and transparent” selection criteria. These criteria should include a significant reduction of CO₂ emissions, a positive cost/benefit analysis and additionality. Projects with a total investment volume below EUR 10 million are not included in the public bidding process but do need to meet similar requirements for selection (Art. 10c (2)).
- ▶ **Transparency on implementation of investments:** The Commission will make public the reports of network operators on use of funds that are submitted by the Member States (Art. 10c (6)).
- ▶ **Beneficiaries:** As previously, only operators with installations covered by the EU ETS are permitted to make use of these rules (Art. 10c (5)).

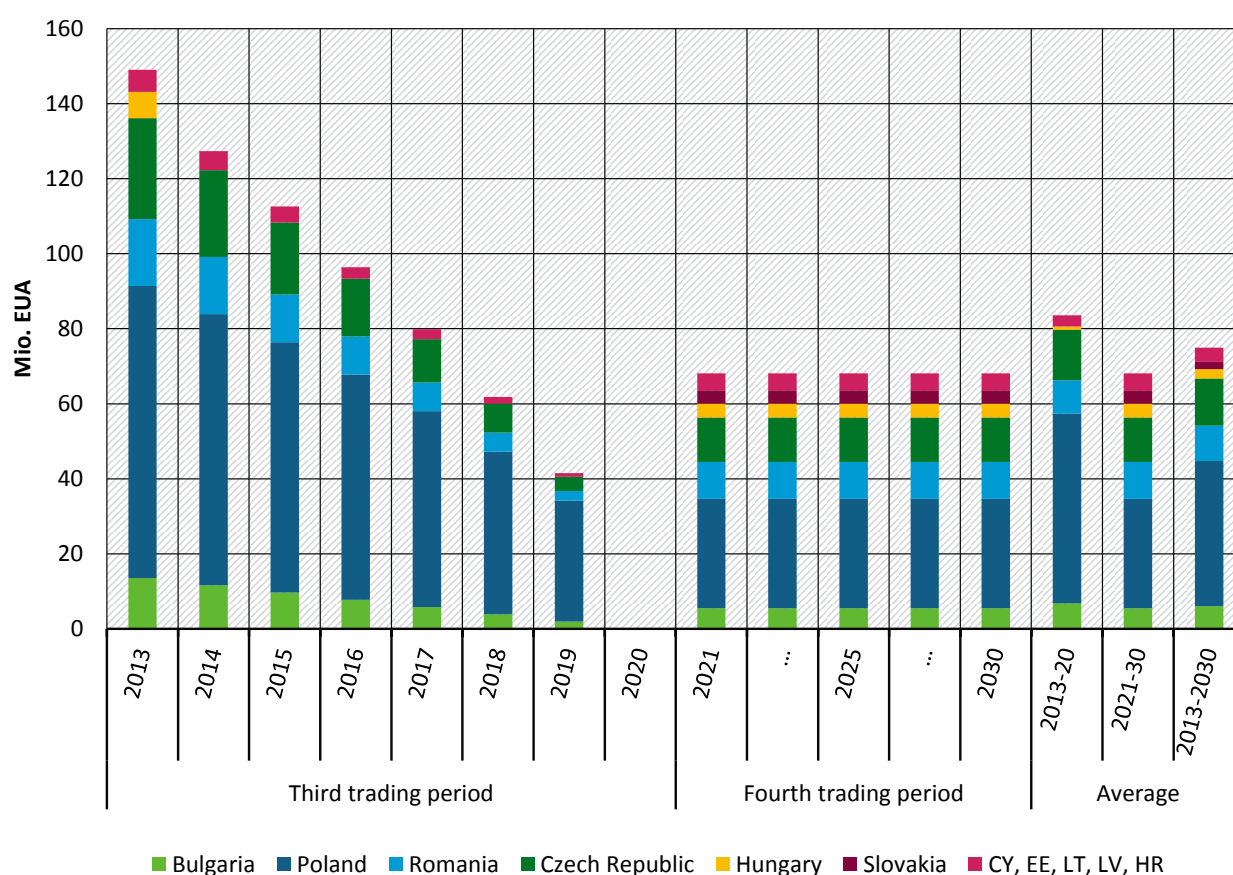
The use and the maximum investment amount per measure remain essentially unchanged. In Figure 12 and Figure 13, the maximum possible volume of EUAs allocated for free and the value of these allowances are shown for up to 2030. The total volume of free allocation in Phase 4 practically remains unchanged compared to Phase 3, although the quantity available each year

⁷ The surcharge for the modernization fund under Article 10c and the solidarity surcharge under Art. 10 (2)b are not included in this total.

decreases slightly due to the longer time frame of the period. Cyprus will no longer meet the criteria for the application of Art. 10c, but Croatia, Latvia and the Slovak Republic may invoke the article. After 2020 Poland will allocate significantly fewer allowances, but will continue to receive the largest share of allowances overall. For all other countries except Estonia, a higher amount is available than requested for Phase 3.

In contrast to the number of allowances, the amount of the subsidy for electricity producers could significantly increase if the price forecasts – which assume a significant increase of the CO₂ price by 2030 after the introduction of the MSR – are realized. Assuming maximum allocation under Article 10c by 2020, this corresponds to a market value of approx. EUR 4.4 billion. Based on the prices assumed, the value of 10c allowances in the 4th trading period could be over twice as high at EUR 11.6 billion.⁸

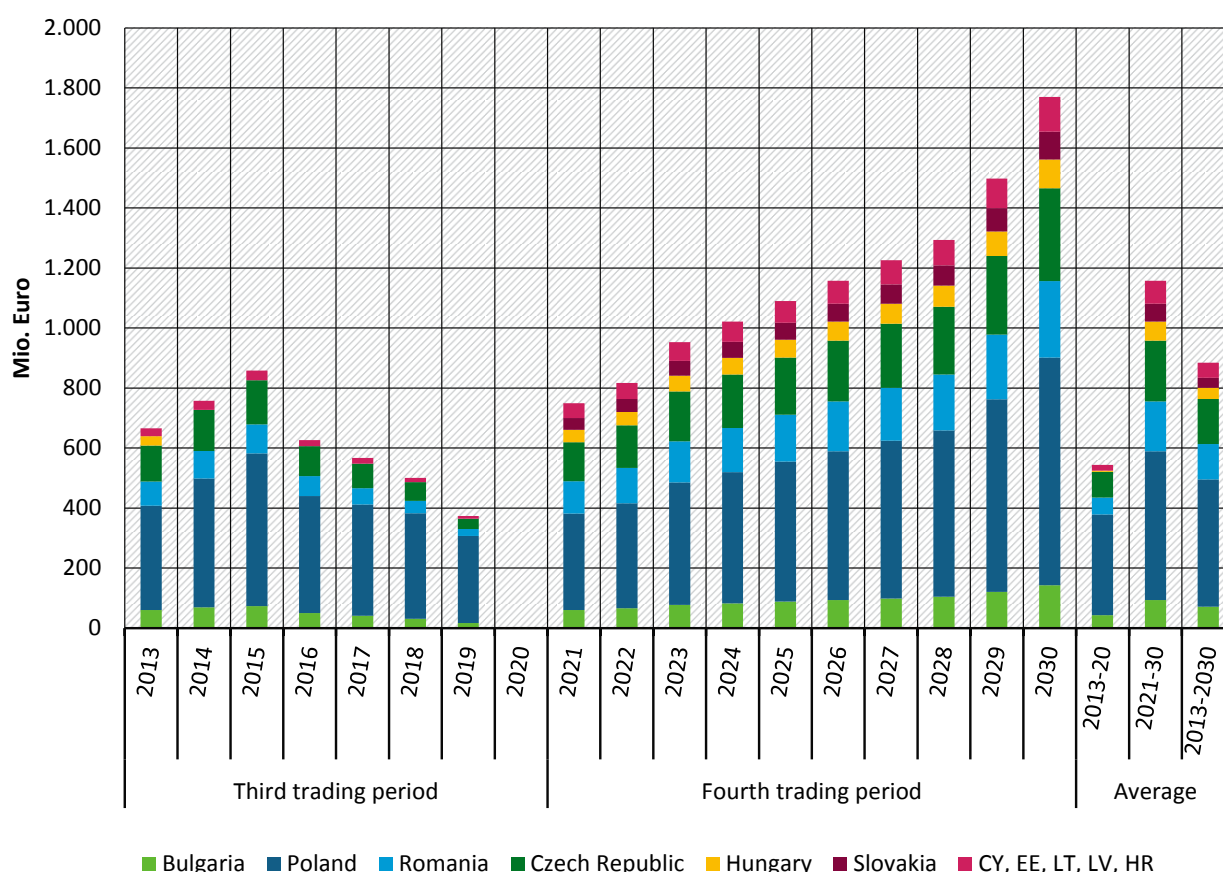
Figure 12: Maximum annual free allocation under Art. 10c in the 3rd and 4th trading periods (2013-2030)



Source: Authors' own calculations

⁸ The price assumptions are provided in Footnote 3.

Figure 13: Value of maximum annual allocation under Art. 10c in 3rd and 4th trading periods



Notes: The price assumptions are shown in footnote 2.

Source: Authors' own calculations

3.3 Evaluation of the Commission Proposal in the context of the long-term targets of EU climate policy

The Commission proposal contains important changes for the design of Art. 10c. In particular, the mandatory invitation of tenders with the associated evaluation criteria could contribute to projects for renewable energies receiving greater attention. The proposals for the publication of national reports by the Commission facilitate analysis of the use of funds, thereby ensuring greater transparency. Despite improvements, many problems of the Art. 10c remain – especially the extension of its use (which is actually limited to 2020) to at least 2030.

3.3.1 Overall quantity of allowances

The total volume of free allocation available in fourth trading period is set by the Council and practically does not change compared to the third trading period. Due to the longer duration of the fourth phase of the ETS, the average annual volume decreases from 85 million EUAs/a to 68 million EUAs/a. Due to the proposed constant allocation volume under Art. 10c a simultaneously increasing market price of EUAs could lead to subsidies continuing to increase. The Council's decisions clearly state that the 10c exemption rule applies to 2030 only and can be interpreted to mean that it should be phased out permanently. This approach is not found in the constant allocation over the years again.

3.3.2 Use of funds

The requirement of “clear, objective and transparent” selection criteria is a substantial improvement when compared to the current process of implementation. The criteria are to be chosen in such a way that they are comparable over all applications for the use of funds, with the Commission explicitly mentioning a significant ex-ante fixed reduction of CO₂ emissions, a cost-benefit analysis and the additionality of the activities. It is proposed that the Member States each set their own criteria to be used for the national plans. This poses the risk that objectives other than those set out in the Directive may be pursued in the setting of the criteria.

The proposal also stipulates that the measures should be additional, the proof of which should be provided based on the above-mentioned selection criteria. Experiences gathered with the CDM have shown that a clear definition of additionality is essential.

3.3.3 Beneficiaries

In terms of the beneficiaries under Art. 10c, it is proposed that only operators of ETS installations shall continue to receive free allocation. This leads to a preference for fossil electricity producers over new suppliers and over network operators that invest exclusively in renewable energies or energy efficiency. New suppliers and network operators could also, in principle, open an EUA account at a national register and thereby receive EUAs. There is no objective reason why such suppliers should also not be allowed to participate in the competitive bidding process.

3.3.4 Reporting

The intended central publication of the operator reports by the Commission is a major step. Currently data can be accessed on a limited basis only via the national websites of the various ministries and authorities. In some cases the data published on national sites is outdated, incomplete or not traceable.

It is not really clear what the reporting requirements should be for the plant operators. The Commission draft provides only that they have to report on the implementation of their investments. It is not clear whether this reporting involves the expenditure only or the emission reductions achieved. According to the proposal, Member States only have to report on the framework conditions for proposed Art. 10c investment projects; other reporting requirements are not included in the proposal. Setting further requirements for information to be submitted by the Member States on the selected projects and emission reductions specified ex ante would significantly improve the transparency and evaluation of implementation.

3.4 Alternative proposals for further development of Art. 10c in the 4th trading period

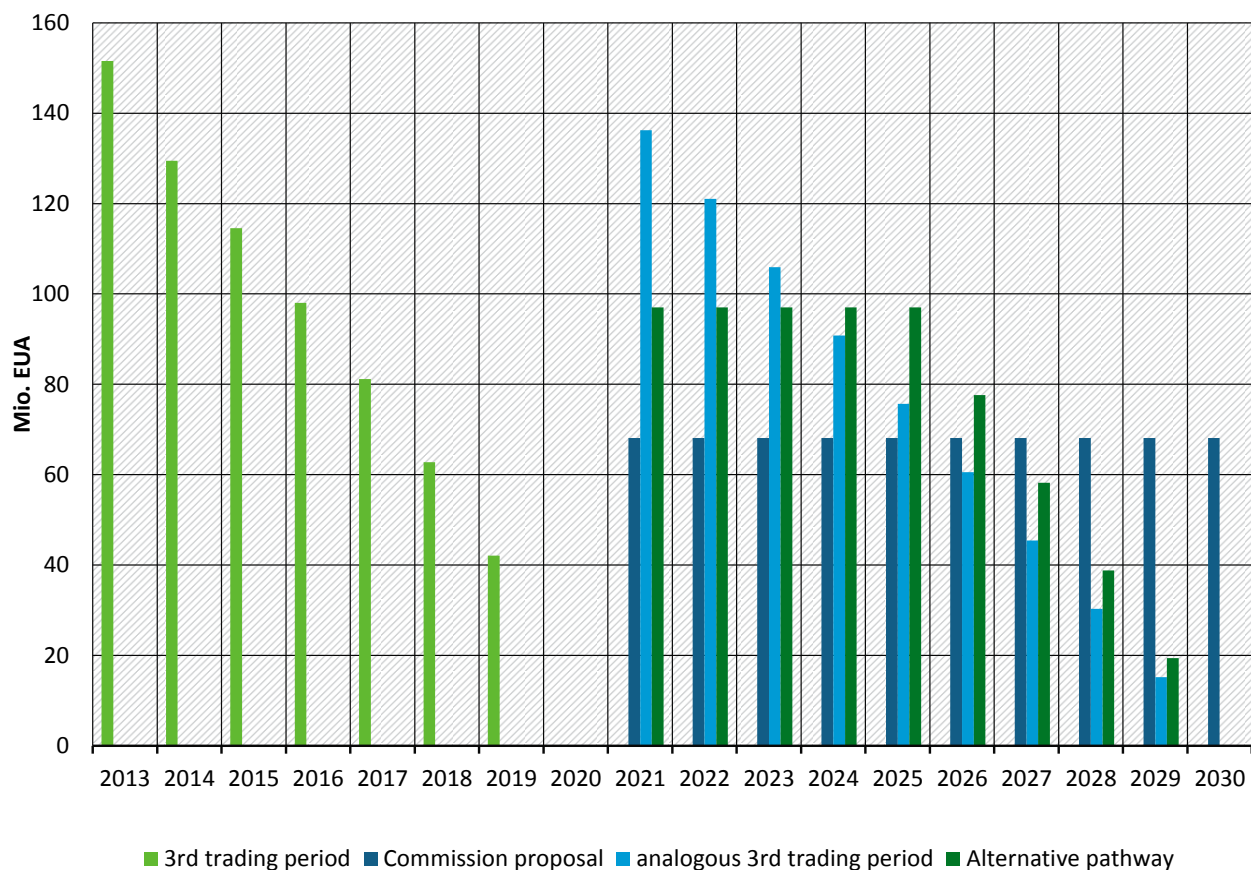
Based on the analysis and evaluation undertaken above, the Commission’s proposal to reform the ETS could be supplemented by the following:

3.4.1 Overall quantity of allowances

Art. 10c was originally introduced as a transitional regime on the path to full auctioning in the energy sector from 2021; accordingly, the amount of allowances allocated for free had to fall to zero in 2020. The new proposal distances itself from this original approach. The fixed share of free allocation under Art. 10c, which constitutes 40 % of the total auctioning amount, makes for a mechanism that could be adopted without change for the period after 2030, particularly since

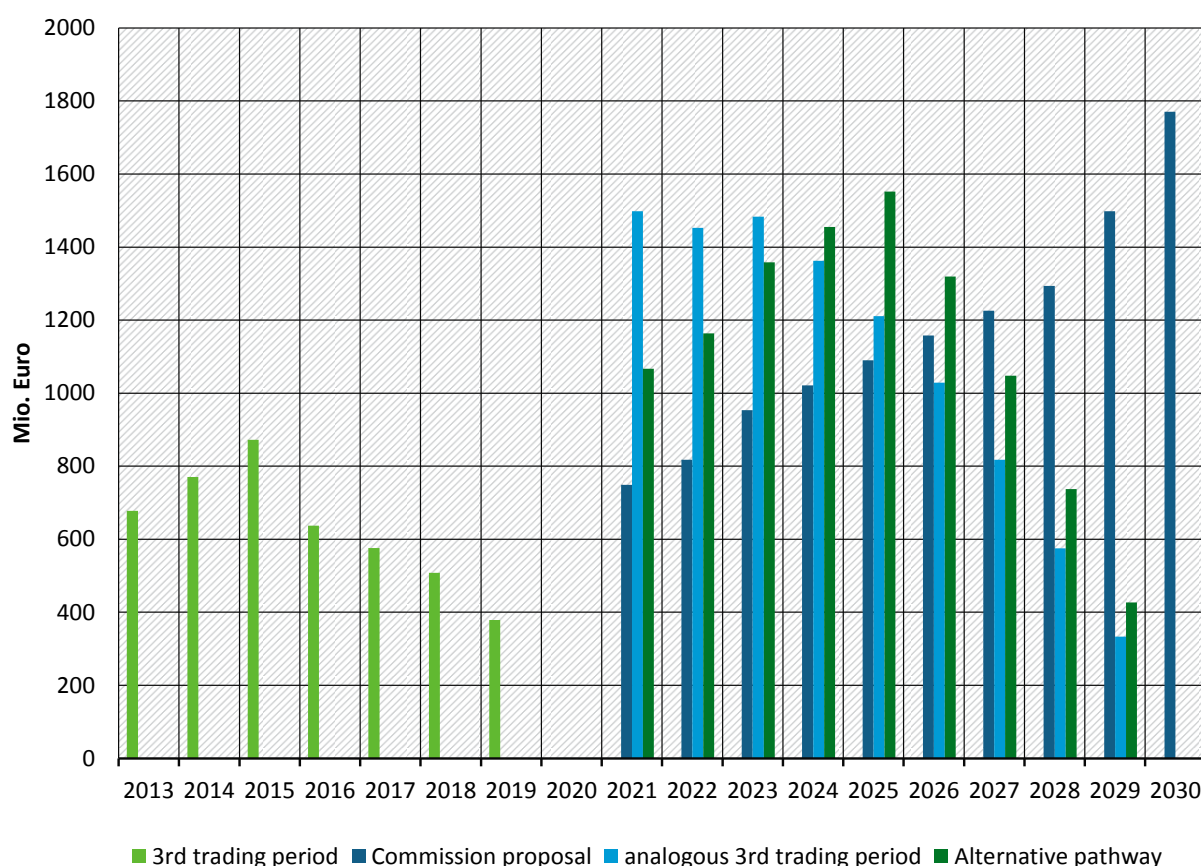
subsidies rise significantly during negotiations for a post-2030 package. In order not to generate automatism in this respect after 2030, the allocated allowance quantity should fall to zero again by the end of the subsequent period. To remain within the framework of the Council decisions, allocation in 2021 would have to be higher and then fall. In the Impact Assessment for the revised ETS Directive, the Commission argues that a linear reduction similar to the 3rd trading period would lead to a surplus in 2021, because the modernization projects would not be able to start sufficiently quickly. In addition, larger impacts on the MSR and the EUA surplus should be expected at the beginning of the 4th period since a linear reduction to zero would constitute front loading (European Commission (EC) 2015a). These concerns could be alleviated if the allocation quantity remained constant at the beginning of the period and is steadily reduced to zero from 2026 onwards (Figure 14). In Figure 15, the overall yearly quantities of freely allocated allowances under Art. 10c are shown for the different options. Both the path for the 3rd trading period and the alternative path with constant allocation quantities in the first five years would reduce the freely allocated allowances to zero at the end of the trading period.

Figure 14: Free allocation options up to 2030 under Art. 10c ETS Directive



Source: European Commission (EC) (2015b), authors' own calculations

Figure 15: Estimated value of Art. 10c free allocation up to 2030 by proposed option



Source: European Commission (EC) (2015b), Thomson Reuters (2016), authors' own calculations

3.4.2 Use of funds

The aim should be to move from the currently practiced support of activities (investments) towards the support of results (emission reduction, efficiency improvement, etc.). Only in this way can the most cost-efficient and investments with the largest emission reduction potential be selected.

It should be examined whether harmonized selection criteria for all participating Member States would be more suitable. On the one hand, the risk of market distortion would be reduced and, on the other hand, investments by suppliers and operators would be enabled in several countries. It is also questionable how many different and sufficiently objective criteria for assessing applications can actually be defined.

A key selection criterion should be consistency with the EU climate and energy targets data for 2030. It is necessary to abandon the practically exclusive promotion of coal-fired power plants. Possible options are for example:

- Fixing a minimum share for promotion of diversification of the energy mix, taking into account the EU target for renewable energies (minimum 27 % share of renewable energies).
- Limiting the maximum age of power plants at which measures are permitted to be implemented, so as not to promote lifetime extension.

- ▶ Excluding investment in the building of new coal-fired power plants or the capping of specific emissions for new power plants in g CO₂/kWh (e.g. based on a modern combined cycle power plant using natural gas).
- ▶ Opening up the competitive bidding process for Art. 10c to applications from operators and companies without an operator account under the EU ETS.
- ▶ Providing a handout for determining the additionality of investment measures put forward in the competitive bidding process. Measures that need to be carried out to fulfil other obligations already like the Large Combustion Plant Directive (European Union (EU) 2011/27/EC) are by definition not additional.

3.4.3 Reporting

The use of a harmonized reporting format for plant operators and Member States would make a strong contribution to the transparency of the reports and would simplify analysis.

Currently only the use of funds and not the results achieved via that use has to be reported. The criteria for selecting projects explicitly require a significant reduction of CO₂ emissions determined ex ante. Accordingly, plant operators and/or Member States should also show the impacts of the measures on the emission development in their annual reports. If the actual emission reductions are significantly lower than the values specified in the application, the promotion should be reduced accordingly.

In addition to the beneficiaries, the Member States should report on how they distributed the funds and have conformed to the criteria.

4 Summary

4.1 Analysis of application of Article 10c in the 2013-2015 period

A total of approx. 680 million free allowances in the EU-ETS (EUAs) may be allocated to operators of installations for electricity production in eight countries during the 3rd trading period. In 2013-2015 only 81 % of the permissible allowance amount was actually awarded. It will become clear in the years ahead whether the related investments have only been delayed or whether the quantities applied for were too high. Depending on the CO₂ price development and the implementation of investment measures, the unused allowances can still be allocated in the coming years. If they are not allocated for free, they will be auctioned towards the end of the trading period. Some Member States have already begun to hand over unused quantities to regular auctioning.

Overall 251 installations receive free allowances under Art. 10c. The operators of the 101 installations with an allocation of at least 300 thousand EUAs in 2013-2015 are granted approx. 96 % of the total amount of allowances allocated for free. 82 % of which went to operators of coal-fired power plants and a further 7 % to operators of oil and shale oil plants. The operators of ten gas-fired power plants receive 5 % of the allowances.

The current value of free allocation to the electricity sector in the eight Member States corresponds to approx. EUR 4.4 billion by 2020 (based on current prices and price estimations). Approx. 60 % of this amount is allocated to the operators of plants nearing the end of their lifetime and may possibly be disconnected soon without modernization measures.

There is a risk that the lifetime of coal-fired power plants is extended by Article 10c and the suppliers of renewable energies placed at a disadvantage. The highest allowance ratio – calculated as number of EUAs per MW of installed capacity – is for the most part received by the operators of lignite power plants of up to 2 GW. Renewable energies only play a role in the form of co-firing of biomass. Investments in wind and PV are only sporadically included in the plans, if at all.

4.2 Revision of Article 10c for the 4th trading period

The Commission proposal for the reform of the ETS foresees an unchanged total amount of EUAs under Article 10c during the 4th phase, but the actual value of the freely allocated allowances themselves could more than double under rising carbon prices. The group of eligible countries changes slightly. In particular, Poland and Estonia are allowed to allocate significantly fewer allowances for free than during the third trading period, while a higher total amount of allowances is made available to all other Member States concerned. The criteria for awarding free allocation have been significantly improved. The proposal foresees that the cost efficiency and absolute amount of avoided emissions are a compulsory component of the evaluation of all projects with a total amount of investment exceeding EUR 10 million. Nevertheless, it is not ensured that large quantities of allowances are not once again granted to coal-fired power plants. Based on the analysis undertaken above and the experiences gathered in the years up to 2015, the following changes are proposed for the 4th trading period:

- Degressive allocation: Free allocation should be reduced to zero at the end of the trading period.
- Use of funds: The guidelines and criteria should be expanded to include a minimum allocation of allowances for renewable energies, measures which extend the lifetime of for

old coal-fired power plants should be excluded from free allocation and rules for providing proof of additionality should be introduced.

- ▶ Beneficiaries: The list of possible beneficiaries eligible to participate in the competitive bidding process should be expanded to include all holders of EUA accounts in a national emissions trading registry in order to enable participation by suppliers of electricity based on renewable energies.
- ▶ Reporting: As part of the reporting obligations, the beneficiaries should also report the real-world avoided emissions.

Table 4: Installation with at least 2 M EUA free allocation under Art. 10c in the 2013-15 period

| Installation data | | | | | Free Allocation (Sum 2013-15) | | | Value of the Allocation (Sum 2013-15) | | |
|-------------------|--------------|-------------|--------------------------|----------------------------|----------------------------------|-------------------------|--------------------|--|-------------------------|----------------------------|
| Name | Member State | (Main) fuel | Installed capacity MW | Emission 2013-15 Mt CO2 | total M EUA | per capacity kEUA/MW | per emissions % | total Mio. EUR | per capacity kEUR/MW | per emissions EUR/t CO2 |
| Belchatow | PL | Lignite | 5 298 | 111.1 | 45.5 | 8.6 | 41% | 268.2 | 50.6 | 2.4 |
| Turow | PL | Lignite | 1 505 | 25.7 | 18.3 | 12.2 | 71% | 108.0 | 71.7 | 4.2 |
| Kozienice | PL | Anthracite | 2 840 | 32.6 | 13.0 | 4.6 | 40% | 73.5 | 25.9 | 2.3 |
| Opole | PL | Anthracite | 1 490 | 18.6 | 10.5 | 7.0 | 56% | 61.8 | 41.4 | 3.3 |
| Eesti | EE | Shale Oil | 1 400 | 27.4 | 10.4 | 7.4 | 38% | 60.6 | 43.3 | 2.2 |
| Maritza East-2 | BG | Lignite | 1 593 | 31.0 | 10.0 | 6.3 | 32% | 58.5 | 36.7 | 1.9 |
| Tusimice | CZ | Lignite | 816 | 13.8 | 9.2 | 11.2 | 66% | 53.5 | 65.6 | 3.9 |
| Pocerady | CZ | Lignite | 600 | 15.3 | 8.4 | 14.0 | 55% | 49.2 | 81.9 | 3.2 |
| Prunerov | CZ | Lignite | 420 | 6.9 | 8.2 | 19.5 | 119% | 47.7 | 113.7 | 6.9 |
| Polaniec | PL | Anthracite | 1 575 | 18.0 | 7.4 | 4.7 | 41% | 43.4 | 27.5 | 2.4 |
| Dolna Odra | PL | Anthracite | 1 720 | 14.0 | 7.2 | 4.2 | 51% | 42.2 | 24.5 | 3.0 |
| Rovinari | RO | Lignite | 1 320 | 14.2 | 7.1 | 5.4 | 50% | 41.7 | 31.6 | 2.9 |
| Rybnik | PL | Anthracite | 1 720 | 22.2 | 6.8 | 3.9 | 30% | 33.5 | 19.5 | 1.5 |
| Turceni | RO | Lignite | 2 310 | 13.1 | 6.1 | 2.6 | 46% | 35.3 | 15.3 | 2.7 |

| | | | | | | | | | | |
|-----------------------|----|------------|-------|------|-----|------|------|------|-------|------|
| Petrobraz | RO | Gas | 860 | 2.5 | 5.9 | 6.9 | 241% | 34.7 | 40.4 | 14.0 |
| Lagisza | PL | Anthracite | 1 060 | 8.4 | 5.5 | 5.2 | 66% | 28.3 | 26.7 | 3.4 |
| Jaworzno-III | PL | Anthracite | 1 345 | 14.7 | 5.5 | 4.1 | 37% | 28.0 | 20.8 | 1.9 |
| Maritza East-3 | BG | Lignite | 908 | 13.4 | 4.8 | 5.3 | 36% | 28.3 | 31.2 | 2.1 |
| Laziska | PL | Anthracite | 1 155 | 11.2 | 4.8 | 4.2 | 43% | 24.7 | 21.4 | 2.2 |
| Detmarovice | CZ | Anthracite | 800 | 6.4 | 4.4 | 5.5 | 69% | 25.5 | 31.9 | 4.0 |
| Vresova Tps | CZ | Lignite | 220 | 12.5 | 4.2 | 19.0 | 33% | 24.4 | 110.8 | 2.0 |
| Bobov Dol | BG | Lignite | 420 | 6.8 | 4.0 | 9.6 | 59% | 23.5 | 56.0 | 3.5 |
| Chvaletice | CZ | Lignite | 800 | 10.2 | 3.8 | 4.8 | 37% | 22.2 | 27.8 | 2.2 |
| Ostroleka | PL | Anthracite | 647 | 7.4 | 3.7 | 5.7 | 50% | 21.7 | 33.6 | 2.9 |
| Patnow | PL | Lignite | 1 669 | 16.6 | 3.6 | 2.2 | 22% | 16.2 | 9.7 | 1.0 |
| Isalnita | RO | Lignite | 630 | 6.6 | 3.6 | 5.7 | 54% | 21.0 | 33.4 | 3.2 |
| Aes Galabovo | BG | Lignite | 670 | 10.6 | 3.4 | 5.1 | 33% | 20.1 | 30.0 | 1.9 |
| Dhekelia Ice | CY | (Fuel) Oil | 461 | 3.9 | 3.1 | 6.7 | 79% | 18.0 | 39.1 | 4.7 |
| Opatovice | CZ | Lignite | 363 | 5.8 | 2.9 | 8.0 | 50% | 16.9 | 46.6 | 2.9 |
| Matra | HU | Lignite | 836 | 19.1 | 2.9 | 3.4 | 15% | 12.7 | 15.2 | 0.7 |
| Prunerov | CZ | Lignite | 440 | 7.4 | 2.7 | 6.0 | 36% | 15.5 | 35.3 | 2.1 |
| Siersza | PL | Anthracite | 794 | 4.9 | 2.6 | 3.3 | 54% | 13.4 | 16.9 | 2.7 |

| | | | | | | | | | | |
|-----------------------|----|------------|---------------|--------------|--------------|------------|------------|----------------|-------------|------------|
| Melnik 2&3 | CZ | Lignite | 500 | 5.1 | 2.5 | 5.0 | 48% | 14.5 | 29.1 | 2.8 |
| Mures | RO | Gas | 620 | 2.3 | 2.5 | 4.0 | 107% | 14.4 | 23.3 | 6.2 |
| Eesti | EE | Shale Oil | 210 | 5.9 | 2.5 | 11.8 | 42% | 14.4 | 68.6 | 2.5 |
| Siekierki | PL | Anthracite | 453 | 9.3 | 2.4 | 5.4 | 26% | 14.4 | 31.9 | 1.6 |
| Ostrava Works | CZ | Lignite | 179 | 7.1 | 2.3 | 12.9 | 32% | 12.3 | 68.6 | 1.7 |
| Vasilikos Eac | CY | (Fuel) Oil | 865 | 4.9 | 2.3 | 2.6 | 47% | 13.4 | 15.5 | 2.7 |
| Ledvice | CZ | Lignite | 220 | 3.5 | 2.2 | 9.8 | 61% | 12.6 | 57.1 | 3.6 |
| Mintia-Deva | RO | Anthracite | 1 075 | 4.4 | 2.1 | 2.0 | 48% | 9.5 | 8.8 | 2.2 |
| Krakov Leg | PL | Anthracite | 460 | 5.4 | 2.1 | 4.5 | 38% | 12.0 | 26.0 | 2.2 |
| Total | | | 43 267 | 580.1 | 260.2 | 6.0 | 45% | 1 489.9 | 34.4 | 2.6 |

Source: European Union (EU) (2016), European Commission (EC) (2012k), European Commission (EC) (2012e), Platts (2014).

5 List of references

CAN Europe; Greenpeace; WWF (2014): Stronger Together. Investment support and solidarity mechanisms under the EU'S 2030 Climate and Energy Framework. Online verfügbar unter http://awsassets.panda.org/downloads/20140908_stronger_together_can_wwf_greenpeace.pdf, zuletzt geprüft am 05.10.2015.

EEX (2016): Market Data. Online verfügbar unter <https://www.eex.com/en/market-data#/market-data>, zuletzt geprüft am 13.05.2016.

Electricity Authority of Cyprus (2015): Transitional Free Allocation of Emission Allowances for the Modernisation of Electricity Generation. Second Annual Report on the Implementation of Investments (Year 2014). Hg. v. Electricity Authority of Cyprus.

European Commission (EC) (2011): Communication from the Commission — Guidance document on the optional application of Article 10c of Directive 2003/87/EC. 2011/C 99/03. European Commission (EC) (C99). Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52011XC0331%2801%29>, zuletzt geprüft am 27.10.2015.

European Commission (EC) (2012a): Commission Decision of 13.7.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Poland. European Commission (EC) (C(2012) 4609 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_4609_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012b): Commission Decision of 23.5.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Cyprus. European Commission (EC) (C(2012) 3260 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_3260_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012c): Commission Decision of 23.5.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Estonia. European Commission (EC) (C(2012) 3271 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_3271_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012d): Commission Decision of 23.5.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Lithuania. European Commission (EC) (C(2012) 3237 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_3237_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012e): Commission Decision of 30.11.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Hungary. European Commission (EC). Brussels (C(2012) 8675 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/hungary_com_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012f): Commission Decision of 6.7.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Bulgaria (C(2012) 4560 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_4560_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012g): Commission Decision of 6.7.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by Romania (C(2012) 4564 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_4564_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012h): Commission Decision of 6.7.2012 concerning the application pursuant to Article 10c (5) of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council to give transitional free allocation for the modernisation of electricity generation notified by the Czech Republic (C(2012) 4576 final). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/c_2012_4576_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Commission (EC) (2012i): Emissions trading: Commission rules on temporary free allowances for power plants in Poland (Press Release, 13 July 2012). Online verfügbar unter http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-12-561_en.htm, zuletzt geprüft am 22.06.2015.

European Commission (EC) (2012j): Transitional free allocation to electricity generators - FAQ. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/allowances/electricity/faq_en.htm, zuletzt geprüft am 07.06.2016.

European Commission (EC) (2012k): Emissions trading: Commission rules on temporary free allowances for power plants in Poland. Memo. European Commission (EC). Online verfügbar unter http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-12-561_en.htm, zuletzt geprüft am 05.10.2015.

European Commission (EC) (2012l): State aid SA.34086 (2012/N) – Hungary. Investments aiming at the modernisation of the Hungarian energy sector under Article 10 c) EU ETS Directive. (C(2012) 9463 final), zuletzt geprüft am 13.05.2016.

European Commission (EC) (2015a): Impact Assessment accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments. Brussels (SWD(2015) 135 final). Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/revision/docs/impact_assessment_en.pdf, zuletzt geprüft am 28.07.2015.

European Commission (EC) (2015b): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments. Brussels (COM(2015) 337 final). Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/revision/docs/com_2015_337_en.pdf, zuletzt geprüft am 28.07.2015.

European Commission (EC) (2016): Status table on transitional free allocation to power generators for 2015. European Commission (EC). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/electricity/docs/process_overview_10c_2015_en.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

European Council (2014): Conclusions on 2030 Climate and Energy Policy Framework. Brussels (SN 79/14). Online verfügbar unter http://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/en/ec/145397.pdf, zuletzt geprüft am 09.09.2015.

European Union (EU) (27.11.2001): Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants 2001 (OJ L 309). Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:02001L0080-20070101>, zuletzt geprüft am 02.11.2015.

European Union (EU) (25.10.2003): Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC. In: *OJ L* (275), S. 32–46. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003L0087&from=EN>, zuletzt geprüft am 30.06.2014.

European Union (EU) (2009): Directive 2009/29/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the Community. In: *OJ L* (140), S. 63–87. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0063:0087:en:PDF>, zuletzt geprüft am 15.08.2014.

European Union (EU) (2016): European Union Transaction Log (EUTL). Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/environment/ets/>, zuletzt aktualisiert am 10.05.2016, zuletzt geprüft am 13.05.2016.

Lise, W.; Sijm, J.; Hobbs, B. F. (2010): The impact of the EU ETS on electricity prices: simulation results with the COMPETES model, zuletzt geprüft am 17.11.2014.

Ministry of Economy of Poland (2011): List of investment projects of the National Investment Plan. Online verfügbar unter <http://www.mg.gov.pl/files/upload/19124/KPI.pdf>, zuletzt geprüft am 12.5.16.

Ministry of Energy of the Republic of Lithuania (2014): Report on investments made in modernising electricity generation pursuant to article 10c(1) of directive 2003/87/EC. Hg. v. Ministry of Energy of the Republic of Lithuania. Online verfügbar unter https://enmin.lrv.lt/uploads/enmin/documents/files/Veikla/Veiklos%20sritys/Elektra/atl/Report_on_investments_made_in_modernising_electricity_generation.pdf, zuletzt geprüft am 20.07.2016.

Ministry of Environment of Poland (2015): Report of Art. 10c of Directive 2003/87/EC for 2014. Online verfügbar unter http://ww.mos.gov.pl/artykul/5688_instalacje_wytwarzajace_energie_elektryczna/24960_sprawozdanie_z_art_10c_dyrektywy_2003_87_we_z_2014_r.html, zuletzt geprüft am 13.5.16.

Ministry of the Environment of the Czech Republic (2012): National Investment Plan of the Czech Republic to the allocation of free allowances for electricity producers. Online verfügbar unter http://www.mzp.cz/cz/narodni_plan_investic_cr, zuletzt geprüft am 13.5.16.

Platts (2014): World Electric Power Plants Database. Europe. Hg. v. Platts. Online verfügbar unter <https://www.platts.com.es/products/world-electric-power-plants-database>, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

Point Carbon (2008): EU ETS Phase II – The potential and scale of windfall profits in the power sector. Point Carbon, zuletzt geprüft am 30.10.2014.

Rat der Europäischen Union (2014): Schlussfolgerungen. Rahmen für die Klima- und Energiepolitik bis 2030 (EUCO 169/14).

Thomson Reuters (2016): Animal Spirits versus the Big Picture - EU carbon price outlook. Why the outlook for the carbon price is still bullish, zuletzt geprüft am 12.05.2016.

D Analyse der Emissionsentwicklung im ETS Sektor in Großbritannien und Spanien

Von

Verena Graichen

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

Aleksandar Zaklan

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW Berlin), Mohrenstr. 58, 10117 Berlin

Abschlussdatum: Oktober 2018

Kurzbeschreibung: Analyse der Emissionsentwicklung im ETS Sektor in Großbritannien und Spanien

Seit dem Start des Emissionshandels im Jahr 2005 sind die Emissionen der teilnehmenden Länder in den ETS Sektoren im Durchschnitt um 26 % gesunken. Großbritannien und Spanien gehören zu den Ländern mit den höchsten Emissionen im EU ETS; sie haben jeweils 8 % der gesamteuropäischen ETS Emissionen des Jahres 2017 verursacht. Gleichzeitig sind es Länder, die besonders hohe Emissionsreduktionen im Vergleich zu 2005 erreicht haben: In Spanien sind die Emissionen um 32 % gesunken und in Großbritannien gar um 50 %.

In beiden Ländern haben sich die Emissionen aus dem Sektor Energie und Verbrennung seit Beginn des ETS stark reduziert. Der Ausbau der Erneuerbaren Energien in Zusammenspiel mit der Reduktion der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken sind die Haupttreiber der sinkenden Emissionen im Stromsektor.

Im Industriesektor sind die Emissionen ebenfalls gesunken, wenn auch nicht ganz so stark. Die Herstellung von Eisenmetallen, Mineralölprodukten und Zement sind in beiden Ländern die drei Industriesektoren mit den höchsten Emissionen, wenn auch in unterschiedlicher Reihenfolge. In den Industriesektoren ist ein hoher Einfluss der Produktionsmengen auf die Emissionsmengen erkennbar. Der Effekt ist besonders in den Jahren der Wirtschaftskrise besonders ausgeprägt. Insbesondere im Eisen- und Stahlsektor sowie in der Zementproduktion hat es Produktionsrückgänge und Stilllegungen gegeben. Im Gegensatz dazu zeigt der Raffineriesektor in Spanien einen anderen Verlauf: die Produktionszahlen sind leicht gestiegen, während sie in Großbritannien gesunken sind. Die spezifischen Emissionen pro Tonne verarbeitetes Rohöl scheinen in beiden Ländern leicht gesunken zu sein. Im Chemiesektor sind die spezifischen N₂O Emissionen aus der Herstellung von Salpetersäure im Vergleich zu 2005 erheblich gesunken. In Großbritannien fällt die Emissionsreduktion mit dem Jahr des Einbezugs der N₂O Emissionen in den Emissionshandel zusammen (2011), während die Minderung in Spanien bereits vor ihrer Erfassung 2013 im Emissionshandel erfolgt ist. Für alle anderen Produkte und Emissionen im Chemiesektor ist keine eindeutige Aussage möglich, da die Veränderung des Anwendungsbereiches den Vergleich zwischen den Handelsperioden unmöglich macht.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Stromsektor jeweils die Verbesserung der Emissionsintensität der Haupttreiber für die sinkenden Emissionen ist, während im Industriesektor die Produktionsentwicklung der dominante Effekt ist. Eine Ausnahme im Industriebereich sind die N₂O Emissionen, die bei der Produktion von Salpetersäure und Adipinsäure anfallen: im Vergleich zu 2005 sind die spezifischen Emissionen in beiden Ländern erheblich gesunken. .

Abstract: Analysis of emission trends in the ETS sector in the UK and Spain

Since the start of emissions trading scheme (ETS) in 2005, emissions in the ETS sectors from participating countries have fallen on average by 26 %. The UK and Spain are among the countries with the highest emissions in the EU ETS, each accounting for 8 % of total European ETS emissions in 2017. At the same time, these are countries that have achieved particularly high emission reductions compared to 2005: In Spain, emissions fell by 32 % and in the UK by as much as 50 %.

In both countries, emissions from the energy and combustion sector have fallen sharply since the start of the ETS. The uptake of renewable energy production in conjunction with the reduction of electricity generation from coal-fired power plants is the main drivers of falling emissions in the electricity sector.

Emissions in the industrial sector have also fallen, albeit not quite as sharply. The production of ferrous metals, petroleum products and cement are the three industrial sectors with the highest ETS emissions in both countries. In the industrial sectors, a high influence of the production quantities on the emission quantities can be seen. The effect is particularly pronounced in the years of the economic crisis. Especially in the iron and steel sector and in cement production, there have been declines in production and shutdowns. In contrast, the refinery sector in Spain showed a different development: production figures rose slightly, while they fell in the United Kingdom. Specific emissions per tonne of processed crude oil appear to have fallen slightly in both countries. In the chemicals sector, specific N₂O emissions from nitric acid production have decreased significantly compared to 2005. In the UK, the emission reduction coincides with the year in which N₂O emissions are included in emissions trading (2011), while the reduction in Spain took place before they were included in emissions trading in 2013. For all other products and emissions in the chemicals sector, no clear statement is possible, as the change in the scope of application makes it impossible to compare trading periods.

To sum up, it can be said that in the electricity sector the improvement in emission intensity is the main driver for falling emissions, while in the industrial sector the dominant effect is the development of production. However, reductions in specific emissions are the main driver for the development of N₂O emissions from the production of nitric acid and adipic acid.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| Abbildungsverzeichnis..... | 187 |
| Tabellenverzeichnis | 188 |
| Abkürzungsverzeichnis..... | 189 |
| Zusammenfassung..... | 190 |
| Summary | 192 |
| 1 Analyse der Emissionsentwicklung in ETS Sektoren in ausgewählten Ländern | 194 |
| 2 Emissionsentwicklung der ETS Sektoren in Großbritannien | 195 |
| 2.1 Stromerzeugung in Großbritannien | 196 |
| 2.2 Industriesektoren in Großbritannien | 198 |
| 3 Emissionsentwicklung der ETS Sektoren in Spanien | 205 |
| 3.1 Stromerzeugung in Spanien | 206 |
| 3.2 Industriesektoren in Spanien | 208 |
| 4 Schlussfolgerung..... | 215 |
| 5 Literaturverzeichnis..... | 217 |
| A Anhang | 218 |
| A.1 Aggregierung der ETS Aktivitäten zu Sektoren | 218 |
| A.2 Emissionen der ETS Sektoren in Großbritannien und Spanien | 219 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|--------------|--|-----|
| Abbildung 1 | Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in ausgewählten Ländern (2005-2017) | 190 |
| Abbildung 2 | Anteil großer Länder an den Emissionen in den ETS Sektoren (2017)..... | 194 |
| Abbildung 3 | Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in Großbritannien (2005-2017) | 195 |
| Abbildung 4 | Entwicklung der Stromerzeugung in Großbritannien (2005-2015)..... | 196 |
| Abbildung 5 | Entwicklung der Endenergienachfrage nach Strom in Großbritannien (2005-2015) | 198 |
| Abbildung 6 | Entwicklung der Emissionen im Industriesektor in Großbritannien (2005-2017) | 199 |
| Abbildung 7 | Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Eisenmetallerzeugung in Großbritannien (2005-2017) | 200 |
| Abbildung 8 | Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Mineralölerzeugung in Großbritannien (2005-2017) | 201 |
| Abbildung 9 | Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Herstellung von Zement und Kalk in Großbritannien (2005-2017)..... | 202 |
| Abbildung 10 | Entwicklung der Produktion und Emissionen im Chemiesektor in Großbritannien (2005-2017) | 203 |
| Abbildung 11 | Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in Spanien (2005-2017)..... | 205 |
| Abbildung 12 | Entwicklung der Stromerzeugung in Spanien (2005-2015)..... | 207 |
| Abbildung 13 | Entwicklung der Endenergienachfrage nach Strom in Spanien (2005-2015) | 208 |
| Abbildung 14 | Entwicklung der Emissionen im Industriesektor in Spanien (2005-2017) | 209 |
| Abbildung 15 | Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Stahlerzeugung in Spanien (2005-2017)..... | 210 |
| Abbildung 16 | Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Mineralölerzeugung in Spanien (2005-2017) | 211 |
| Abbildung 17 | Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Herstellung von Zement und Kalk in Spanien (2005-2017) | 212 |
| Abbildung 18 | Entwicklung der Produktion und Emissionen im Chemiesektor in Spanien (2005-2017) | 213 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|------------|--|-----|
| Tabelle 1: | Produktionsmenge und N ₂ O Emissionen der Herstellung von Salpeter- und Adipinsäure (UK) | 204 |
| Tabelle 2: | Produktionsmenge und N ₂ O Emissionen der Herstellung von Salpetersäure (Spanien) | 214 |
| Tabelle 3: | Aggregierung der ETS-Aktivitäten zu Sektoren | 218 |
| Tabelle 4: | Emissionen sowie Schätzung der Emissionen durch den veränderten Anwendungsbereich im ETS Sektor in Großbritannien in kt CO ₂ Äq. | 220 |
| Tabelle 5: | Emissionen sowie Schätzung der Emissionen durch den veränderten Anwendungsbereich im ETS Sektor in Spanien in kt CO ₂ Äq. | 222 |

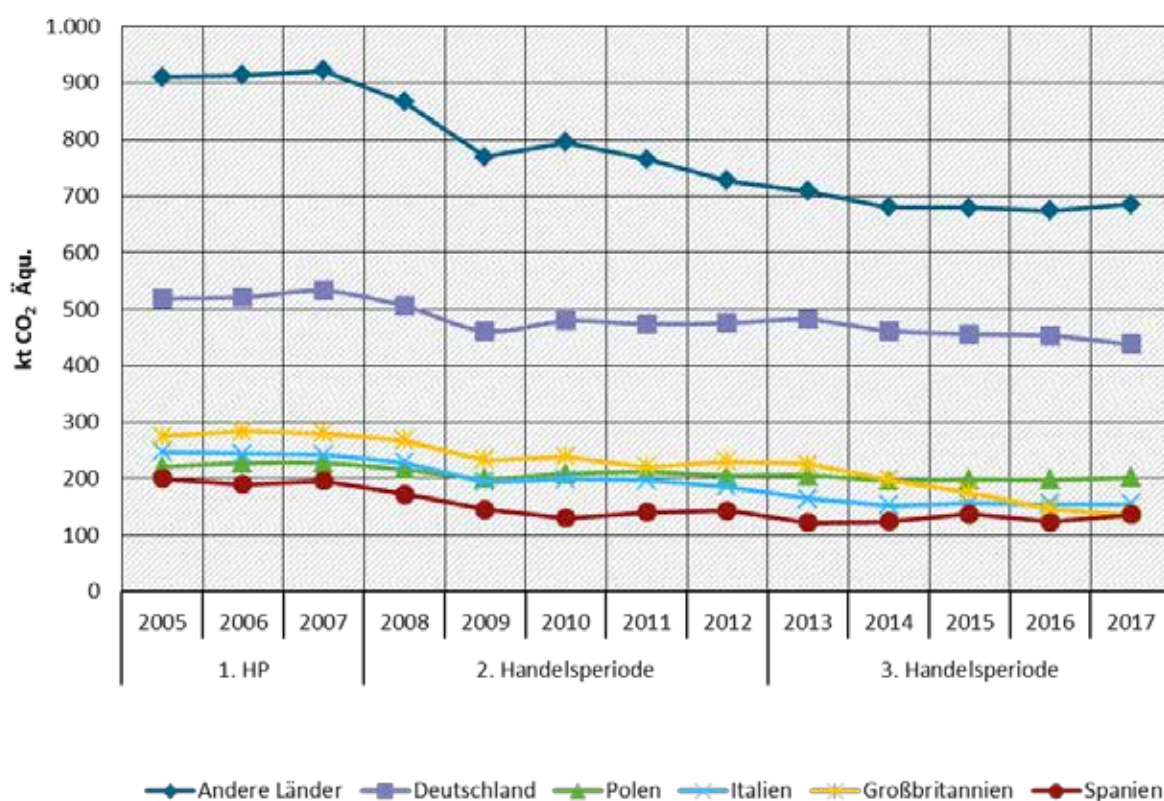
Abkürzungsverzeichnis

| | |
|------------------|--|
| CCS | Carbon Capture and Storage |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| EEA | European Environmental Agency, Europäische Umweltagentur |
| ETS | Emissionshandel |
| N ₂ O | Distickstoffmonoxid |
| PFC | Per- und polyflourierte Chemikalien |

Zusammenfassung

Seit dem Start des EU Emissionshandels im Jahr 2005 sind die Emissionen der teilnehmenden Länder in den ETS Sektoren im Durchschnitt um 26 % gesunken. Großbritannien und Spanien gehören zu den Ländern mit den höchsten Emissionen im EU ETS; sie haben jeweils 8 % der ETS Gesamtemissionen des Jahres 2017 verursacht. Gleichzeitig sind es Länder, die besonders hohe Emissionsreduktionen im Vergleich zu 2005 erreicht haben: In Spanien sind die Emissionen um 32 % gesunken und in Großbritannien gar um 50 %. Da sich der Anwendungsbereich des EU Emissionshandels seit der Einführung 2005 erweitert hat, enthalten diese Werte eine Schätzung der Emissionen von ETS Tätigkeiten, welche durch die Erweiterung des Anwendungsbereiches in späteren Jahren zusätzlich erfasst wurden (European Environment Agency (EEA) 2017, 2018).

Abbildung 1 Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in ausgewählten Ländern (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), eigene Darstellung

In beiden Ländern haben sich die Emissionen aus dem Sektor Energie und Verbrennung seit Beginn des ETS stark reduziert. Die Stromerzeugung ist erheblich weniger emissionsintensiv geworden und es ist zu erwarten, dass sich dieser Trend zumindest stabilisieren wird. Die Erzeugung aus Erneuerbaren Energien hat sich in Großbritannien zwischen 2005 und 2015 vervierfacht und beträgt 2015 25 %. Der Anteil der Erneuerbaren Energien an der Stromerzeugung in Spanien hat sich seit 2005 verdoppelt und beträgt 36 % im Jahr 2015. Gleichzeitig ist die Relevanz der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken jeweils gesunken: In Spanien von 27 % auf 18 % und in Großbritannien von 33 % auf 21 % (Eurostat 2017b). In Großbritannien wurden mehrere Kohlekraftwerke ganz oder teilweise stillgelegt oder auf

Biomassefeuerung umgerüstet. Es ist deswegen davon auszugehen, dass die Emissionen aus Kohlekraftwerken nicht wieder auf das Niveau von 2005 ansteigen werden. In Spanien hingegen wurde die Produktion eher gedrosselt, Stilllegungen sind dafür bei Gaskraftwerken erfolgt. Der Anteil von Erdgas an der Stromerzeugung ist in Spanien erheblich gesunken und lag 2015 bei unter 20 %. In Großbritannien ist der Anteil höher, bei knapp 30 %. Die Stromerzeugung aus Kernkraftwerken ist jeweils über alle Jahre konstant bei rund 20 % geblieben. Zudem ist die Stromnachfrage in beiden Ländern leicht gesunken. Der Ausbau der Erneuerbaren Energien in Zusammenspiel mit der Reduktion der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken sind dementsprechend die Haupttreiber der sinkenden Emissionen im Stromsektor.

Im Industriesektor sind die Emissionen ebenfalls gesunken, wenn auch nicht ganz so stark. Die Herstellung von Eisenmetallen, Mineralölprodukten und Zement sind in beiden Ländern die drei Industriesektoren mit den höchsten Emissionen, wenn auch in unterschiedlicher Reihenfolge. In den Industriesektoren ist ein hoher Einfluss der Produktionsmengen auf die Emissionsmengen erkennbar. Der Effekt ist besonders in den Jahren der Wirtschaftskrise ausgeprägt. Insbesondere im Eisen- und Stahlsektor sowie in der Zementproduktion hat es Produktionsrückgänge und Stilllegungen gegeben. Auch wenn die Konjunktur sich zwischenzeitlich erholt hat, liegt im Jahr 2016 die Stahlproduktion 25 % (Spanien) bzw. 40 % (Großbritannien) unter der von 2005.

Während der Eisen- und Stahlsektor unter den Industriesektoren in Großbritannien die größte Emissionsquelle ist, nimmt diese Position in Spanien der Zementsektor ein. Während des spanischen Baubooms war auch die Zementproduktion hoch, mit der Wirtschaftskrise fiel die Produktion ab 2008 erheblich und liegt im Jahr 2016 44 % unter der Produktion im Jahr 2005. In Großbritannien ist der gleiche Verlauf zu beobachten, wenn auch nicht ganz so ausgeprägt – im Jahr 2016 lagen die Produktionsmengen 20 % unter den Werten im Jahr 2005. Auch im Zementsektor hat es Stilllegungen von Produktionsanlagen in beiden Ländern gegeben.

Im Gegensatz dazu zeigt der Raffineriesektor in Spanien einen anderen Verlauf: die Produktionszahlen sind trotz gesunkener heimischer Nachfrage leicht gestiegen, während sie in Großbritannien gesunken sind. Spanien ist der drittgrößte Produzent von Mineralölprodukten in den EU ETS Ländern und ein Nettoexporteur. Die spezifischen Emissionen pro Tonne verarbeitetes Rohöl scheinen in beiden Ländern leicht gesunken zu sein. Ein möglicher Grund ist ein veränderter Produktmix, ein anderer die Schließung alter Raffinerien in beiden Ländern und Kapazitätserweiterungen in Spanien.

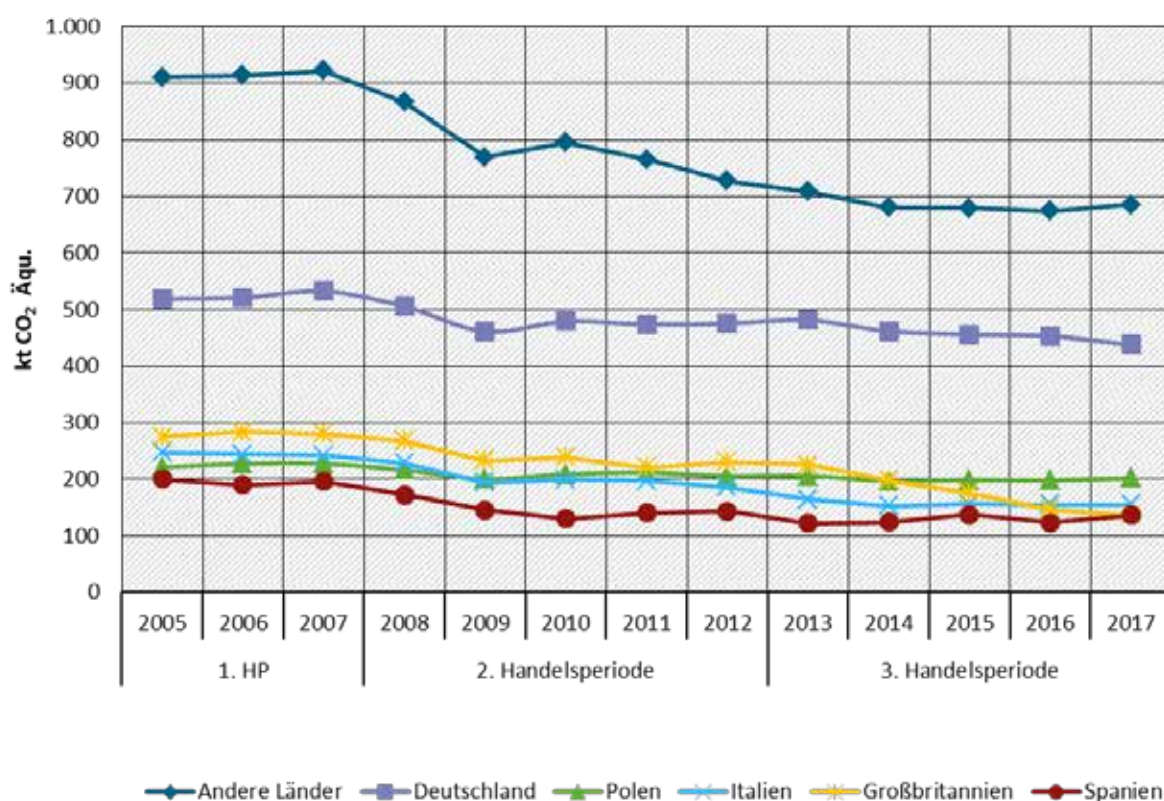
Im Chemiesektor sind die spezifischen N₂O Emissionen aus der Herstellung von Salpetersäure im Vergleich zum Jahr 2005 erheblich gesunken (Großbritannien 2018; Spanien 2018). In Großbritannien fällt die Emissionsreduktion mit dem Jahr des Einbezugs der N₂O Emissionen in den Emissionshandel zusammen (2011), während die Minderung in Spanien bereits vor ihrer Erfassung 2013 im Emissionshandel erfolgt ist. Für alle anderen Produkte und Emissionen im Chemiesektor ist keine eindeutige Aussage möglich, da die Veränderung des Anwendungsbereiches den Vergleich zwischen den Handelsperioden unmöglich macht.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Stromsektor jeweils die Verbesserung der Emissionsintensität der Haupttreiber für die sinkenden Emissionen ist, während im Industriesektor die Produktionsentwicklung der dominante Effekt ist. Eine Ausnahme im Industriebereich sind die N₂O Emissionen, die bei der Produktion von Salpetersäure und Adipinsäure anfallen: im Vergleich zu 2005 sind die spezifischen Emissionen in beiden Ländern erheblich gesunken.

Summary

Since the start of EU Emissions Trading Scheme in 2005, emissions from participating countries in the ETS sectors have fallen on average by 26 %. The UK and Spain are among the countries with the highest emissions in the EU ETS, each accounting for 8 % of total emissions in the year 2017. At the same time, these are countries that have achieved particularly high emission reductions compared to 2005: In Spain, emissions fell by 32 % and in the UK by as much as 50 %. Since the scope of EU Emissions Trading Scheme has expanded since its introduction in 2005, these figures include an estimate of emissions from ETS activities that were additionally covered by the extension of the scope in later years (European Environment Agency (EEA) 2017, 2018).

Figure 1 Development of emissions in the ETS sector in selected countries (2005-2017)



Sources: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), own presentation

In both countries, emissions from the energy and combustion sector have fallen sharply since the start of the ETS. Power generation has become considerably less emission-intensive and this trend is expected to at least stabilise. Renewables generation in the UK quadrupled between 2005 and 2015, reaching 25 % in 2015. The share of renewables in electricity generation in Spain has doubled since 2005 and will be 36 % in 2015. At the same time, the relevance of electricity generation from coal-fired power plants has declined: In Spain from 27 % to 18 % and in Great Britain from 33 % to 21 % (Eurostat 2017b). In the UK, several coal-fired power plants were completely or partially shut down or converted to biomass firing. It can therefore be assumed that emissions from coal-fired power plants will not rise back to the 2005 level. In Spain, on the other hand, coal-fired electricity production has tended to be cut back and gas-

fired power plants have been decommissioned. The share of natural gas in electricity generation in Spain has fallen considerably and was less than 20 % in 2015. In the UK, the share is higher, at just under 30 %. Electricity generation from nuclear power plants has remained constant at around 20 % for all years. In addition, demand for electricity fell slightly in both countries. Accordingly, the expansion of renewable energies in conjunction with the reduction of electricity generation from coal-fired power plants is the main driver for falling emissions in the electricity sector.

Emissions in the industrial sector have also fallen, albeit not quite as sharply. The production of ferrous metals, petroleum products and cement are the three industrial sectors with the highest emissions in both countries, albeit in different order. In the industrial sectors, a high influence of the production quantities on the emission quantities can be seen. The effect is particularly pronounced in the years of the economic crisis. Especially in the iron and steel sector as well as in cement production, there were declines in production and shutdowns. Even though the economy has recovered in the meantime, steel production in 2016 is 25 % (Spain) and 40 % (Great Britain) lower than in 2005.

While the iron and steel sector is the largest source of emissions among the industrial sectors in the UK, the cement sector occupies this position in Spain. Cement production was also high during the Spanish construction boom, with production falling sharply from 2008 with the economic crisis and falling 44 % below production in 2005 in 2016. The same trend can be observed in the UK, although not quite so pronounced – cement production volumes in 2016 were 20 % below 2005 levels. In the cement sector, too, there were closures of production facilities in both countries.

By contrast, the refinery sector in Spain shows a different development: production figures rose slightly despite lower domestic demand, while they fell in the United Kingdom. Spain is the third largest producer of petroleum products in the EU ETS countries and a net exporter. Specific emissions per tonne of processed crude oil appear to have fallen slightly in both countries. One possible reason is a changed product mix; another is the closure of old refineries in both countries and capacity expansions in Spain.

In the chemicals sector, the specific N₂O emissions from the production of nitric acid have fallen considerably compared to 2005 (Großbritannien 2018; Spanien 2018). In the UK, the emission reduction coincides with the year in which N₂O emissions were included in emissions trading (2011), while in Spain the reduction took place before they were included in emissions trading in 2013. For all other products and emissions in the chemicals sector, no clear statement is possible, as the change in the scope of application makes it impossible to compare trading periods.

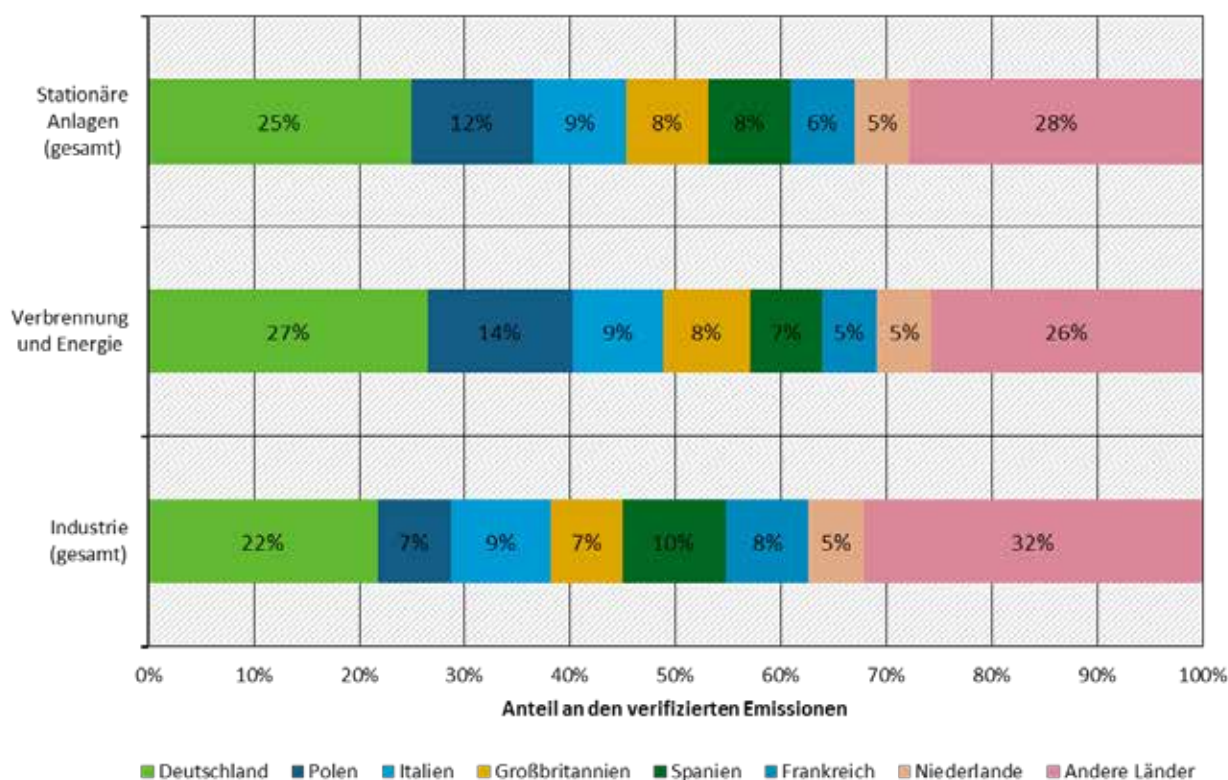
In summary, it can be said that in the electricity sector the improvement of the emission intensity is the main driver for the falling emissions, while in the industrial sector the production development is the dominant effect. However, reductions in specific emissions are the main driver for the development of N₂O emissions from the production of nitric acid and adipic acid.

1 Analyse der Emissionsentwicklung in ETS Sektoren in ausgewählten Ländern

Seit dem Start des Emissionshandels im Jahr 2005 sind die Emissionen der teilnehmenden Länder in den ETS Sektoren um 26 % gesunken.¹ Über die teilnehmenden Länder sind jedoch die Reduktionen ungleich verteilt. Nur eine relativ kleine Anzahl von Ländern trägt mit mehr als 5 % zu den Gesamtemissionen im ETS bei. Deutschland hat mit 25 % den mit Abstand größten Anteil, gefolgt von Polen (12 %), Italien (9 %), Großbritannien und Spanien (8 %), Frankreich (6 %) und den Niederlanden (5 %). Die übrigen 23 ETS Länder verursachen gemeinsam 28 % der Gesamtemissionen in 2017. Wenn nur die Verbrennungsanlagen betrachtet werden, ist der Anteil der sieben größten Emittenten noch etwas größer; wenn die Industrieemissionen betrachtet werden, dagegen etwas kleiner – der Anteil der anderen Länder beträgt 32 %.

In der folgenden Analyse soll für zwei der Länder mit hohem Anteil an den Gesamtemissionen im ETS und überdurchschnittlichen Emissionsreduktionen gegenüber 2005 die Emissionsveränderung genauer beschrieben werden: Großbritannien und Spanien.

Abbildung 2 Anteil großer Länder an den Emissionen in den ETS Sektoren (2017)



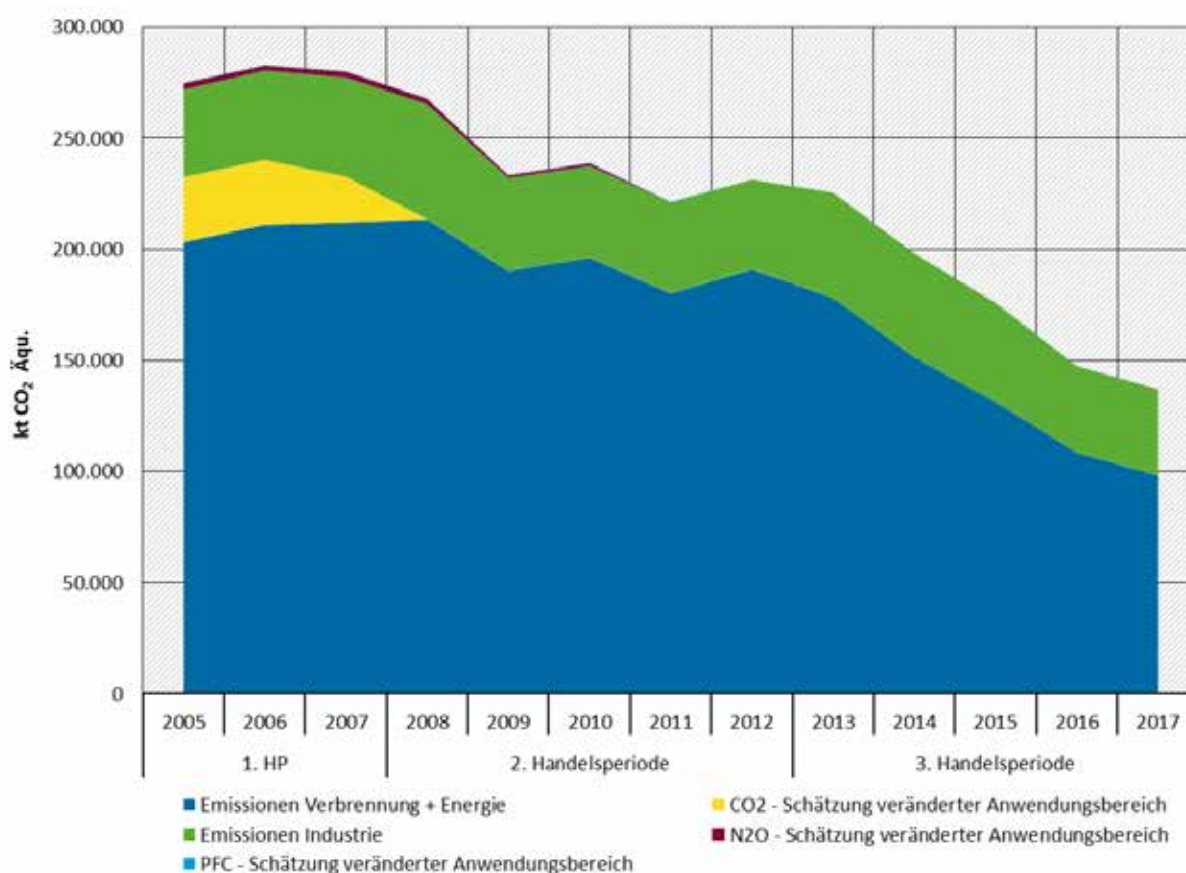
Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), eigene Darstellung

¹ Die Zahl bezieht sich auf die Emissionen inklusiver der Schätzung für Veränderungen des Anwendungsbereichs der EU Emissionshandelsrichtlinie European Environment Agency (EEA) 2018, 2017.

2 Emissionsentwicklung der ETS Sektoren in Großbritannien

Die Emissionen in den Emissionshandelssektoren sind in Großbritannien zwischen 2005 und 2017 um 50 % von 275 Mt CO₂e auf 137 Mt CO₂e gesunken (siehe Abbildung 3). Die Emissionsreduktion ist damit fast doppelt so hoch wie im europäischen Durchschnitt (-26 %). Da sich der Anwendungsbereich des EU Emissionshandels seit der Einführung 2005 erweitert hat, enthalten diese Werte eine Schätzung der Emissionen von EU ETS Tätigkeiten, welche durch die Erweiterung des Anwendungsbereiches in späteren Jahren zusätzlich erfasst wurden (European Environment Agency (EEA) 2017).

Abbildung 3 Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in Großbritannien (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), eigene Darstellung

In Großbritannien gab es vor der Einführung des EU ETS bereits einen Emissionshandel mit freiwilliger Teilnahme. Die teilnehmenden Firmen konnten in den Anfangsjahren wählen, ob sie am europäischen Emissionshandel teilnehmen (opt-out). Diese Tätigkeiten sind in der Schätzung des erweiterten Anwendungsbereiches bei den CO₂-Emissionen enthalten, eine Zuordnung zu den ETS-Sektoren Verbrennung bzw. Industrie war nicht möglich. Zudem werden seit der dritten Handelsperiode auch nicht-CO₂ Gase erfasst: Lachgasemissionen (N₂O) aus der Herstellung von Salpetersäure, Adipinsäure und Glyoxylsäure sowie Perfluorkohlenstoffemissionen (PFC) aus der Herstellung von Aluminium. Diese beiden Gase machten jedoch einen geringen Teil der Gesamtemissionen aus. So wurden im Jahr 2008 etwa

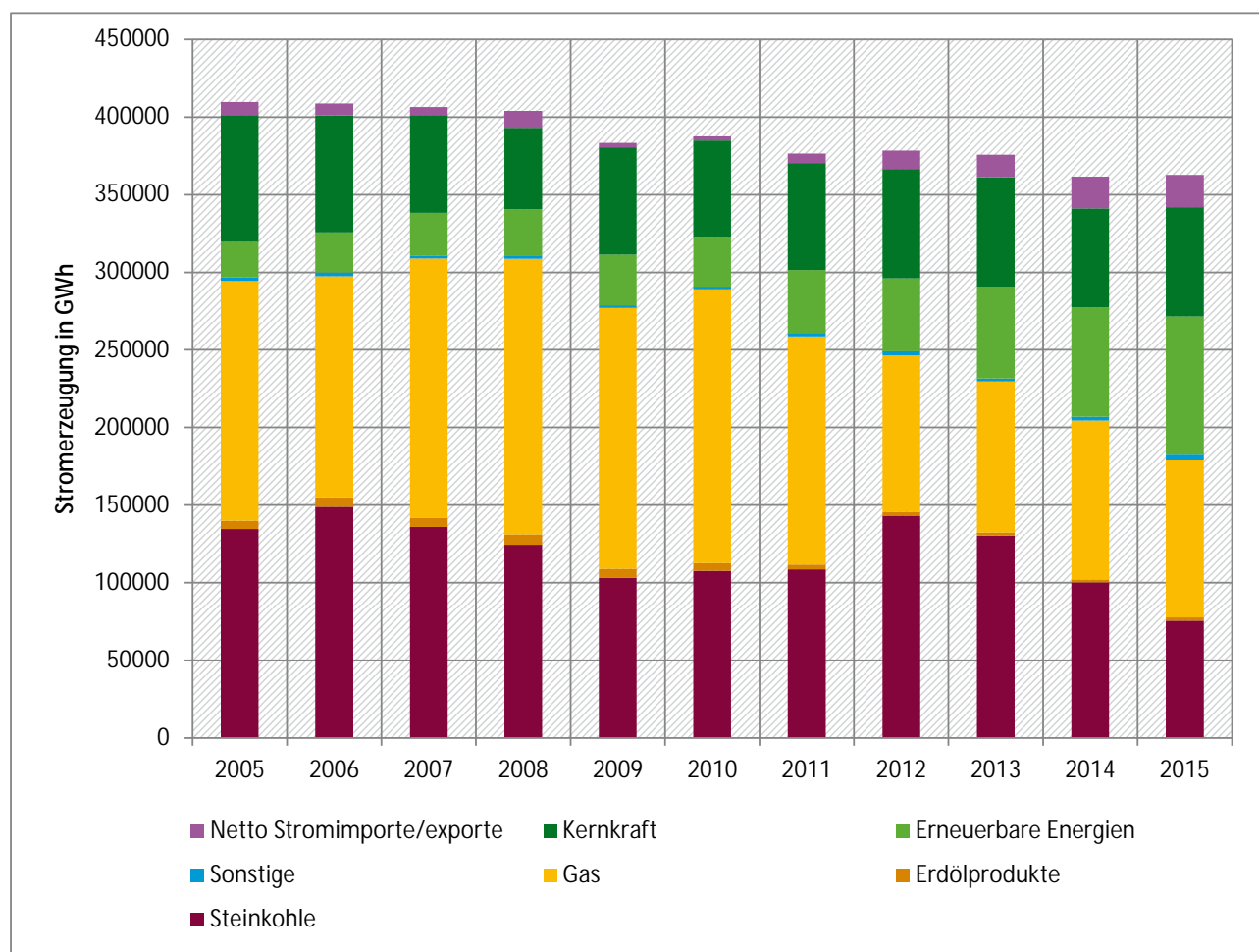
2 400 Tonnen CO₂-äquivalent an N₂O Emissionen ausgestoßen und 135 Tonnen CO₂-äquivalent an PFC Emissionen.

Der Sektor Verbrennung und Energie verursachte im Jahr 2017 71 % der britischen Emissionen (98 Mt CO₂). Obwohl der Anteil des Sektors im Vergleich zu 2008 gesunken ist, ist er weiterhin höher als im Durchschnitt der EU ETS Länder.² Die Emissionen des Sektors Verbrennung und Energie haben sich seit 2008 halbiert (-54 %), während die Emissionen im Industriesektor um gut ein Viertel gesunken sind (-28 %) und aktuell 39 Mt CO₂ betragen.³

2.1 Stromerzeugung in Großbritannien

Der Stromerzeugungssektor in Großbritannien hat sich im letzten Jahrzehnt erheblich verändert: die CO₂-Intensität der Erzeugung ist gesunken und die Stromnachfrage ebenfalls. Dies passt zu dem Trend der stark sinkenden Emissionen im ETS Sektor Verbrennung und Energie.

Abbildung 4 Entwicklung der Stromerzeugung in Großbritannien (2005-2015)



Quelle: (Eurostat 2017a), eigene Darstellung

Der Energieträger mit dem höchsten Anteil ist Gas: 28 % des Stroms wurden im Jahr 2015 mit Gas erzeugt. An zweiter Stelle steht die Erzeugung aus erneuerbaren Energien (25 %); der Anteil

² 67 % der Emissionen im Jahr 2017 stammen in den EU ETS Ländern aus dem Sektor Verbrennung und Energie.

³ Die Veränderung gegenüber 2008 wurde inklusive der Schätzung für den veränderten Anwendungsbereich angegeben. Dabei wurde die Schätzung für alle Gase dem Sektor Industrie zugeordnet.

hat sich im Vergleich zu 2005 vervierfacht. Die Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken sinkt, ihr Anteil betrug 2015 nur noch 21 %, während im Jahr 2005 noch ein Drittel des Stroms mit Steinkohle erzeugt wurde. Die Stromerzeugung aus Kernkraftwerken liegt bei 19 %. Großbritannien ist ein Netto-Stromimporteur, im Jahr 2015 betrug der Anteil der Netto-Importe 6 %. Die Emissionsintensität der Stromerzeugung hat sich in der Konsequenz seit 2005 verringert: die Beiträge von Steinkohle und Gas sind gesunken und wurden hauptsächlich durch den Ausbau der erneuerbaren Energien kompensiert.

Die Veränderungen im Stromerzeugungsmix sind die Folge einer Reihe von Einflussfaktoren wie die Energiepreise, die Temperatur, die CO₂-Preise und politische Rahmenbedingungen (European Environment Agency (EEA) 2016). Mit der Wirtschaftskrise und wegen des Ausbaus der Förderung von Gas in den USA (shale gas) sind die Preise für Erdgas gesunken und die Stromerzeugung aus Gaskraftwerken konnte einen Teil der Stromerzeugung aus Steinkohle verdrängen. Die Flotte der Kohlekraftwerke ist zudem relativ alt, der Großteil der Kapazität ist vor über 40 Jahre gebaut worden. Bei niedrigeren Wirkungsgraden sind auch die laufenden Betriebskosten höher; dies begünstigt den Brennstoffwechsel. Kalte Winter dagegen begünstigen die Kohlekraftwerke. CO₂-Preise haben ebenfalls eine Rolle gespielt: In den ersten beiden Jahren des Emissionshandelssystems (2005/2006) lagen die Preise bei 22 bzw. 17 Euro. Nach Analysen von McGuinness & Ellerman (2008) wurden Kohlekraftwerke 16-18 % weniger betrieben als in Abwesenheit der CO₂-Preise geschehen wäre. Seit 2013 gilt zudem in Großbritannien der sogenannte „Carbon Price Floor“ in Ergänzung zum EU weiten CO₂-Preis. Der Preis betrug 2013 £4.9 (~ 6 Euro) pro t CO₂ und wurde im April des Folgejahres auf £9.6 (~12 Euro) pro t CO₂ angehoben. Seit April 2015 gilt der Preis von £18.1 (~ 25 Euro).⁴ Es ist zu erwarten, dass die Kohlestromerzeugung weiter sinkt. So sind beispielsweise die Kraftwerke Cockerzie, Didcot A, Ferrybridge, Kingsnorth, Longannet, und Rugeley seit 2013 stillgelegt worden.⁵ Zudem wurden drei der sechs Kraftwerksblöcke im größten Kohlekraftwerk Großbritanniens, Drax, mit Unterstützung von staatlicher Seite komplett auf Biomasse umgestellt. Vor der Umstellung war Drax die britische Anlage mit den höchsten Emissionen. Im Kraftwerk Drax wird 6 % des landesweiten Strombedarfs erzeugt, jeder Kraftwerksblock hat eine installierte Leistung von 645 Megawatt (MW).⁶ Im Jahr 2018 soll ein weiterer Block auf Biomassefeuerung umgerüstet werden.

Der Ausbau der Erneuerbaren Energien hat seit 2013 zugenommen. Die Windstromerzeugung ist im Winter am stärksten, die Zeit im Jahr bei der traditionell die Stromerzeugung aus Steinkohle besonders hoch war.

Nicht nur die CO₂-Intensität der Erzeugung hat sich verändert, auch die Nachfrage nach Strom ist gesunken. In den Jahren 2014 und 2015 lag die Nachfrage nach Strom in den Endverbrauchssektoren 13 % unter dem Verbrauch im Jahr 2005. Die drei großen Nachfragesektoren sind Haushalte, gefolgt von Industrie und Dienstleistungen (siehe Abbildung 5).⁷ In allen drei Bereichen ist die Stromnachfrage gesunken. Die Reduktion im Industriesektor ist am höchsten (-20 %), die deutliche Reduktion zwischen 2008 und 2009 fällt mit der

4

www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/293849/TIIN_6002_7047_carbon_price_floor_and_other_technical_amendments.pdf, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

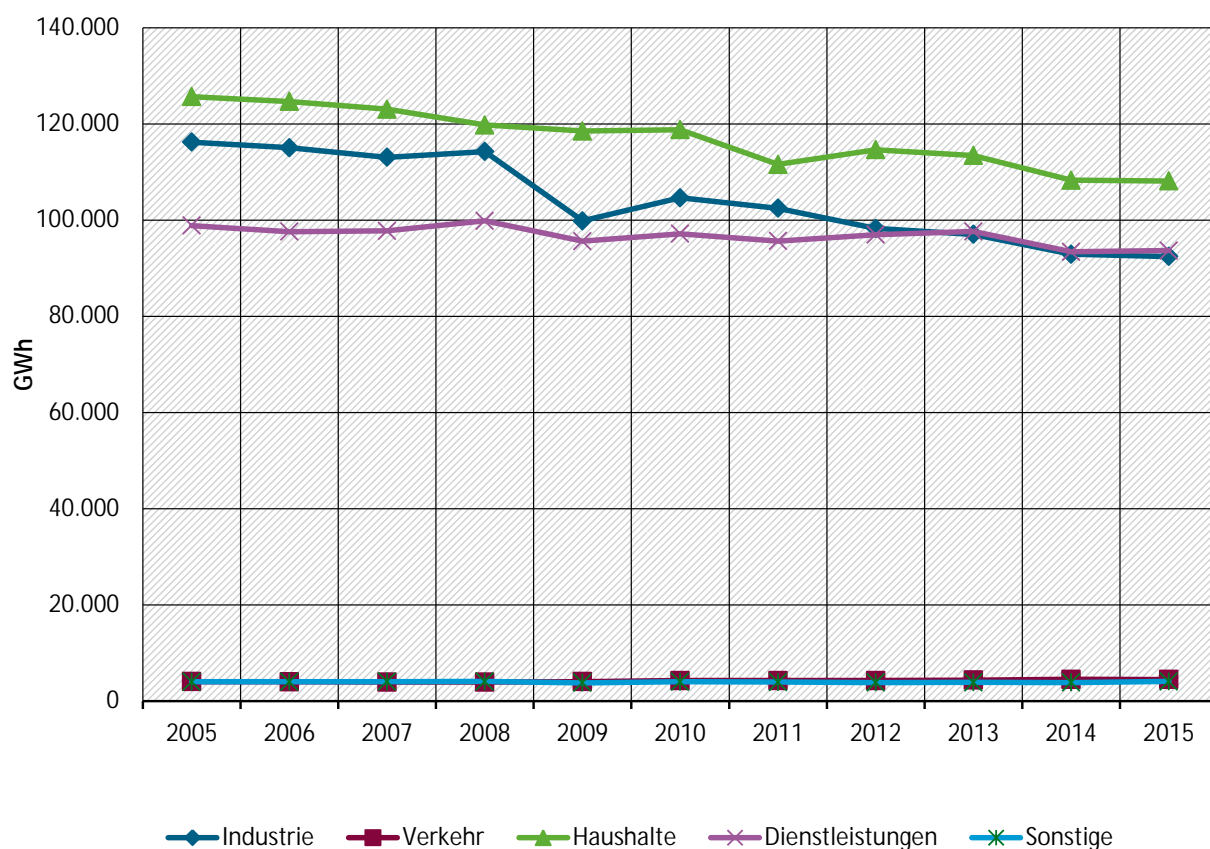
5 <https://beyond-coal.eu/data/>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

6 <https://www.drax.com/about-us/>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

7 Die Endenergienachfrage im Industriesektor enthält nicht den Energieverbrauch im Umwandlungssektor (beispielsweise Raffinerien sind der Energiebilanzlogik folgend dem Umwandlungssektor zugeordnet).

Wirtschaftskrise zusammen. Verkehr und sonstige Verbraucher verursachen nur einen kleinen Anteil der Nachfrage.

Abbildung 5 Entwicklung der Endenergienachfrage nach Strom in Großbritannien (2005-2015)



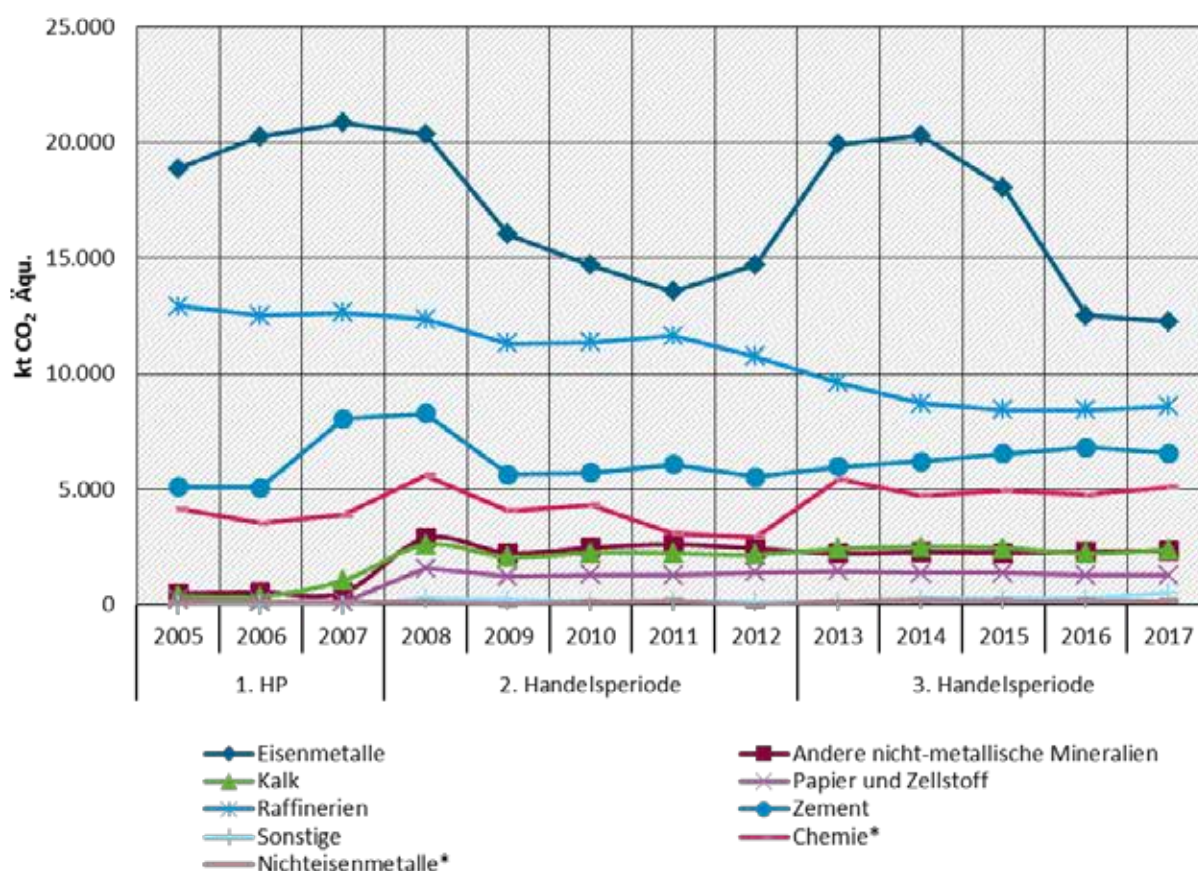
Quelle: (Eurostat 2017a), eigene Darstellung

2.2 Industriesektoren in Großbritannien

Die Herstellung und Verarbeitung von Eisenmetallen ist der Industriesektor mit den höchsten Emissionen in Großbritannien (31 % der Emissionen in 2017).⁸ Darauf folgen der Raffineriesektor (22 %) und der Zementsektor (17 %). Die Chemieindustrie verursacht 13 % der Sektoremissionen; die anderen Sektoren (Kalk, andere nicht-metallische Mineralien, Papier und Zellstoff sowie opt-in Aktivitäten (sonstige)) haben einen Anteil von maximal 6 %. In der Mehrheit der Sektoren ist ein Anstieg der berichteten Emissionen im Jahr 2008 zu verzeichnen. Es ist wahrscheinlich, dass dies zumindest teilweise durch eine Änderung der Erfassung verursacht wurde; zuvor vom Emissionshandel befreite Anlagen wurden in der zweiten Handelsperiode emissionshandelspflichtig.

⁸ Die Zuordnung der ETS-Aktivitäten zu Sektoren befindet sich im Anhang.

Abbildung 6 Entwicklung der Emissionen im Industriesektor in Großbritannien (2005-2017)



Anmerkung: * Die Emissionen des Sektors Chemie enthalten die Schätzung des veränderten Anwendungsbereiches für N₂O Emissionen und die Emissionen des Sektors Metalle die Schätzung für PFC Emissionen.

Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017), eigene Darstellung

Die Emissionen aus der Eisenmetallherstellung sowie die Produktionszahlen weisen hohe Schwankungen über die Jahre auf (siehe Abbildung 7). Die Eisen und Stahlproduktion in Großbritannien wird durch drei große Anlagen dominiert: sie verursachen zusammen über 96 % der Emissionen im Sektor. Das integrierte Stahlwerk in Port Talbot in Wales verfügt über zwei Hochöfen und kann fast 5 Millionen Tonnen Stahlbrammen produzieren.⁹ In Scunthorpe werden Knüppel, Profile, Brammen, Schienen und Walzdraht produziert. In Teesside wurden 2015 der Hochofen und die Koksöfen stillgelegt, lediglich das Walzwerk und einige Nebendienstleistungen sind nach wie vor auf dem Gelände in Lackenby in Betrieb.¹⁰ Alle drei Anlagen gehörten seit 1999 zur Corus Gruppe, die 2007 von Tata Steel aufgekauft wurde (aber bis 2010 weiter unter dem Namen Corus firmierte).

Ende 2009 kündigte Corus die Stilllegung des Werkes Teesside an, da langlaufende Abnahmeverträge gekündigt wurden. Die Anlage wurde Anfang 2010 eingemottet und 2011 verkauft. Anfang 2012 wurde die Anlage vom thailändischen Stahlproduzenten SSI offiziell wiedereröffnet und produzierte bis zur Stilllegung der Hochöfen in 2015.¹¹ Auch in Scunthorpe wurde in den Krisenjahren die Produktion heruntergefahren: 2008 wurde ein Hochofen

9 https://en.wikipedia.org/wiki/Port_Talbot_Steelworks, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

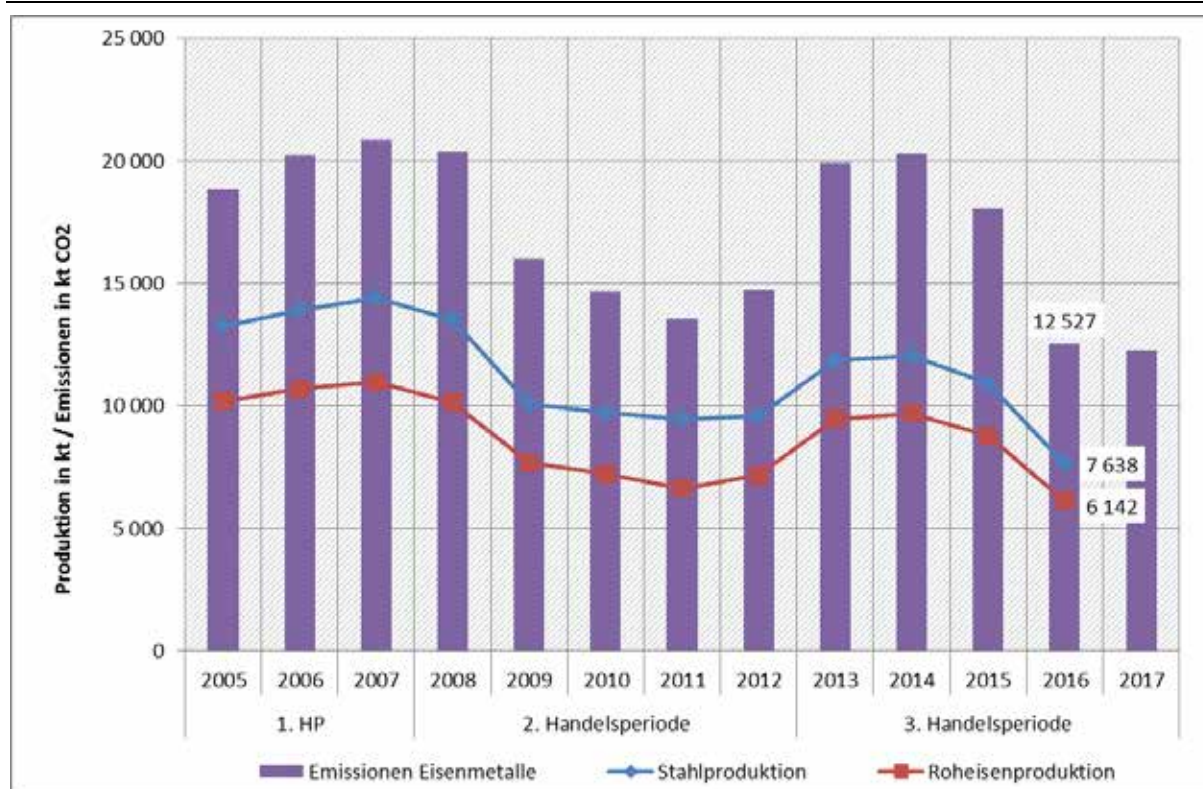
10 https://en.wikipedia.org/wiki/Teesside_Steelworks, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

11 https://en.wikipedia.org/wiki/Teesside_Steelworks, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

stillgelegt und nach verschiedenen Investitionen 2014 wieder in Betrieb genommen. Tata Steel kündigte 2016 an, sich aus dem britischen Geschäft zurückzuziehen und begründete dies mit Importen von chinesischem Stahl, hohe Energiekosten und schwacher Nachfrage. Greybull Capital kaufte das Stahlwerk in Scunthorpe sowie das Walzwerk in Teesside für einen symbolischen Preis von einem britischen Pfund und führt die Anlage unter dem historischen Namen British Steel weiter. Für das Stahlwerk in Port Talbot laufen die Verkaufsverhandlungen noch. Durch die Stilllegung des Stahlwerkes in Teesside ist davon auszugehen, dass die Emissionen aus dem Eisen und Stahlsektor in Großbritannien unter dem Niveau der ersten Handelsperiode liegen werden.

Mit der dritten Handelsperiode wurde die Weiterverarbeitung von Stahl zusätzlich im Emissionshandel erfasst. Ihr Anteil an den Emissionen im Eisen- und Stahlsektor ist jedoch relativ gering; im Jahr 2013 emittierten die neu hinzugekommenen Anlagen in Summe 375 kt CO₂.

Abbildung 7 Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Eisenmetallerzeugung in Großbritannien (2005-2017)

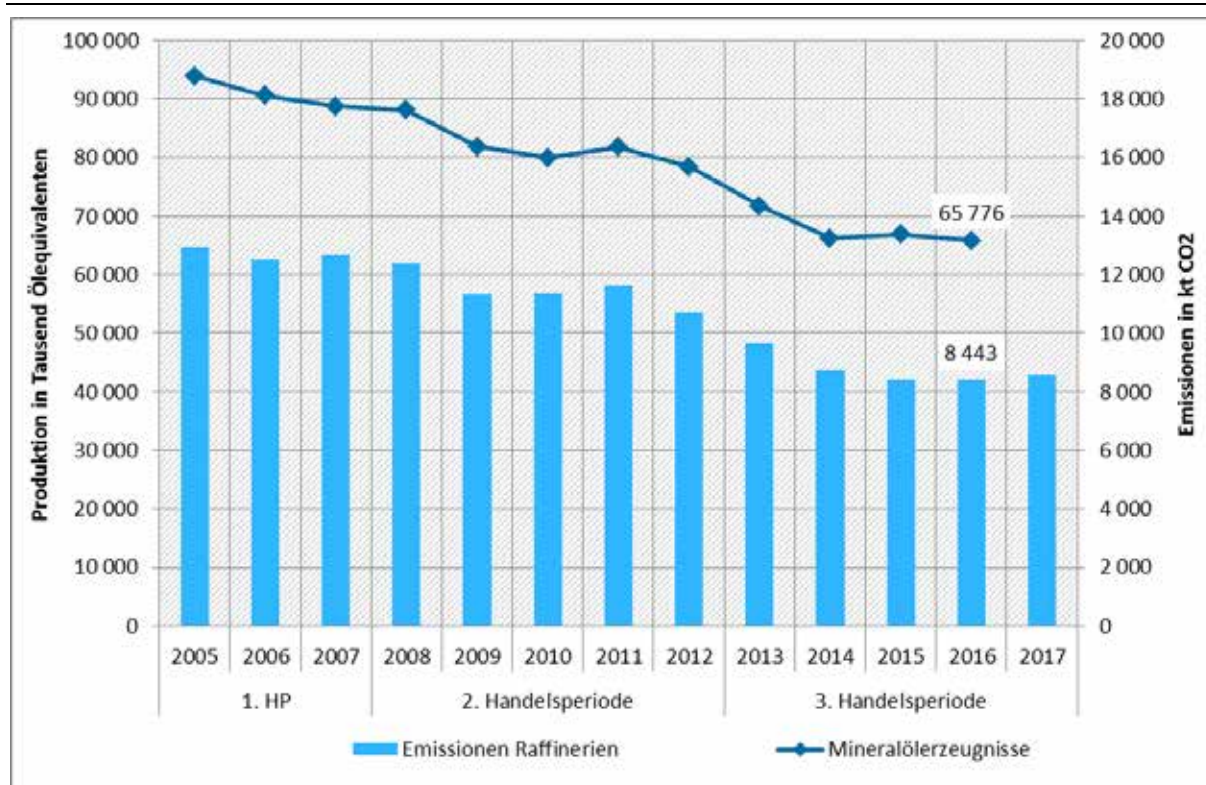


Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Großbritannien 2018)

Im Raffineriesektor zeigen die Emissionen und das Produktionsvolumen den gleichen Trend: sie sinken kontinuierlich. Ein besonderer Effekt der Wirtschaftskrisenjahre um 2009 ist nicht zu erkennen. Der sehr ähnliche Verlauf deutet darauf hin, dass die Veränderung des Produktionsvolumens der Treiber für die sinkenden Emissionen ist und demnach die Emissionsintensität über die Jahre zunächst keine große Veränderung erfahren hat. In der dritten Handelsperiode sinken die Emissionen stärker als das Produktionsvolumen, dies deutet auf eine Reduktion der Emissionsintensität hin.

Von sechs Raffinerien, die im Jahr 2005 über 1 Mt CO₂ emittiert haben, haben zwei Anlagen mittlerweile den Betrieb eingestellt: die Retroplus Refinery in Stanford-le-Hope mit einer Verarbeitungskapazität von 220 000 Barrel pro Tag schloss 2013 und die Murco Petroleum Milford Haven Refinery (Kapazität von 108,000 Barrel pro Tag) im Jahr 2015.¹² Dies fällt zeitlich mit der Reduktion der Emissionsintensität zusammen.

Abbildung 8 Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Mineralölerzeugung in Großbritannien (2005-2017)



Quelle: (Department for Business, Energy and Industrial Strategy (DBEI) 2017; Großbritannien 2018)

Beim Vergleich der Emissionen aus der Herstellung von Zementklinker und Kalk mit den Produktionsdaten fällt auf, dass in den Jahren 2005-2007 die berichteten Emissionen im Vergleich zur Produktion sehr niedrig ausfallen. Über die Hälfte der Anlagen im Sektor haben für 2005-2006 oder 2005-2007 keine Emissionen berichtet, es ist davon auszugehen, dass diese Anlagen keine Neuanlagen sind, sondern in den ersten Jahren vom EU Emissionshandel befreit waren und am britischen Emissionshandel teilgenommen haben. 2008 haben diese Zementanlagen 3,7 Mt CO₂ und die Kalkanlagen 2,3 Mt CO₂ emittiert.

Die Produktion von Zement und Kalk war in der ersten Handelsperiode am höchsten. Ab 2008 zeigt sich der Effekt der Wirtschaftskrise insbesondere bei der Zementproduktion. Ab 2012 steigen Produktion und Emissionen wieder an, erreichen jedoch nicht die Werte der ersten Handelsperiode.

Die beiden größten Zementwerke sind in Hope und Rugby angesiedelt, sie emittierten jeweils rund 1 Mt CO₂ im Jahr 2017 und verursachten gemeinsam 30 % der Sektoremissionen. Das Zementwerk in Hope verfügt über zwei Öfen und kann bis zu 1,5 Millionen Tonnen Zement

¹² https://en.wikipedia.org/wiki/Coryton_Refinery, https://en.wikipedia.org/wiki/Milford_Haven_Refinery, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

jährlich herstellen.¹³ In Rugby steht ein Ofen mit einer Kapazität von bis zu 1,8 Mt Zement jährlich.¹⁴ 2005 emittierte auch das Zementwerk in Ribblesdale über 1 Mt CO₂, im selben Jahr wurden zwei von drei Öfen stillgelegt.¹⁵ Zudem wurden 2009/2010 mehrere kleinere Zementwerke stillgelegt; diese emittierten in 2008 in Summe 1,2 Mt CO₂.

Abbildung 9 Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Herstellung von Zement und Kalk in Großbritannien (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Großbritannien 2018). Beim Kalksektor entspricht der untere Zahlenwert den Emissionen, während der obere die Produktion kennzeichnet.

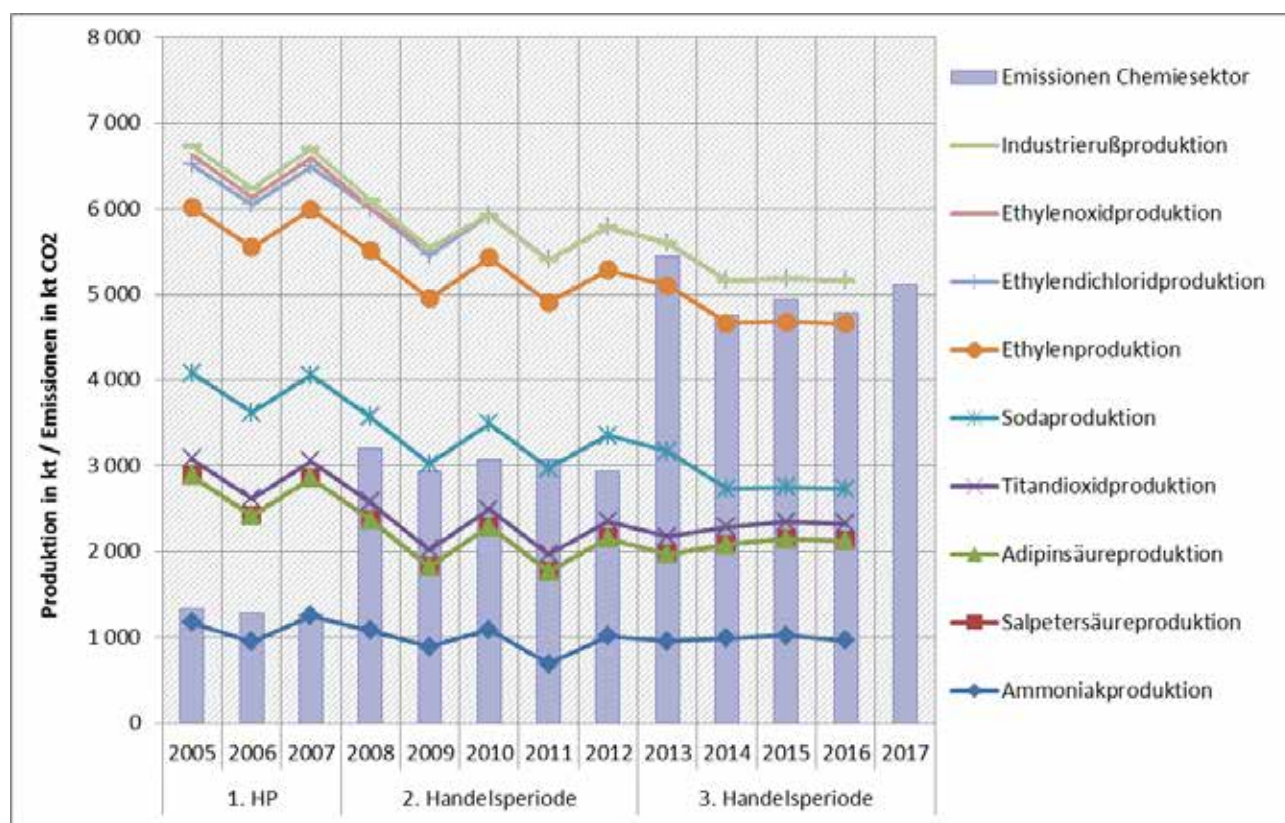
Die Emissionsentwicklung im Chemiesektor in Großbritannien ist ohne weitere Analyse der Veränderungen im Erfassungsbereich nicht zielführend. Die britische Chemieanlagen sind vier Emissionhandelsaktivitäten zugeordnet: Ammoniak, Grundchemikalien, Wasserstoff und Synthesegas sowie Soda. Zwischen den Emissionshandelsperioden ist jeweils ein erheblicher Anstieg der berichteten Emissionen zu erkennen, während die Produktionszahlen sinken. Die Produktionszahlen zu Adipinsäure werden im Inventar nicht berichtet, sie sind vertraulich (Großbritannien 2018). Ab dem Jahr 2010 werden Adipinsäure, Ethylen Oxid und Industrieruß in Großbritannien nicht mehr produziert. In der dritten Handelsperiode verlaufen Emissionen und Produktionszahlen weitgehend parallel.

13 <https://breedoncement.com/the-cement-journey/>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

14 <http://www.cemexcommunities.co.uk/Userfiles/Documents/Rugby%20Archive/CEMEXRugbyWorksBooklet.pdf>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

15 http://www.cementkilns.co.uk/cement_kiln_ribblesdale.html, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

Abbildung 10 Entwicklung der Produktion und Emissionen im Chemiesektor in Großbritannien (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Großbritannien 2018)

Eine Entkopplung von Emissionen und Produktionsdaten ist für N_2O zu verzeichnen. Während im Emissionshandel alle Gase in Summe berichtet werden, werden diese im Inventar getrennt ausgewiesen (Großbritannien 2018). Die Produktion von Salpetersäure ist im Vergleich zu 2005 um 33 % gesunken, die Emissionen sind jedoch erheblich stärker (um 99 %) gefallen. Der implizite Emissionsfaktor N_2O Emissionsfaktor von Salpetersäure betrug in den Jahren 2005-2010 zwischen 3,5 und 3,9 t N_2O pro kt Produkt. Im Jahr 2011, dem Jahr ab dem N_2O -Emissionen vom Emissionshandel in Großbritannien erfasst werden, sank er auf 0,6 und ist seit 2012 konstant bei 0,1 t N_2O pro kt Salpetersäure. Die Produktionsmengen für Adipinsäure werden nicht berichtet, deswegen kann die Entwicklung der Emissionsintensität nicht nachvollzogen werden (siehe Tabelle 1).

Bei den Sektoren mit relativ geringen Emissionsanteilen wie andere nicht-metallische Mineralien sowie Papier und Zellstoff ist ebenfalls ein Anstieg der Emissionen zwischen 2007 und 2008 zu verzeichnen, für den anzunehmen ist, dass dies dem veränderten Anwendungsbereich geschuldet ist. Seit 2008 bewegen sich die Emissionen aber auf einem ähnlichen Niveau.

Tabelle 1: Produktionsmenge und N₂O Emissionen der Herstellung von Salpeter- und Adipinsäure (UK)

| Jahr | Salpetersäure Produktion (kt) | Salpetersäure N ₂ O Emissionen (kt) | Salpetersäure Impliziter Emissionsfaktor (t N ₂ O/kt Produkt) | Adipinsäure N ₂ O Emissionen (kt) |
|------|----------------------------------|---|---|---|
| 2005 | 1.713 | 6,5 | 3,8 | 3,0 |
| 2006 | 1.468 | 5,7 | 3,9 | 2,0 |
| 2007 | 1.606 | 5,7 | 3,5 | 3,2 |
| 2008 | 1.294 | 5,0 | 3,9 | 3,1 |
| 2009 | 933 | 3,6 | 3,9 | 0,2 |
| 2010 | 1.210 | 4,2 | 3,5 | NO |
| 2011 | 1.084 | 0,7 | 0,6 | NO |
| 2012 | 1.135 | 0,1 | 0,1 | NO |
| 2013 | 1.015 | 0,1 | 0,1 | NO |
| 2014 | 1.097 | 0,1 | 0,1 | NO |
| 2015 | 1.127 | 0,1 | 0,1 | NO |
| 2016 | 1.170 | 0,1 | 0,1 | NO |

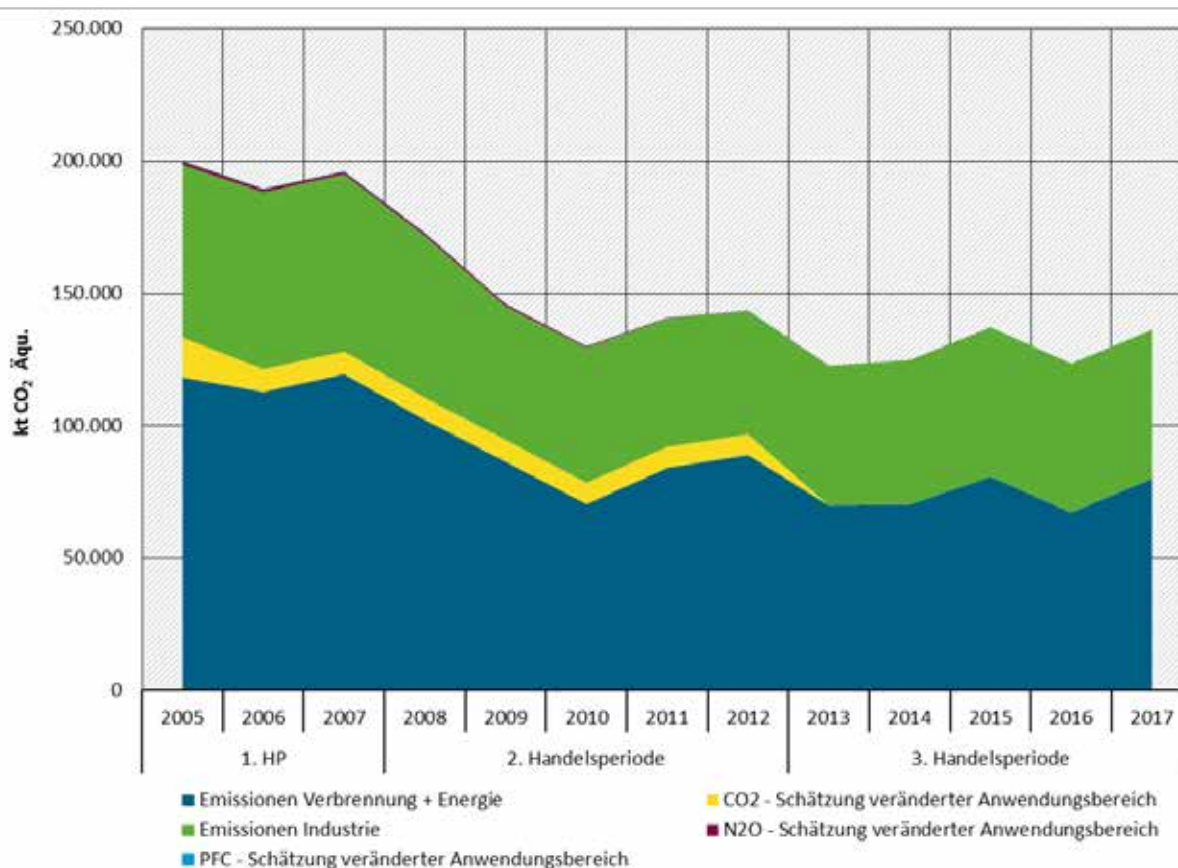
Quellen: (Großbritannien 2018)

3 Emissionsentwicklung der ETS Sektoren in Spanien

Die Emissionen in den spanischen ETS-Sektoren haben sich zwischen 2005 und 2017 um 32 % verringert (Abbildung 11). Wie auch in Großbritannien ist somit auch in Spanien die Gesamtreduktion der ETS-Emissionen erheblich höher als im EU Durchschnitt (-24 %). Der Anteil des Sektors Verbrennung und Energie an den spanischen Gesamt-ETS-Emissionen sank von 67 % im Jahr 2005 auf knapp 59 % im Jahr 2017. Damit ist er geringer sowohl als der entsprechende Anteil in Großbritannien (74 %) als auch im Durchschnitt aller EU ETS Länder (67 %).

Im Gegensatz zu Großbritannien halten sich die Emissionsreduktionen in den Sektoren Verbrennung und Energie sowie Industrie¹⁶ in etwa die Waage. Im Sektor Verbrennung sind die Emissionen 2017 seit 2008 um 22 % gesunken. Bei der Emissionsentwicklung im Industriebereich werden die Folgen der Wirtschaftskrise deutlich, die in Spanien besonders ausgeprägt war. So betrug die Emissionsreduktion im Industriebereich im Jahr 2013, dem Jahr mit den bislang geringsten Industrieemissionen in Spanien, 25 % im Vergleich zu 2008. Jedoch stieg seitdem im Zuge der wirtschaftlichen Erholung das Produktionsniveau wieder an, so dass im spanischen Industriebereich im Jahre 2017 die Emissionen gut 56 Mt CO₂e betragen. Somit verblieb im Vergleich zu 2008 eine Emissionssenkung von gut 20 %.

Abbildung 11 Entwicklung der Emissionen im ETS Sektor in Spanien (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017) eigene Darstellung

¹⁶ Wie bei Großbritannien wird die Schätzung des veränderten Anwendungsbereichs für alle Gase dem Industriebereich zugerechnet.

Damit bleiben die Emissionsreduktionen im spanischen Industriebereich hinter der Emissionssenkung im britischen Industriesektor zurück, wo die entsprechende Verringerung 28 % beträgt. Gleichzeitig bleibt der Anteil der Industrieemissionen an den Gesamtemissionen der ETS-Sektoren in Spanien mit einem Anteil von 41 % im Jahre 2018 deutlich höher als in Großbritannien, wo Industrieemissionen im selben Jahr nur gut 28 % der Gesamtemissionen der ETS-Sektoren ausmachten.

3.1 Stromerzeugung in Spanien

Der spanische Strom-Mix hat sich seit 2005 stark verändert (Abbildung 11). Mittlerweile wird mehr als ein Drittel des spanischen Stroms aus erneuerbaren Energien erzeugt, mit einem Anteil von 36 % im Jahr 2015. In den Jahren 2013 und 2014 lag der Anteil sogar über 40 %. Im Gegenzug sind die Anteile der fossilen Brennstoffe am Strom-Mix teilweise stark gesunken. Während der Anteil von Erdgas 2005 bei 28 % lag, betrug dieser 2015 nunmehr 19 %. Der gesunkene Anteil von Erdgas am spanischen Stromerzeugungsmix liegt im europäischen Trend sinkender Erdgasverstromung im vergangenen Jahrzehnt (Jones, D., Sakhel, A., Buck, M., Graichen, P. 2018). Gründe sind u.a. der steigende Anteil erneuerbarer Energien, in Verbindung mit höheren Kosten Erdgas-basierter Stromerzeugung im Vergleich zur Kohleverstromung. Gründe für die höheren Kosten von Erdgasverstromung im Vergleich zu Kohleverstromung waren ein geringerer Preis für Kohle in Kombination mit einem niedrigen Preis für CO₂-Emissionszertifikate. Eine Ausnahme stellt der britische „Carbon Price Floor“ dar (vgl. Abschnitt 2.1). Ein Teil der Senkung des Erdgasanteils am Strom-Mix wurde teilweise durch eine starke Produktionssenkung großer Gaskraftwerke erreicht. So fiel beispielsweise die Produktion des Kraftwerks Palos de la Frontera¹⁷ deutlich. Die Emissionen dieses Kraftwerks sanken von etwa 2.5 Mt CO₂e im Jahr 2006 auf 25 Tausend Tonnen im Jahr 2016. Unter der Annahme, dass der Wirkungsgrad im Laufe dieser Zeit in etwa stabil blieb, verringerte sich die Produktion in dieser Zeit auf etwa 10 % des ursprünglichen Volumens.¹⁸ Das Kraftwerk Campo de Gibraltar¹⁹ emittierte 2005 1,5 Mt CO₂e und wies im Jahr 2016 keine Emissionen aus, während die Emissionen des Gaskraftwerks in Cartagena²⁰ von über 2 Mt CO₂e auf unter 200 Tausend Tonnen fielen, ebenfalls entsprechend einem Produktionsrückgang auf etwa 10 %. Der Anteil der Steinkohleverstromung fiel von 25 % im Jahre 2005 auf 18 % im Jahre 2015. Wie schon beim Gas, hatten auch einige große Steinkohlekraftwerke deutlich geringere Laufzeiten bzw. produzieren nicht mehr. So produzierte das Kraftwerk Compostilla²¹ 2016, approximiert durch seine Emissionen, nur etwa die Hälfte im Vergleich zu 2005. Das Kraftwerk As Pontes²² verringerte seine Produktion im Jahr 2016 um etwa ein Drittel im Vergleich zu 2005, während La Robla seinen Output 2016 im Vergleich zu 2005 um mehr als 50 % reduzierte.²³ Braunkohle wird seit 2008 in Spanien so gut wie überhaupt nicht mehr zur Stromerzeugung genutzt. Auch der Anteil von Erdölprodukten am Strom-Mix fiel von 10 % auf 8 %. Der Anteil der Kernenergie blieb im Zeitverlauf stabil und macht nach wie vor etwa 20 % aus. Der spanische Stromsektor ist ein Nettoexporteur und führte in den meisten Jahren des Berichtszeitraums 1 % bis 4 % seiner

17 <http://globalenergyobservatory.org/geoid/43799>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

18 Diese Annahme wird für die Diskussion von Produktionsverläufen in diesem Abschnitt beibehalten.

19 <http://www.industrialalgecirasbay.com/en/resource/bahia-algeciras-combined-cycle-power-plant>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

20 <http://globalenergyobservatory.org/geoid/43777>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

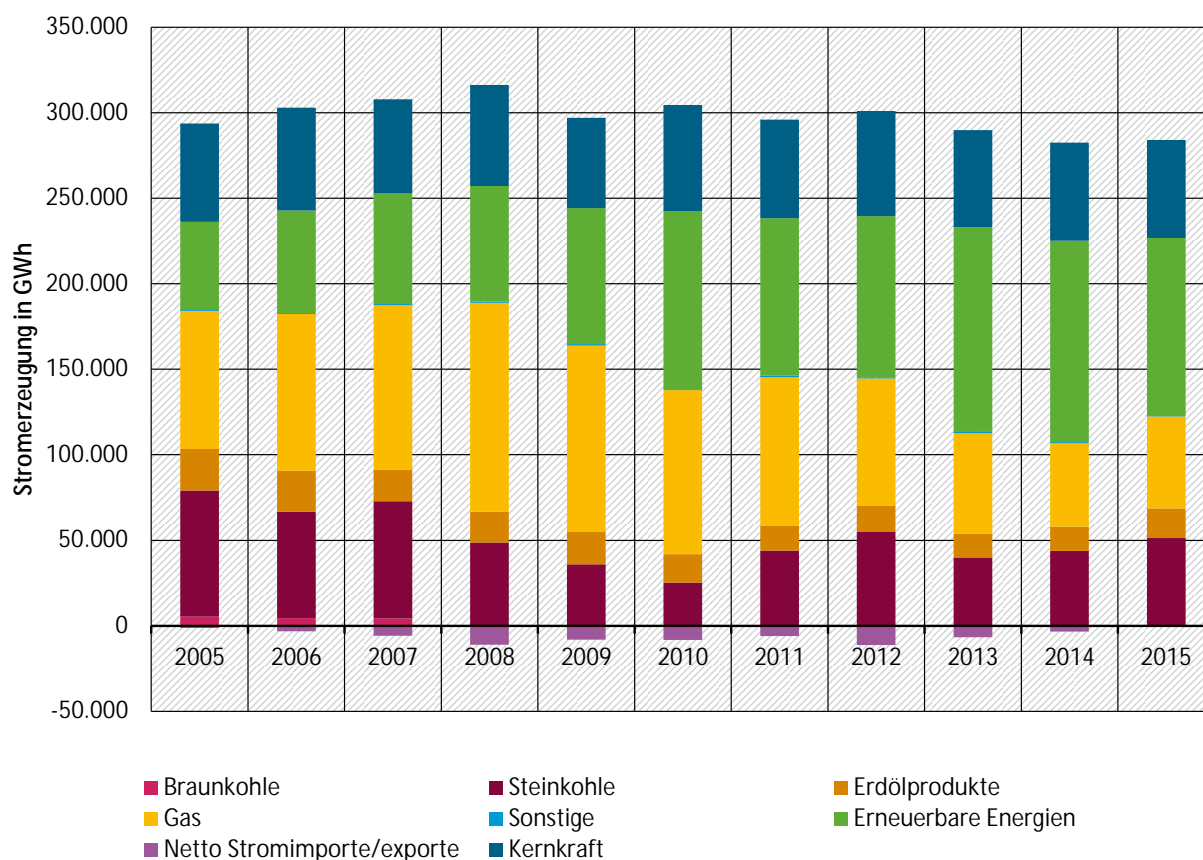
21 <http://globalenergyobservatory.org/geoid/43678>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

22 https://de.wikipedia.org/wiki/Kraftwerk_As_Pontes, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

23 <http://globalenergyobservatory.org/geoid/43835>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

Erzeugung aus. Die Überschüsse verringern sich jedoch seit 2012, im Jahr 2015 war die Bilanz ausgeglichen.

Abbildung 12 Entwicklung der Stromerzeugung in Spanien (2005-2015)

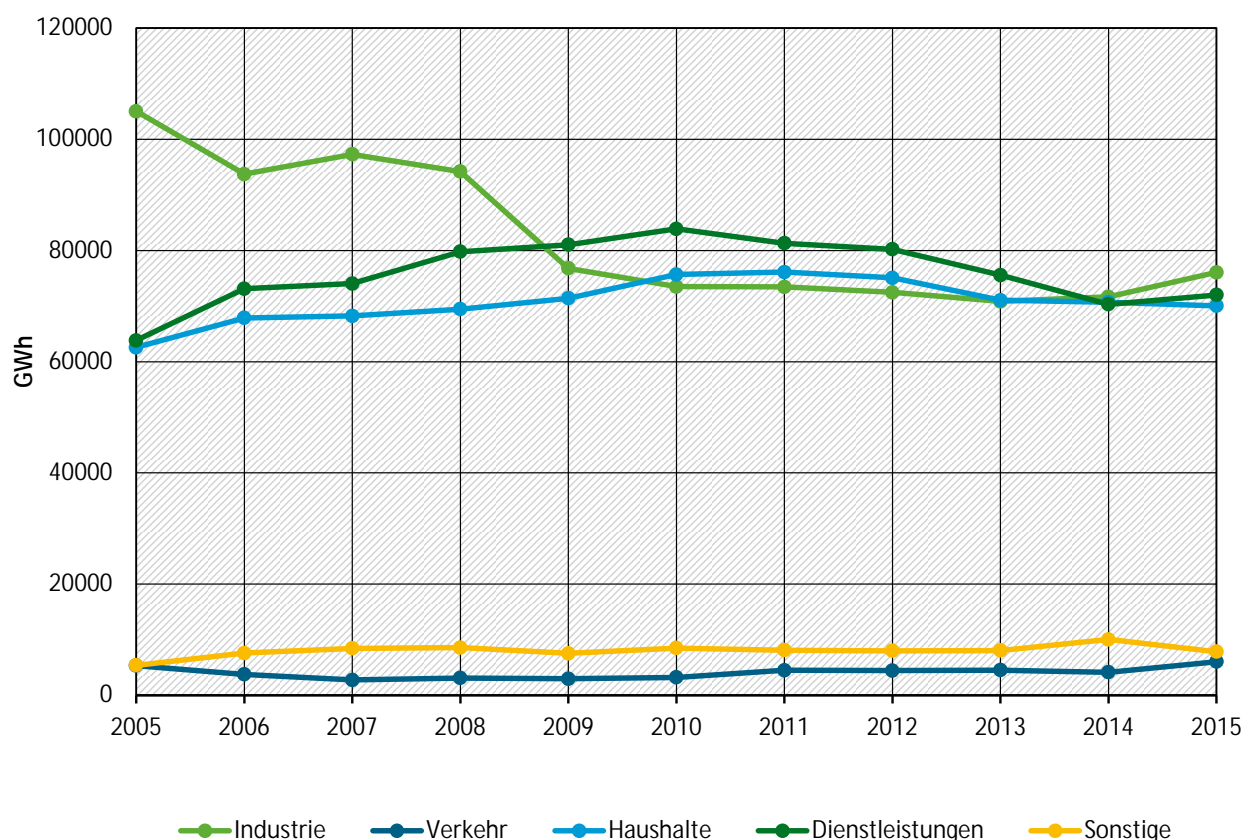


Quelle: (Eurostat 2017a), eigene Darstellung

Die Gesamtnachfrage nach Strom in Spanien ist im Berichtszeitraum gesunken, 2015 fiel sie im Vergleich zu 2005 um gut 4 %. Die Nachfragesenkung war somit weniger stark als in Großbritannien. Bei einer detaillierteren Betrachtung der einzelnen Komponenten der Gesamtnachfrage ist zu erkennen, dass insbesondere die Nachfrage aus der Industrie deutlich gefallen ist, im Vergleich zu 2005 um 27 % (Abbildung 12). In der Summe der Nicht-Industrie-Bereiche stieg sie hingegen um gut 13 %.

Somit ist bei der Entwicklung der Stromnachfrage in der Gesamtbetrachtung kein eindeutiger Trend zu erkennen. Da die Nachfrage nach Strom aus der Industrie möglicherweise noch Sondereffekte in Folge der Wirtschaftskrise aufweist (vgl. Abschnitt 3.2), könnte bei einer weiteren Erholung der industriellen Produktion auch die Gesamtnachfrage nach Strom bald wieder gegen das Niveau von 2005 streben.

Abbildung 13 Entwicklung der Endenergienachfrage nach Strom in Spanien (2005-2015)



Quelle: (Eurostat 2017a), eigene Darstellung

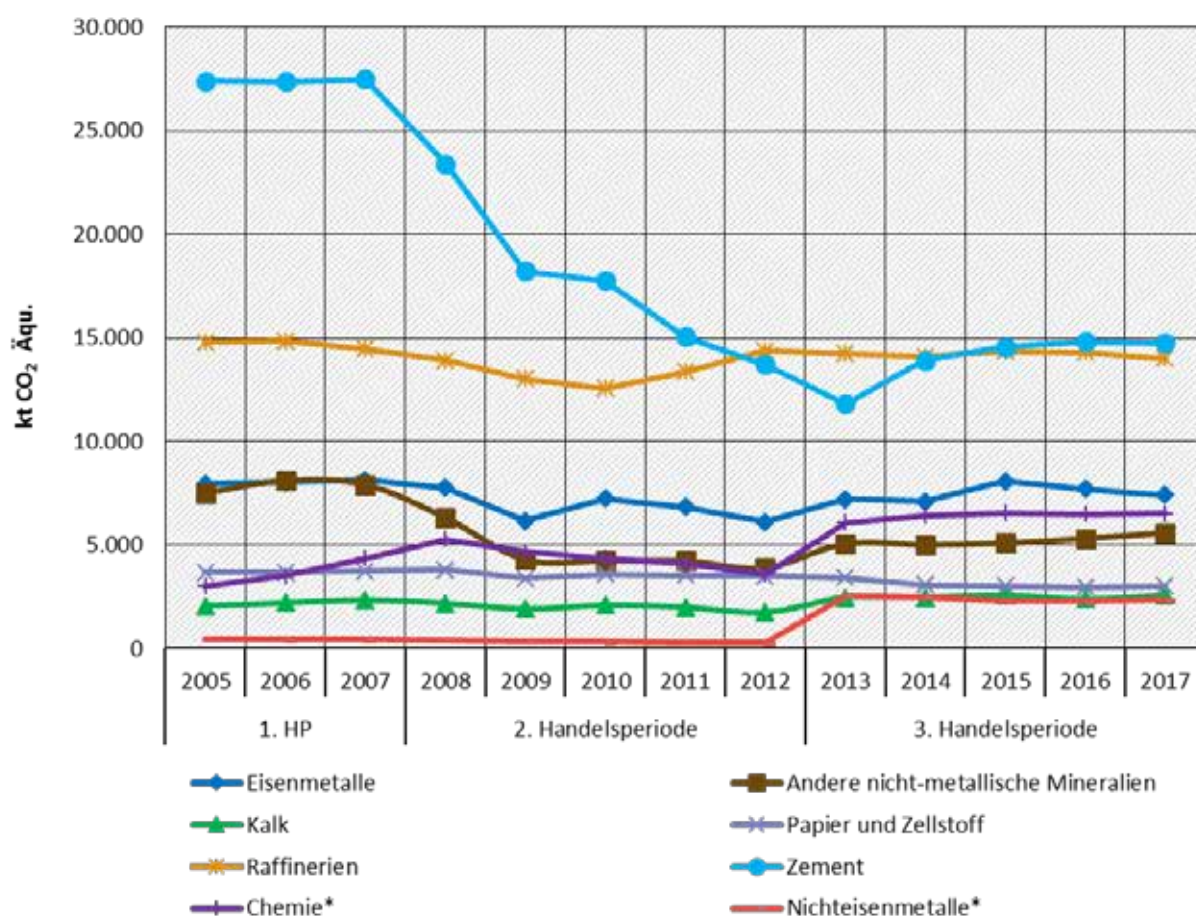
3.2 Industriesektoren in Spanien

Die Entwicklung der Emissionen in den spanischen Industriesektoren verlief heterogen. Absolut gesehen sanken die Emissionen im Zementsektor am stärksten, von gut 23 Mt CO₂e im Jahre 2008 auf knapp 15 Mt im Jahre 2017, was einer Emissionsminderung um 37 % gegenüber 2008 entspricht (Abbildung 13). Die Emissionsdaten für den Zementsektor weisen jedoch seit 2014 eine Steigerung der Emissionen über den zwischenzeitlichen Tiefstand im Jahre 2013 aus. Diese Erhöhung ist möglicherweise auf eine Erholung der Zementproduktion nach teilweiser Überwindung der Wirtschaftskrise im Bausektor zurückzuführen (vgl. Abbildung 16).

Die Emissionen im Metallbereich insgesamt stiegen nach einer zwischenzeitlichen Senkung seit 2013 deutlich an, was jedoch insbesondere auf eine Veränderung der Erfassung, v.a. die Hinzunahme von Aluminium im EU ETS, zurückzuführen ist. Betrachtet man lediglich den Sektor Roheisen und Stahl, sanken die Emissionen zwischenzeitlich deutlich, bevor sie 2015 wieder anstiegen, möglicherweise ebenfalls im Zuge der wirtschaftlichen Erholung. Im Jahre 2017 verblieb im Sektor Roheisen und Stahl eine Emissionsminderung von knapp 5 % im Vergleich zu 2008. Auch im Chemiesektor ist ab 2013 ein Anstieg der Emissionen aufgrund der geänderten Erfassung ab der dritten Handelsperiode zu verzeichnen.

Im Bereich der Raffinerien stiegen die Emissionen insgesamt leicht, mit einem Anstieg von 1 % im Jahre 2017 im Vergleich zu 2008. Hingegen sanken die Emissionen des Sektors Papier und Zellstoff, 2017 waren sie um etwa 11 % niedriger als im Jahr 2008.

Abbildung 14 Entwicklung der Emissionen im Industriesektor in Spanien (2005-2017)



Anmerkung: * Die Emissionen des Sektors Chemie enthalten die Schätzung des veränderten Anwendungsbereiches für N₂O Emissionen und die Emissionen des Sektors Nichteisenmetalle die Schätzung für PFC-Emissionen.

Quellen: (EEA 2017; European Environment Agency (EEA) 2018), eigene Darstellung

Die Entwicklung der Emissionen spiegelt teilweise den Produktionsverlauf in den spanischen Industriesektoren im Zuge der Wirtschaftskrise und des zuvor stattgefundenen Baubooms wider. So produzierte die spanische Wirtschaft im Jahr 2007 knapp 19 Millionen Tonnen Stahl (vgl. Abbildung 14), im Krisenjahr 2009 jedoch mit gut 14 Millionen Tonnen 22 % weniger.²⁴ Die Industrie konsolidierte sich seitdem auf diesem Niveau, mit einer Produktion von 13,5 Millionen Tonnen Stahl im Jahr 2016. Die Konsolidierung erfolgte durch Produktionsrückgang bzw. Schließung mehrerer Stahlwerke, u.a. durch die Schließung des ArcelorMittal Werks Madrid,²⁵ des Werks Siderúrgica Balboa,²⁶ des Werks Corrugados Azpeitia,²⁷ sowie durch Produktionsrückgänge im ArcelorMittal Werk Sestao und bei Nervacero.

Die Schwankungen im Produktionsverlauf entsprechen qualitativ dem Verlauf der Emissionen im Sektor Roheisen und Stahl. Hierbei ist zu beachten, dass die Emissionsdaten ab 2013 neu

²⁴ Im Gegensatz zu Großbritannien sind für Spanien keine Daten zur Roheisenproduktion verfügbar.

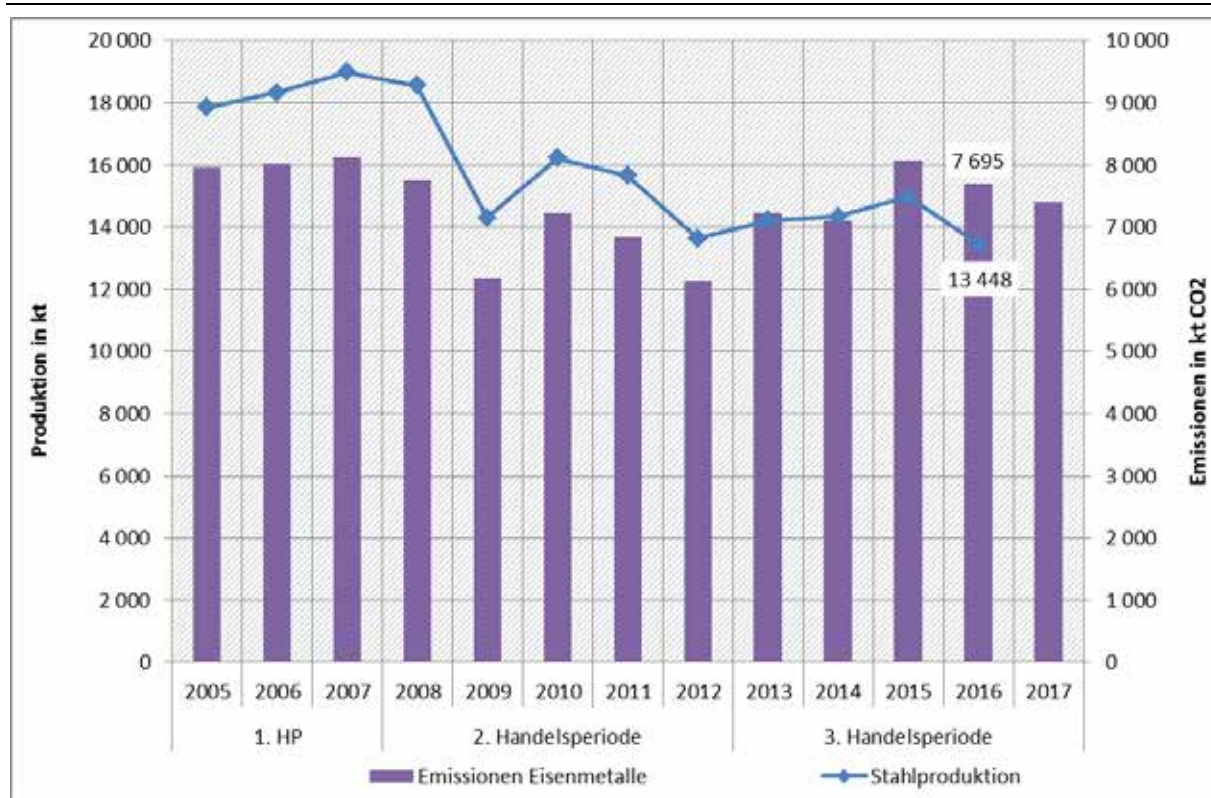
²⁵ <https://uk.reuters.com/article/arcelormittal-madrid/arcelormittals-madrid-plant-to-close-indefinitely-idUKL6E8CI42520120118>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

²⁶ <https://www.metalbulletin.com/Article/3276952/Alfonso-Gallardo-confirms-Siderrgica-Balboa-will-close-on-November-19.html>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

²⁷ <https://www.metalbulletin.com/Article/3094833/Spains-Grupo-Alfonso-Gallardo-to-close-steel-plants.html>, zuletzt geprüft am 09.07.2018.

hinzugekommene Anlagen in der Weiterverarbeitung von Stahl beinhalten. Im Jahr 2013 betragen die Emissionen neuer Anlagen 442 kt CO₂. Dies erklärt zumindest teilweise den Emissionsanstieg ab 2013, der nicht unmittelbar in den Produktionsdaten sichtbar wird. Dies legt nahe, dass die Entwicklung der Emissionen in der Eisen- und Stahlerzeugung überwiegend konjunkturell getrieben ist.²⁸

Abbildung 15 Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Stahlerzeugung in Spanien (2005-2017)



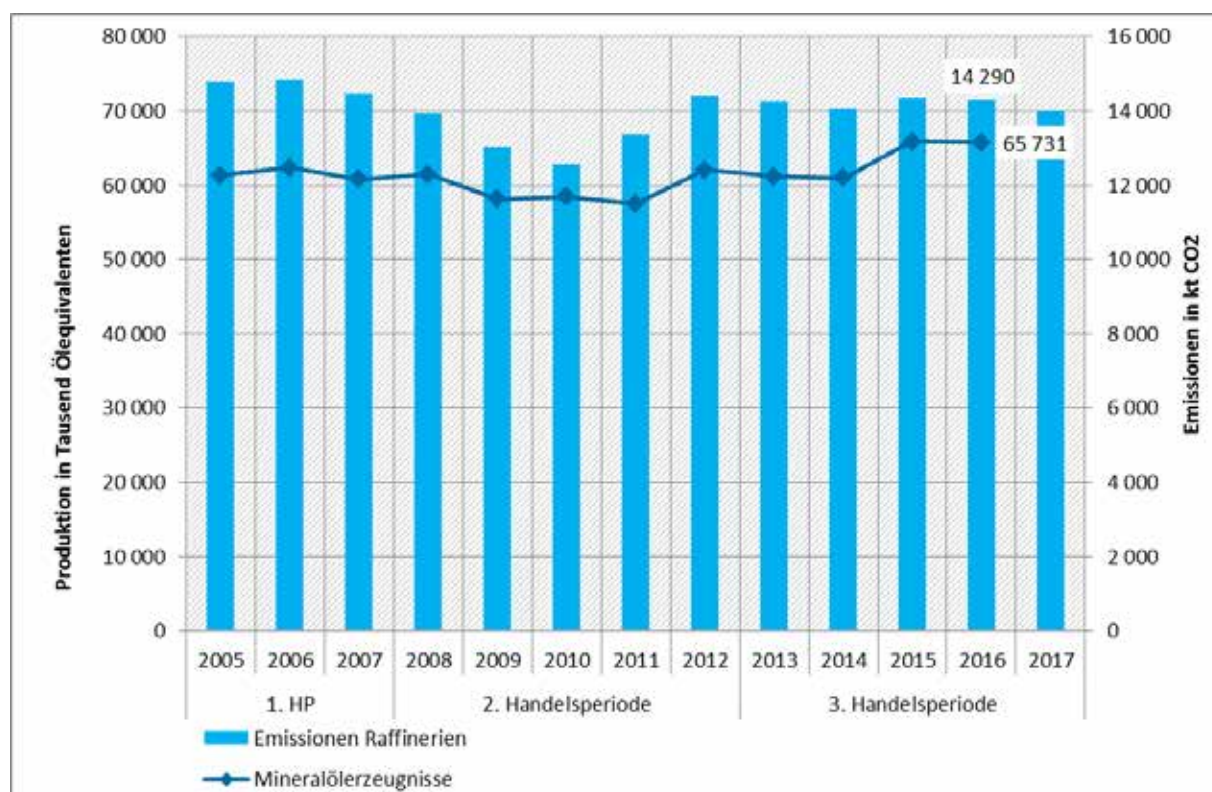
Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Spanien 2018)

Der spanische Raffineriesektor war von der Wirtschaftskrise weniger stark berührt als die Stahlerzeugung, da sich der Sektor dem Export zuwandte. Die Binnennachfrage nach Mineralölprodukten fiel während der Krise deutlich, um etwa 24 % (Duscha et al. 2018). Hingegen sank die Produktion nur kurzfristig, aufgrund bestehender Nachfrage aus dem Ausland. So sank der Output im Raffineriesektor 2009 auf etwa 58 Millionen Tonnen Öläquivalent (mtoe), im Vergleich zu gut 61 mtoe im Jahr 2008. In den nachfolgenden Jahren stieg der Raffinerieoutput wieder an und erreichte in den Jahren 2016 und 2017 vorläufige Höchststände von knapp 66 mtoe.

Auch im Raffineriesektor entspricht der Verlauf der Emissionen in etwa der Produktionsentwicklung. Jedoch fällt auf, dass die Emissionen in der jüngsten Vergangenheit stagnieren, während die Produktion weiter erhöht wurde. Diese Entwicklung lässt möglicherweise auf Verbesserungen in der Emissionsintensität im Raffineriesektor schließen (vgl. (Duscha et al. 2018)).

²⁸ Die Verfügbarkeit von Produktionsdaten zur Roheisenherstellung im Inventar würde einen noch präziseren Vergleich zwischen Produktionsverlauf und Emissionen ermöglichen.

Abbildung 16 Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Mineralölerzeugung in Spanien (2005-2017)

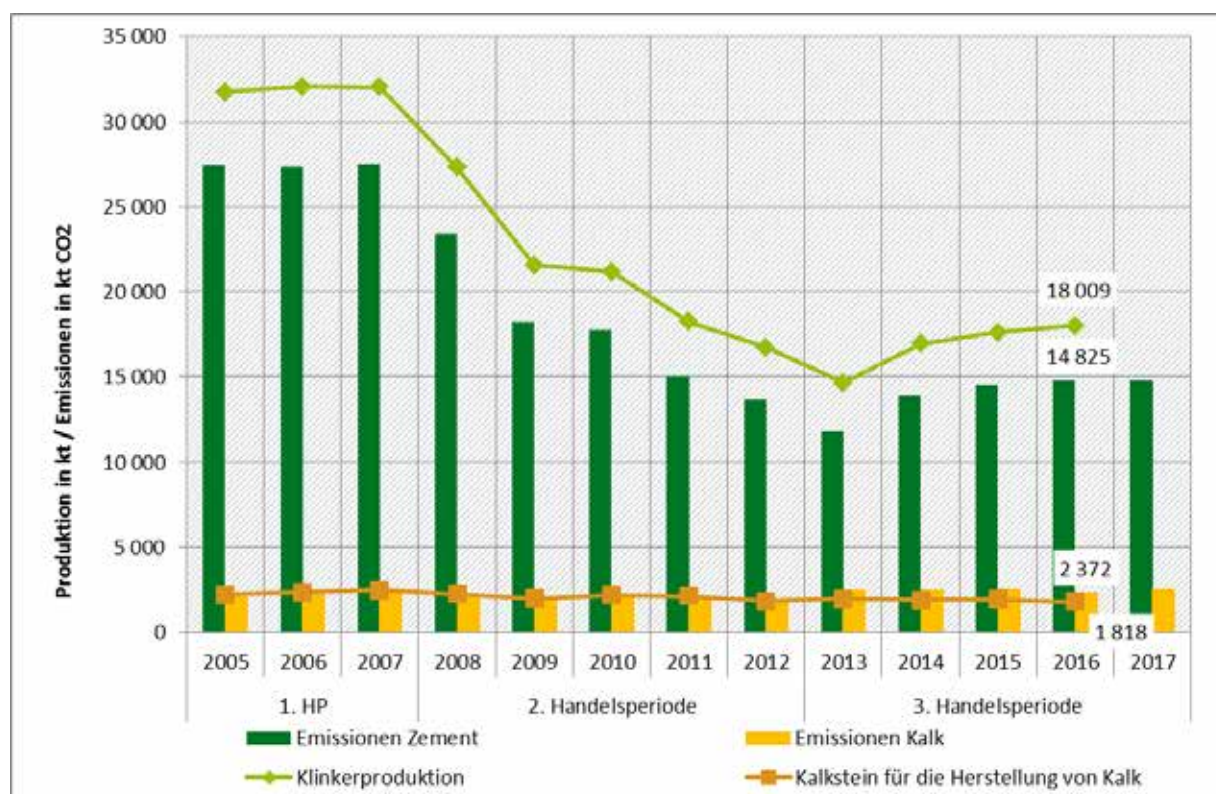


Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Eurostat 2018)

Die Produktion von Zementklinker fiel im Zuge der Wirtschaftskrise stark (Abbildung 16). Das Produktionsniveau erholte sich ab 2014, blieb jedoch auch 2016 mit 18 Millionen Tonnen weit unter dem Höchststand von 2007, als 32 Millionen Tonnen Klinker produziert wurden. Dies entspricht einer Produktionssenkung von etwa 44 %. Die Produktion von Kalkstein zeigt einen qualitativ ähnlichen Verlauf, wenn auch quantitativ weniger stark ausgeprägt. So sank die Produktion zwischen 2007 und 2016 um etwa 26 %, von 2,5 Millionen Tonnen im Jahr 2007 auf 1,8 Millionen Tonnen im Jahr 2016.

Die Entwicklung der Emissionen im Zement- und Kalksektor entspricht qualitativ ebenfalls dem Produktionsverlauf. Dies legt die Schlussfolgerung nahe, dass die Emissionseinsparung in diesen Sektoren überwiegend produktionsgetrieben war.

Abbildung 17 Entwicklung der Produktion und Emissionen aus der Herstellung von Zement und Kalk in Spanien (2005-2017)

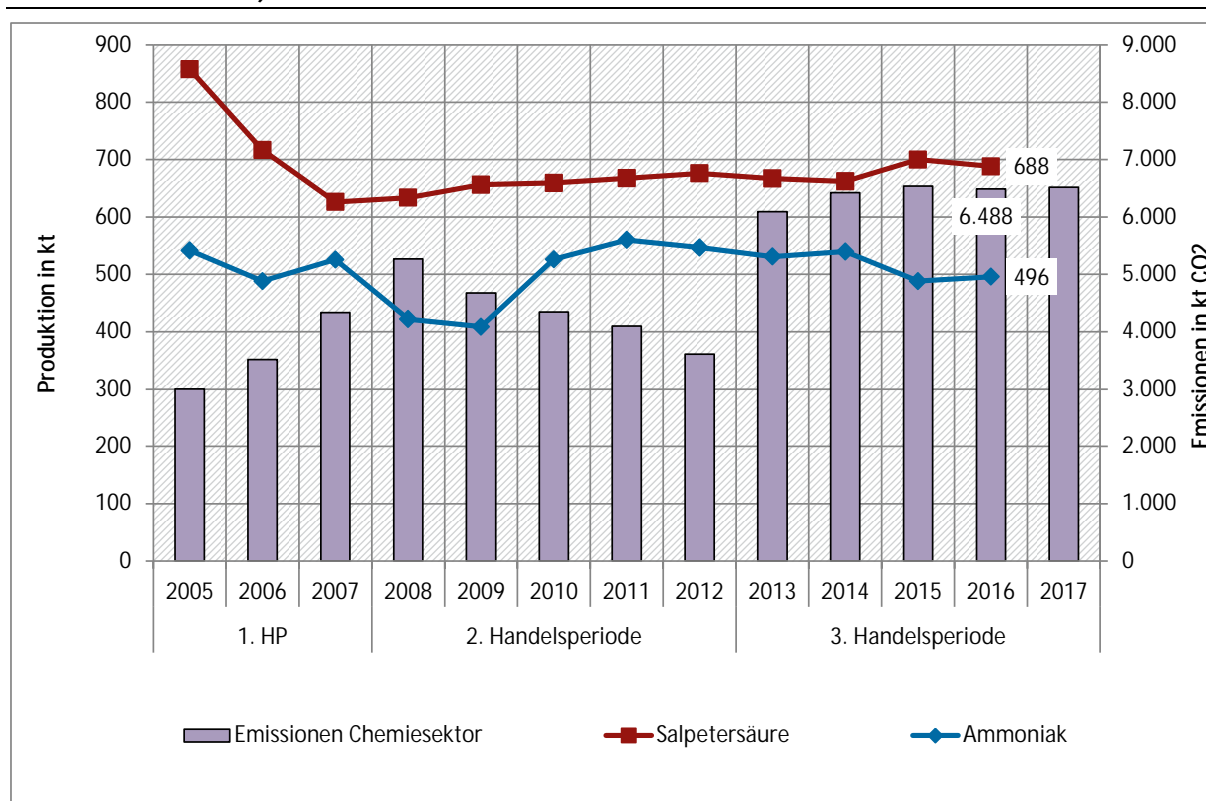


Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Spanien 2018). Beim Kalksektor entspricht der untere Zahlenwert der Produktion, während der obere die Emissionen kennzeichnet.

Die Analyse des spanischen Chemiesektors wird durch eine unvollständige Verfügbarkeit von Daten erschwert. Im Inventar stehen prinzipiell Produktionsdaten zu Industrieruß, Acrylnitril, Ethylen, Ethylenoxid, Ethylendichlorid, Soda, Titanoxid, Ammoniak und Salpetersäure zur Verfügung. Für Spanien sind jedoch die Daten für alle Stoffe außer Ammoniak und Salpetersäure vertraulich, so dass sich die Betrachtung auf diese beiden Stoffe beschränkt.

Im Vergleich zum Zement- und Kalksektor blieb das Produktionsniveau des Chemiesektors während der Wirtschaftskrise stabiler (vgl. Abbildung 17). 2008 fiel die Gesamtproduktion des Sektors im Vergleich zu 2007 um etwa 8 %, erholte sich jedoch 2010 schon wieder und verblieb seitdem auf diesem Niveau. Im Gegensatz dazu sinken die Emissionen des Chemiesektors zwischenzeitlich deutlich stärker, liegen jedoch ab 2014 stabil bei etwa 6,5 Mt CO₂e. Während das unvollständige Bild der Produktionszahlen eine Analyse des Zusammenhangs zwischen Gesamtemissionen und Produktion erschwert, erleichtert die Verfügbarkeit von N₂O-Daten die Analyse der N₂O-Emissionsintensität von Salpetersäure.

Abbildung 18 Entwicklung der Produktion und Emissionen im Chemiesektor in Spanien (2005-2017)



Quellen: (European Environment Agency (EEA) 2018; Spanien 2018)

Qualitativ ähnlich wie in Großbritannien – jedoch weniger stark ausgeprägt - ist eine Entkoppelung von Emissionen und Produktion für N₂O zu beobachten (Tabelle 2). Während die Produktion von Sal-petersäure 2016 im Vergleich zu 2008 um knapp 9 % anstieg, fielen die N₂O Emissionen im selben Zeitraum um 81 %. Diese Entkoppelung fand jedoch im Wesentlichen bereits vor 2013, dem Jahr seit dem N₂O Emissionen in allen EU Mitgliedsstaaten im EU ETS erfasst werden, statt. So fiel der implizite Emissionsfaktor (t N₂O/kt Produkt) bereits im Jahr 2010 von über 5,0 auf 2,5. Seit 2012 liegt er bei etwa 0,8. Da die Minderung bereits vor der Einbeziehung von N₂O im Emissionshandel stattfand ist auszuschließen, dass diese Entkoppelung auf das EU ETS zurückzuführen ist.

Tabelle 2: Produktionsmenge und N₂O Emissionen der Herstellung von Salpetersäure (Spanien)

| Jahr | Produktion (kt) | N ₂ O Emissionen (kt) | Impliziter Emissionsfaktor (t N ₂ O/kt Produkt) |
|------|-----------------|----------------------------------|--|
| 2005 | 857,4 | 4,6 | 5,4 |
| 2006 | 716,8 | 3,7 | 5,2 |
| 2007 | 626,3 | 3,2 | 5,1 |
| 2008 | 633,6 | 3,2 | 5,0 |
| 2009 | 656,2 | 2,9 | 4,4 |
| 2010 | 659,3 | 1,6 | 2,5 |
| 2011 | 667,5 | 0,8 | 1,2 |
| 2012 | 676,0 | 0,5 | 0,8 |
| 2013 | 667,0 | 0,6 | 0,9 |
| 2014 | 661,9 | 0,6 | 0,9 |
| 2015 | 699,9 | 0,6 | 0,8 |
| 2016 | 688,1 | 0,6 | 0,8 |

Quelle: (Spanien 2018)

4 Schlussfolgerung

In beiden Ländern haben sich die Emissionen aus dem Sektor Energie und Verbrennung seit Beginn des ETS stark verringert. Die Stromerzeugung ist erheblich weniger emissionsintensiv geworden und es ist zu erwarten, dass sich dieser Trend zumindest stabilisieren wird. Die Erzeugung aus Erneuerbaren Energien hat sich in Großbritannien zwischen 2005 und 2015 vervierfacht und beträgt 2015 25 %. Der Anteil der Erneuerbare an der Stromerzeugung in Spanien hat sich seit 2005 verdoppelt und beträgt 36 % im Jahr 2015. Gleichzeitig ist die Relevanz der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken jeweils gesunken: In Spanien von 27 % auf 18 % und in Großbritannien von 33 % auf 21 % (Eurostat 2017b). In Großbritannien wurden mehrere Kohlekraftwerke ganz oder teilweise stillgelegt oder auf Biomassefeuerung umgerüstet. Es ist deswegen davon auszugehen, dass die Emissionen aus Kohlekraftwerken nicht wieder auf das Niveau von 2005 ansteigen werden. In Spanien hingegen wurde die Produktion eher gedrosselt, Stilllegungen sind dafür bei Gaskraftwerken erfolgt. Der Anteil von Erdgas an der Stromerzeugung ist in Spanien erheblich gesunken und liegt aktuell bei unter 20 %. In Großbritannien ist der Anteil höher, bei knapp 30 %. Die Stromerzeugung aus Kernkraftwerken ist jeweils konstant bei rund 20 % über alle Jahre geblieben. Zudem ist die Stromnachfrage in beiden Ländern leicht gesunken. Der Ausbau der Erneuerbaren Energien in Zusammenspiel mit der Reduktion der Stromerzeugung aus Kohlekraftwerken sind dementsprechend die Haupttreiber der sinkenden Emissionen im Stromsektor.

Im Industriesektor sind die Emissionen ebenfalls gesunken, wenn auch nicht ganz so stark. Die Herstellung von Eisenmetallen, Mineralölprodukten und Zement sind jeweils die drei Industriesektoren mit den höchsten Emissionen, wenn auch in unterschiedlicher Reihenfolge. In den Industriesektoren ist ein hoher Einfluss der Produktionsmengen auf die Emissionsmengen erkennbar. Der Effekt ist besonders in den Jahren der Wirtschaftskrise besonders ausgeprägt. Insbesondere im Eisen- und Stahlsektor sowie in der Zementproduktion hat es Produktionsrückgänge und Stilllegungen gegeben. Auch wenn die Konjunktur sich zwischenzeitlich erholt hat, liegt im Jahr 2016 die Stahlproduktion 25 % (Spanien) bzw. 40 % (Großbritannien) unter denen von 2005.

Während der Eisen- und Stahlsektor unter den Industriesektoren in Großbritannien die größte Emissionsquelle ist, nimmt diese Position in Spanien der Zementsektor ein. Während dem spanischen Baubooms war auch die Zementproduktion hoch, mit der Wirtschaftskrise fiel die Produktion ab 2008 erheblich und liegt im Jahr 2016 44 % unter der Produktion in 2005. In Großbritannien ist der gleiche Verlauf zu beobachten, wenn auch nicht ganz so ausgeprägt – im Jahr 2016 lagen die Produktionsmengen 20 % unter den Werten im Jahr 2005. Auch im Zementsektor hat es Stilllegungen von Produktionsanlagen in beiden Ländern gegeben.

Im Gegensatz dazu zeigt der Raffineriesektor in Spanien einen anderen Verlauf: die Produktionszahlen sind leicht gestiegen, während sie in Großbritannien gesunken sind. Spanien ist der drittgrößte Produzent von Mineralölprodukten in den EU ETS Ländern und ein Nettoexporteur. Die spezifischen Emissionen pro Tonne verarbeiteter Rohöl scheinen in beiden Ländern leicht gesunken zu sein. Ein möglicher Grund ist ein veränderter Produktmix, ein anderer die Schließung alter Raffinerien in beiden Ländern und Kapazitätserweiterungen in Spanien.

Im Chemiesektor sind die spezifischen N₂O Emissionen aus der Herstellung von Salpetersäure erheblich gesunken (Spanien 2018; Großbritannien 2018). Während die Emissionsreduktion in Großbritannien mit dem Einbezug den in Emissionshandel zusammenfällt, wurde die Minderung in Spanien erzielt, bevor die betreffenden Sektoren im EU ETS erfasst wurden. Für alle anderen

Produkte und Emissionen im Chemiesektor ist keine eindeutige Aussage möglich, da die Veränderung des Anwendungsbereiches den Vergleich zwischen den Handelsperioden unmöglich macht.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Stromsektor jeweils die Verbesserung der Emissionsintensität der Haupttreiber für die sinkenden Emissionen ist, während im Industriesektor die Produktionsentwicklung der dominante Effekt ist. Eine Ausnahme im Industriebereich sind die N₂O Emissionen, die bei der Produktion von Salpetersäure und Adipinsäure anfallen: im Vergleich zu 2005 sind die spezifischen Emissionen in beiden Ländern erheblich gesunken.

5 Literaturverzeichnis

Department for Business, Energy and Industrial Strategy (DBEI) (2017): Aggregate energy balance: gross calorific values. 1998 to 2016.

Duscha, Vicki; Lehmann, Sascha; Kim, Solbin (2018): Analysen zur Wirkung des ETS auf Emissionsminderungen: Sector Study European Refineries. ETS-7.

EEA (2017): Estimate of 2005 - 2012 emissions for stationary installations to reflect the current scope (2013 - 2020) of the EU ETS. ETC/ACM Technical Paper 2017/11. EEA. Online verfügbar unter http://acm.eionet.europa.eu/reports/ETCACM_TP_2017_11_estimates_reflect_current_ETS_scope, zuletzt geprüft am 22.01.2018.

European Environment Agency (EEA) (2016): Trends and projections in the EU ETS in 2016. The EU Emissions Trading System in numbers. Hg. v. EEA. EEA. Online verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/publications/trends-and-projections-EU-ETS-2016>, zuletzt geprüft am 01.11.2016.

European Environment Agency (EEA) (2017): Estimate of historical emissions for stationary installations to reflect the current scope of the EU ETS (2013-2020). Online verfügbar unter http://acm.eionet.europa.eu/reports/docs/ETCACM_TP_2017_11_estim_refl_ETS_scope.pdf.

European Environment Agency (EEA) (2018): EU ETS data viewer. European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/emissions-trading-viewer-1>, zuletzt geprüft am 10.11.2018.

Eurostat (2017a): Supply, transformation and consumption of electricity - annual data (dataset: nrg_105a). Online verfügbar unter http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=nrg_105a&lang=en, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Eurostat (2017b): Supply, transformation and consumption of renewable energies - annual data (nrg_107a). Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/database>, zuletzt geprüft am 26.06.2017.

Eurostat (2018): Energy balance. Spain.

Großbritannien (2018): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Nationaler Inventarbericht 1990-2016. CRF Tabellen.

Jones, D., Sakhel, A., Buck, M., Graichen, P. (2018): The European Power Sector in 2017. State of Affairs and Review of Current Developments. Agora Energiewende and Sandbag.

McGuinness & Ellerman (2008): CO2 Abatement Evidence from the EU ETS Trial Period. MIT (CEEPR Working Paper, 08-010), zuletzt geprüft am 28.11.2014.

Spanien (2018): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Nationaler Inventarbericht 1990-2016. CRF-Tabellen.

A Anhang

A.1 Aggregierung der ETS Aktivitäten zu Sektoren

Die ETS Aktivitäten wurde für die Analyse zu Sektoren aggregiert, die Zuordnung wird in der untenstehenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 3: Aggregierung der ETS-Aktivitäten zu Sektoren

| ETS Aktivität | Sektoren |
|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 20 Verbrennung + Energie | Verbrennung und Energie |
| 21-99 Industrie | Industrie (gesamt) |
| 21 Raffinerien | Raffinerien |
| 22 Kokereien | Eisenmetalle |
| 23 Metallerze (Verarbeitung) | Eisenmetalle |
| 24 Roheisen und Stahl | Eisenmetalle |
| 25 Eisenmetalle (Verarbeitung) | Eisenmetalle |
| 26 Primäraluminium | Nichteisenmetalle |
| 27 Sekundäraluminium | Nichteisenmetalle |
| 28 Nichteisenmetalle (Verarbeitung) | Nichteisenmetalle |
| 29 Zementklinker | Zement |
| 30 Kalk | Kalk |
| 31 Glas | Andere nicht-metallische Mineralien |
| 32 Keramik | Andere nicht-metallische Mineralien |
| 33 Mineralfasern | Andere nicht-metallische Mineralien |
| 34 Gips | Andere nicht-metallische Mineralien |
| 35 Zellstoff | Papier und Zellstoff |
| 36 Papier | Papier und Zellstoff |
| 37 Industrieruß | Chemie |
| 38 Salpetersäure | Chemie |
| 39 Adipinsäure | Chemie |
| 40 Glyoxal und Glyoxylsäure | Chemie |

| ETS Aktivität | Sektoren |
|--------------------------------|----------|
| 41 Ammoniak | Chemie |
| 42 Grundchemikalien | Chemie |
| 43 Wasserstoff und Synthesegas | Chemie |
| 44 Soda | Chemie |
| 45 CCS | Sonstige |
| 99 Opt-in Aktivitäten | Sonstige |

Quelle: Eigene Darstellung DIW und Öko-Institut

A.2 Emissionen der ETS Sektoren in Großbritannien und Spanien

Die Emissionsdaten der Sektoren und die Schätzung für den erweiterten Anwendungsbereich für CO₂, N₂O und PFC befinden sich in den folgenden Tabellen (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017).

Tabelle 4: Emissionen sowie Schätzung der Emissionen durch den veränderten Anwendungsbereich im ETS Sektor in Großbritannien in kt CO₂ Äq.

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|--------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 20-99 Alle stationären Anlagen | 242.513 | 251.160 | 256.583 | 265.056 | 231.946 | 237.344 | 220.879 | 231.131 | 225.432 | 198.025 | 175.865 | 147.381 | 137.019 |
| 20 Verbrennung + Energie | 203.144 | 210.960 | 211.984 | 213.427 | 190.237 | 196.276 | 180.186 | 190.992 | 178.011 | 151.341 | 131.291 | 108.500 | 97.949 |
| 21-99 Industrie | 39.370 | 40.200 | 44.599 | 51.629 | 41.709 | 41.068 | 40.693 | 40.138 | 47.421 | 46.684 | 44.574 | 38.881 | 39.070 |
| 21 Raffinerien | 12.918 | 12.519 | 12.651 | 12.360 | 11.322 | 11.362 | 11.634 | 10.736 | 9.631 | 8.723 | 8.438 | 8.443 | 8.583 |
| 22 Kokereien | 6.047 | 7.099 | 7.217 | 6.928 | 5.104 | 5.960 | 6.155 | 5.351 | 5.576 | 5.219 | 5.668 | 5.236 | 4.956 |
| 24 Roheisen und Stahl | 6.390 | 6.862 | 7.372 | 7.163 | 5.453 | 7.487 | 7.312 | 9.262 | 13.877 | 14.620 | 11.942 | 6.882 | 6.879 |
| 25 Eisenmetalle (Verarbeitung) | 6.433 | 6.287 | 6.264 | 6.279 | 5.463 | 1.242 | 101 | 96 | 469 | 460 | 436 | 410 | 436 |
| 26 Primäraluminium | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 79 | 108 | 84 | 85 | 86 |
| 27 Sekundäraluminium | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 90 | 102 | 107 | 103 | 107 |
| 29 Zementklinker | 5.099 | 5.071 | 8.047 | 8.285 | 5.654 | 5.722 | 6.087 | 5.556 | 5.972 | 6.205 | 6.534 | 6.814 | 6.560 |
| 30 Kalk | 383 | 370 | 1.070 | 2.614 | 2.084 | 2.264 | 2.242 | 2.186 | 2.443 | 2.520 | 2.480 | 2.233 | 2.407 |
| 31 Glas | 315 | 357 | 314 | 1.438 | 1.170 | 1.276 | 1.390 | 1.294 | 1.282 | 1.266 | 1.245 | 1.268 | 1.294 |
| 32 Keramik | 137 | 127 | 187 | 1.004 | 650 | 759 | 780 | 720 | 531 | 589 | 584 | 588 | 603 |
| 33 Mineralfasern | 59 | 63 | 52 | 310 | 300 | 315 | 323 | 307 | 288 | 296 | 289 | 303 | 304 |
| 34 Gips | 0 | 0 | 0 | 148 | 128 | 132 | 136 | 129 | 129 | 141 | 150 | 150 | 151 |
| 35 Zellstoff | 52 | 46 | 29 | 476 | 393 | 445 | 440 | 431 | 501 | 483 | 448 | 425 | 417 |
| 36 Papier | 184 | 102 | 116 | 1.128 | 848 | 876 | 859 | 995 | 979 | 914 | 951 | 870 | 880 |

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 41 Ammoniak | 37 | 72 | 64 | 70 | 73 | 75 | 87 | 90 | 1.502 | 1.563 | 1.649 | 1.470 | 1.790 |
| 42 Grundchemikalien | 1.170 | 1.096 | 1.092 | 3.017 | 2.732 | 2.880 | 2.860 | 2.736 | 3.066 | 2.382 | 2.560 | 2.543 | 2.594 |
| 43 Wasserstoff und Synthesegas | 134 | 115 | 109 | 116 | 133 | 111 | 124 | 119 | 593 | 659 | 598 | 625 | 585 |
| 44 Soda | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 286 | 158 | 141 | 144 | 140 |
| 99 Opt-in Aktivitäten | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CO ₂ - Schätzung Anwendungsbereich | 115 | 148 | 98 | 135 | 71 | 132 | 189 | 16 | | | | | |
| N ₂ O - Schätzung Anwendungsbereich | 2.832 | 2.274 | 2.647 | 2.410 | 1.149 | 1.266 | 42 | -2 | | | | | |
| PFC - Schätzung Anwendungsbereich | 115 | 148 | 98 | 135 | 71 | 132 | 189 | 16 | | | | | |

Quelle: Eigene Darstellung DIW und Öko-Institut basierend auf (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017)

Tabelle 5: Emissionen sowie Schätzung der Emissionen durch den veränderten Anwendungsbereich im ETS Sektor in Spanien in kt CO₂ Äq.

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 20-99 Alle stationären Anlagen | 183.627 | 179.725 | 186.573 | 163.462 | 136.936 | 121.483 | 132.688 | 135.640 | 122.808 | 124.851 | 137.270 | 123.556 | 136.319 |
| 20 Verbrennung + Energie | 118.358 | 112.866 | 119.606 | 102.284 | 86.489 | 70.464 | 84.166 | 89.021 | 69.938 | 70.299 | 80.814 | 67.335 | 80.103 |
| 21-99 Industrie | 65.269 | 66.859 | 66.968 | 61.179 | 50.447 | 51.019 | 48.522 | 46.619 | 52.870 | 54.552 | 56.456 | 56.221 | 56.216 |
| 21 Raffinerien | 14.787 | 14.837 | 14.465 | 13.929 | 13.038 | 12.570 | 13.369 | 14.393 | 14.242 | 14.088 | 14.351 | 14.290 | 14.004 |
| 22 Kokereien | 81 | 54 | 66 | 67 | 45 | 52 | 61 | 46 | 37 | 31 | 28 | 25 | 31 |
| 24 Roheisen und Stahl | 7.806 | 7.845 | 7.939 | 7.579 | 6.043 | 7.093 | 6.719 | 6.026 | 6.554 | 6.446 | 7.442 | 7.068 | 6.717 |
| 25 Eisenmetalle (Verarbeitung) | 79 | 122 | 125 | 112 | 91 | 86 | 61 | 48 | 634 | 621 | 596 | 601 | 655 |
| 26 Primäraluminium | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.617 | 1.537 | 1.396 | 1.399 | 1.457 |
| 27 Sekundäraluminium | 76 | 56 | 64 | 56 | 43 | 52 | 35 | 28 | 54 | 49 | 51 | 55 | 57 |
| 28 Nichtisenmetalle (Verarbeitung) | 177 | 178 | 183 | 188 | 184 | 176 | 177 | 177 | 885 | 903 | 855 | 828 | 852 |
| 29 Zementklinker | 27.397 | 27.379 | 27.479 | 23.414 | 18.224 | 17.759 | 15.036 | 13.734 | 11.810 | 13.923 | 14.544 | 14.825 | 14.773 |
| 30 Kalk | 2.063 | 2.205 | 2.336 | 2.192 | 1.914 | 2.092 | 1.998 | 1.755 | 2.461 | 2.463 | 2.561 | 2.372 | 2.567 |
| 31 Glas | 2.552 | 2.525 | 2.452 | 2.302 | 1.974 | 2.071 | 2.084 | 2.022 | 1.982 | 1.985 | 1.936 | 1.956 | 1.959 |
| 32 Keramik | 4.910 | 5.493 | 5.367 | 3.961 | 2.253 | 2.106 | 2.076 | 1.821 | 2.968 | 2.917 | 3.045 | 3.245 | 3.492 |
| 33 Mineralfasern | 21 | 24 | 21 | 18 | 18 | 18 | 19 | 19 | 39 | 35 | 38 | 38 | 42 |
| 34 Gips | 0 | 52 | 52 | 42 | 38 | 42 | 45 | 36 | 63 | 63 | 68 | 77 | 88 |
| 35 Zellstoff | 1.102 | 963 | 1.005 | 1.113 | 1.039 | 1.053 | 1.062 | 1.067 | 1.056 | 826 | 681 | 678 | 714 |

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|-----------------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 36 Papier | 2.584 | 2.719 | 2.743 | 2.683 | 2.340 | 2.532 | 2.481 | 2.441 | 2.376 | 2.237 | 2.322 | 2.275 | 2.289 |
| 37 Industrieruß | 0 | 0 | 0 | 113 | 110 | 131 | 130 | 108 | 94 | 98 | 93 | 108 | 108 |
| 38 Salpetersäure | 0 | 1 | 707 | 801 | 615 | 544 | 553 | 446 | 598 | 519 | 526 | 510 | 542 |
| 41 Ammoniak | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 714 | 767 | 663 | 692 | 617 |
| 42 Grundchemikalien | 956 | 1.727 | 2.011 | 2.726 | 2.540 | 2.593 | 2.550 | 2.243 | 2.846 | 3.078 | 3.298 | 3.184 | 3.271 |
| 43 Wasserstoff und Synthesegas | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 935 | 850 | 842 | 853 | 892 |
| 44 Soda | 679 | 678 | 660 | 682 | 550 | 591 | 619 | 656 | 906 | 1.115 | 1.120 | 1.141 | 1.088 |
| CO2 - Schätzung Anwendungsbereich | 14.983 | 8.620 | 8.480 | 8.340 | 8.200 | 8.059 | 7.919 | 7.779 | | | | | |
| N2O - Schätzung Anwendungsbereich | 1.368 | 1.109 | 956 | 949 | 861 | 485 | 248 | 155 | | | | | |
| PFC - Schätzung Anwendungsbereich | 210 | 196 | 185 | 179 | 120 | 104 | 89 | 54 | | | | | |

Quelle: Eigene Darstellung DIW und Öko-Institut basierend auf (European Environment Agency (EEA) 2018, 2017)

E Analysis of emission development under the EU ETS - refineries

by

Vicki Duscha, Solbin Kim, Sascha Lehmann

Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI, Karlsruhe

Report completed in October 2018

Abstract: Analysis of emission development under the EU ETS –refineries

The refinery sector is one of the largest sectors of the EU ETS with around 127 million tonnes of CO₂ eq. Since its introduction in 2005, emissions have been reduced by around 8%, with a simultaneous 12% drop in production levels. The lower reduction in emissions relative to production levels is mainly due to the switch from the second to the third trading period. At this time, some plants in Germany show a strong increase in emissions without an increase in production. This can be attributed in particular to the rule obliging refineries from the third trading period onwards to form a so-called uniform plant, which led to connected refinery power plants operated by the refinery company also being registered in emissions trading under the refineries sector. Also production changes of integrated petrochemical process units alter the emissions. Consumption of petroleum products has fallen by 16% since 2005, even more than production. At the beginning of the observation period in 2005, imports slightly exceeded exports, but from 2011 this was the other way round, but also only very slightly. Capacities also showed a significant decline of just under 13 %, with individual plants being expanded further, particularly in Spain and Greece, which is illustrated by the number of allocations from the New Entrants Reserve.

The analysis of the five countries with the highest refinery emissions (Germany, Italy, Spain, France, the Netherlands) shows different pictures. Production and emissions decreased significantly in Germany, Italy and France, while production in the Netherlands stagnated and increased significantly in Spain. The main driver of emissions for all member states is production levels, which in turn depend heavily on domestic consumption. This relationship has weakened during the period under review, offset by an increase in trade in petroleum products within the EU ETS area. For the entire EU ETS area, however, the connection between consumption and production still exists.

Kurzbeschreibung: Analyse der Emissionsentwicklung in den ETS Sektoren –Raffinerien

Der Raffineriesektor zählt mit etwa 127 Mio. Tonnen CO₂-eq zu den größten Sektoren des EU-EHS. Seit dessen Einführung im Jahre 2005 haben sich die Emissionen um etwa 8 % reduziert, bei einem gleichzeitigen Rückgang des Produktionsniveaus von 12 %. Der im Verhältnis zum Produktionsniveau geringe Rückgang der Emissionen liegt vor allem am Übergang von der zweiten zur dritten Handelsperiode. Zu diesem Zeitpunkt weisen einige Anlagen in Deutschland einen starken Anstieg der Emissionen ohne einen Anstieg der Produktion aus, was auf die für Raffinerien ab der dritten Handelsperiode verpflichtende Regel zur Bildung einer sogenannten einheitlichen Anlage zurückzuführen ist, die dazu führte, dass auch angeschlossene vom Raffineriebetreiber betriebene Raffineriekraftwerke im Emissionshandel unter Raffinerien registriert wurden. Auch Änderungen hinsichtlich integrierter petrochemischer Prozesse beeinflussen die Emissionen. Der Verbrauch an Mineralölerzeugnissen ist seit 2005 um 16 % und damit stärker als die Produktion zurückgegangen. Zu Beginn des Betrachtungszeitraums im Jahre 2005 überstiegen die Importe leicht die Exporte, ab 2011 war dies andersherum, aber ebenso nur sehr geringfügig. Auch die Kapazitäten zeigen mit einer Verringerung von knapp 13 % einen Rückgang, wobei einzelne Anlagen insbesondere in Spanien und Griechenland weiterhin erweitert werden, was Zuteilungen aus der New Entrants Reserve verdeutlichen.

Die Analyse der fünf Länder mit den höchsten Raffinerie-Emissionen (Deutschland, Italien, Spanien, Frankreich, Niederlande) zeigt ein gemischtes Bild. Produktion und Emissionen gingen in Deutschland, Italien und Frankreich deutlich zurück, wohingegen die Produktion in den Niederlanden stagnierte und in Spanien anwuchs. Der Haupttreiber der Emissionen ist für alle Mitgliedsstaaten das Produktionsniveau, das vom inländischen Verbrauch abhängt. Dieser Zusammenhang wurde im Betrachtungszeitraum schwächer, was durch eine Zunahme des Handels von Mineralölprodukten im EU-EHS Raum ausgeglichen wird. Für den gesamten EU-EHS Raum besteht der Zusammenhang von Verbrauch und Produktion allerdings weiterhin.

Table of content

| | | |
|-----|---------------------------------------|-----|
| 1 | Overview of European refineries | 235 |
| 2 | Country-specific information..... | 241 |
| 2.1 | Germany..... | 241 |
| 2.2 | Italy..... | 243 |
| 2.3 | Spain..... | 246 |
| 2.4 | France..... | 248 |
| 3 | Conclusion | 254 |
| 4 | References..... | 256 |

List of figures

| | | |
|------------|--|-----|
| Figure 1: | Share of emissions of refinery sector in the EU ETS in 2016 | 235 |
| Figure 2: | Verified emissions and number of installations of refinery sectors by country in the EU-ETS in 2016..... | 236 |
| Figure 3: | Historic emissions and production of the refinery sector and consumption of petroleum products in the EU ETS | 237 |
| Figure 4: | Imports/Exports of all petroleum products in the EU ETS (incl. Norway, Iceland)..... | 238 |
| Figure 5: | Capacity development of the EU refinery sector (incl. Norway)..... | 239 |
| Figure 6: | Closure of refineries in Europe | 239 |
| Figure 7: | Allocation from the new entrants reserve in the refinery sector | 240 |
| Figure 8: | Historic emission and production of the refinery sector and consumption of petroleum products in Germany..... | 241 |
| Figure 9: | Imports/Exports of all petroleum products in Germany | 242 |
| Figure 10: | Main customer countries for German exports of petroleum products..... | 243 |
| Figure 11: | Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in Italy..... | 244 |
| Figure 12: | Imports/Exports of total petroleum products in Italy | 245 |
| Figure 13: | Main customer countries for Italian exports of petroleum products..... | 246 |
| Figure 14: | Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in Spain..... | 247 |
| Figure 15: | Imports/Exports of total petroleum products in Spain | 247 |
| Figure 16: | Main customer countries for Spanish exports of petroleum products..... | 248 |
| Figure 17: | Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in France..... | 249 |
| Figure 18: | Imports/Exports of total petroleum products in France | 250 |
| Figure 19: | Main customer countries for French exports of petroleum products..... | 250 |
| Figure 20: | Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in Netherlands..... | 251 |
| Figure 21: | Imports/Exports of total petroleum products in the Netherlands | 252 |
| Figure 22: | Main customer countries for Dutch exports of petroleum products..... | 252 |
| Figure 23: | Specific emissions in the countries considered and in the EU ETS, 2005 to 2016 | 254 |

List of abbreviations

| | |
|-----------------------------|--|
| CO₂ | Carbon dioxide |
| DEHSt | Deutsche Emissionshandelsstelle |
| EEA | European Environment Agency |
| EU-ETS | EU Emissions Trading Scheme |
| GHG | Greenhouse gas |
| M toe | Million Tonnes of Oil Equivalent |
| Mt CO₂-eq | Million Tonnes Carbon Dioxide Equivalent |
| MWV | Mineralölwirtschaftsverband e.V. |
| NER | New Entrants Reserve |

Summary

The European refinery sector comprises (in 2016) 139 installations in 23 countries (EEA). With an EU ETS emissions volume of about 127 million tonnes CO₂-eq and a share of almost 7% of all EU ETS emissions in 2016, the refining sector is one of the largest sectors of the EU ETS (EEA) behind the energy supply sector.

When emissions trading was introduced, emissions from the refinery sector amounted to 138 million tonnes of CO₂-eq, representing a decline of around 8% between 2005 and 2016. The decline in emissions over the period 2005-2016 is mainly driven by a decrease in production levels. The production level decreased by about 12% from 744 million toe in 2005 to 654 million toe in 2016 (EUROSTAT). The stronger decline in production compared to emissions is mainly due to the start of the third trading period in 2013. At this point, some plants in Germany show a strong increase in emissions without an increase in production, which is due to the rule that refineries are obliged to form a so-called uniform plant from the third trading period onwards, which led to connected refinery power plants operated by the refinery company also being registered in emissions trading under the refineries sector. Also production changes of integrated petrochemical process units alter the emissions.

The main driver of the production level in the EU-ETS area is the consumption of petroleum products. Between 2005 and 2016, consumption decreased from 690 million toe to 577 million toe, a decrease of about 16% (EUROSTAT).

At the beginning of the observation period in 2005, imports slightly exceeded exports, whereas from 2011 onwards this was the other way round, but also only very slightly. Exports exceeded imports by about 18 million toe in 2016. In 2005, imports exceeded exports by about 10 million toe (EUROSTAT).

The capacities of the refinery plants were also significantly reduced. Between 2005 and 2016, capacity decreased by almost 13% from 16 million barrels per day to about 14 million barrels per day (BP). However, capacity was not only reduced, but also expanded in individual cases. Allocations made from the New Entrants Reserve (NER) provide an indication for this.

The analysis of the total EU ETS area shows a strong correlation between consumption and production, whereas the analysis of the five largest countries of the EU ETS refining sector shows a much more heterogeneous picture. Production decreased sharply in France (-32%), Italy (-29%) and Germany (-18%). In contrast, production increased in Spain (+7%) and the Netherlands (+3%) (EUROSTAT). However, consumption decreased in all five countries, suggesting that although there is still a strong link between consumption and production from a EU ETS perspective, this link has been weakened in each country in recent years and offset by an increase in trade between Member States. Emissions in the countries analysed show a trend very similar to that of production, with Spain and the Netherlands slightly reducing their emissions despite the increase in production and lowering their specific emissions in the sense of crude processing in 2016 compared to 2005. The reasons for this increase in efficiency cannot be clearly identified on the basis of the data. For example, higher crude-quality, a change in the product mix as well as production changes of integrated petrochemical process units, but also more efficient plants, could have led to this decrease in specific emissions. The differences between the refinery sectors of the five countries considered are also reflected in the development of capacities. These were significantly reduced in France (-38%), Italy (-23%) and Germany (-13%). In the Netherlands capacity was slightly increased (<+1%) and in Spain it was significantly increased by about 14%.

The different production and consumption development (Consumption decreasing in all countries, production decreasing in FR, IT, GER and increasing or stagnating in NL and ES) of the countries considered cannot be explained on the basis of the available data. In particular, large differences in the legislation of the individual countries as well as different purchasing prices could be responsible for the developments of the individual refinery sectors in the countries.

In summary, it can be said that the production level in particular is decisive for emissions, as evidenced by the hardly changing specific emissions in the EU ETS area (0.19 Mt CO₂-eq/M toe in the entire EU ETS area). Furthermore, EU ETS widely considered, consumption is the main influencing factor on the production level, although this influence has weakened for the individual member states in recent years, it still exists for the entire EU ETS area.

Zusammenfassung

Der europäische Raffineriesektor umfasst (Stand 2016) 139 Anlagen in 23 Ländern (EEA). Mit einem im EU-EHS erfassten Emissionsvolumen von etwa 127 Mio. Tonnen CO₂-eq und einem Anteil von knapp 7 % aller im EU-EHS erfassten Emissionen in 2016, zählt der Raffineriesektor nach dem Energieversorgersektor zu den größten Sektoren des EU-EHS (EEA).

Bei Einführung des Emissionshandels lagen die Emissionen des Raffineriesektors bei 138 Mio. Tonnen CO₂-eq, was einer Verringerung von etwa 8 % zwischen 2005 und 2016 entspricht. Die Verringerung der Emissionen im Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2016 wird hauptsächlich durch einen Rückgang des Produktionsniveaus getrieben. So fiel das Produktionsniveau um etwa 12 % von 744 Mio. Toe in 2005 auf 654 Mio. Toe in 2016 (EUROSTAT). Der stärkere Rückgang der Produktion im Vergleich zu den Emissionen ist hauptsächlich dem Beginn der dritten Handelsperiode in 2013 geschuldet. Zu diesem Zeitpunkt weisen einige Anlagen in Deutschland einen starken Anstieg der Emissionen ohne einen Anstieg der Produktion aus, was auf die für Raffinerien ab der dritten Handelsperiode verpflichtende Regel zur Bildung einer sogenannten einheitlichen Anlage zurückzuführen ist, die dazu führte, dass auch angeschlossene vom Raffineriebetreiber betriebene Raffineriekraftwerke im Emissionshandel unter Raffinieren registriert wurden. Auch Änderungen hinsichtlich integrierter petrochemischer Prozesse beeinflussen die Emissionen.

Der Haupttreiber des Produktionsniveaus im EU-EHS Raum ist der Verbrauch an Mineralölprodukten. Der Verbrauch fiel zwischen 2005 und 2016 von 690 Mio. Toe auf 577 Mio. Toe, was einem Rückgang von etwa 16 % entspricht (EUROSTAT).

Zu Beginn des Betrachtungszeitraums im Jahre 2005 überstiegen die Importe leicht die Exporte, ab 2011 war dies andersherum, aber ebenfalls nur sehr geringfügig. So überstiegen die Exporte die Importe in 2016 um etwa 18 Mio. Toe. Im Jahre 2005 überstiegen die Importe die Exporte um etwa 10 Mio. Toe (EUROSTAT).

Nicht nur ein Rückgang des Verbrauchs, der Produktion und der Emissionen wurde zwischen 2005 und 2016 beobachtet, sondern auch die Kapazitäten der Raffinerieanlagen wurden deutlich verringert. So verringerten sich die Kapazitäten zwischen 2005 und 2016 um knapp 13 % von 16 Millionen Barrels täglich auf etwa 14 Mio. Barrels täglich (BP). Allerdings wurden nicht nur Kapazitäten abgebaut, sondern vereinzelt auch ausgebaut, wofür Zuteilungen aus der New Entrants Reserve (NER) ein Indiz darstellen.

Die Analyse des gesamten EU-EHS Raumes zeigt eine starke Korrelation zwischen Verbrauch und Produktion, dagegen zeigt die Analyse der fünf größten Länder des Raffineriesektors des EU-EHS ein deutlich heterogeneres Bild. So ging die Produktion in Frankreich (-32 %), Italien (-29 %) und Deutschland (-18 %) stark zurück. Im Gegensatz dazu stieg die Produktion in Spanien (+7 %) und den Niederlanden (+3 %) an (EUROSTAT). Der Verbrauch jedoch war in allen fünf Ländern rückläufig, was den Schluss zulässt, dass EU-EHS weit betrachtet es zwar weiterhin einen starken Zusammenhang von Verbrauch und Produktion gibt, dieser in den einzelnen Ländern jedoch in den vergangenen Jahren abgeschwächt und durch eine Zunahme des Handels zwischen den Mitgliedsstaaten ausgeglichen wurde. Die Emissionen in den analysierten Ländern zeigen einen der Produktion sehr ähnlichen Trend, wobei Spanien und die Niederlande trotz der gestiegenen Produktion ihre Emissionen leicht verringern konnten und damit in 2016 eine geringere Emissionsintensität als in 2005 aufwiesen. Die Gründe für diesen Rückgang der spezifischen Emissionen sind anhand der Daten nicht eindeutig zuordenbar. So könnten höherwertige Rohstoffe (schwefelarme und leichtere Rohöle) oder eine Veränderung des Produktmixes sowie Produktionsänderungen in den petrochemischen Anlagen, aber auch

effizientere Anlagen zu dieser Änderung der Emissionsintensität geführt haben. Die Unterschiede der Raffineriesektoren der betrachteten fünf Länder zeigen sich auch in der Entwicklung der Kapazitäten. Diese wurden in Frankreich (-38 %), Italien (-23 %) und Deutschland (-13 %) deutlich verringert. In den Niederlanden wurden die Kapazitäten geringfügig erweitert (<+1 %) und in Spanien mit etwa 14 % deutlich erweitert.

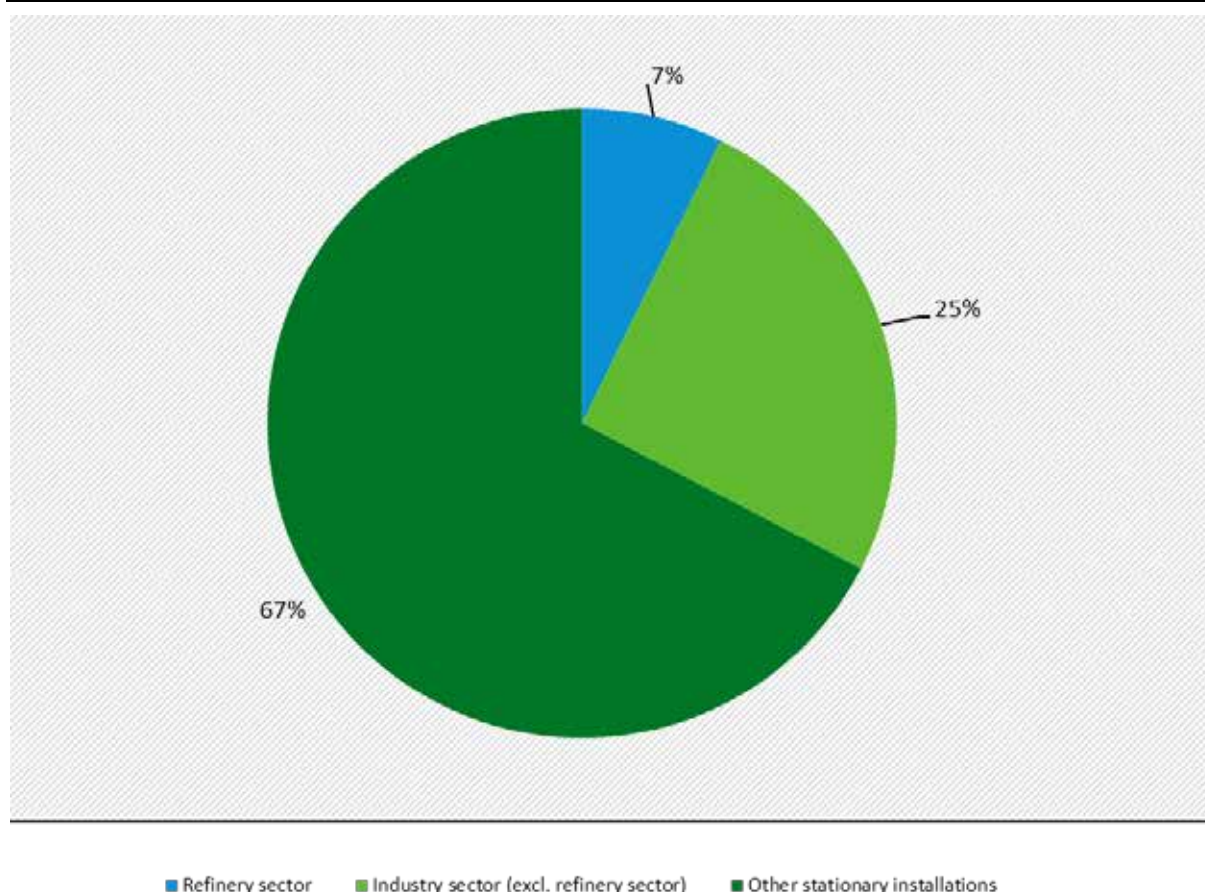
Die unterschiedliche Entwicklung der betrachteten Länder kann anhand der vorliegenden Daten nicht erklärt werden. Insbesondere große Unterschiede in der Gesetzgebung der einzelnen Länder sowie unterschiedliche Beschaffungspreise könnten für die Entwicklungen der einzelnen Raffineriesektoren in den Ländern verantwortlich sein.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass insbesondere das Produktionsniveau ausschlaggebend für die Emissionen ist, was anhand der sich kaum verändernden spezifischen Emissionen im EU-EHS Raum belegt wird (0,19 Mt CO₂-eq/M toe im gesamten EU-EHS Raum). Des Weiteren ist EU-EHS weit betrachtet der Verbrauch der Haupteinflussfaktor auf das Produktionsniveau, wenngleich dieser Einfluss für die einzelnen Mitgliedsstaaten sich in den letzten Jahren abgeschwächt hat, bleibt er für den gesamten EU-EHS Raum weiterhin vorhanden.

1 Overview of European refineries

In the European refinery sector, there were 139 installations in 23 countries with an emission level of about 130 Mt CO₂-eq in 2016 (verified emissions) regulated under the EU emissions trading system (EU ETS) (European Environment Agency 2017). This emission value of the refinery sector accounted for about 22.3% in the total emission of all industry installations in EU ETS in 2016 (see Figure 1).

Figure 1: Share of emissions of refinery sector in the EU ETS in 2016

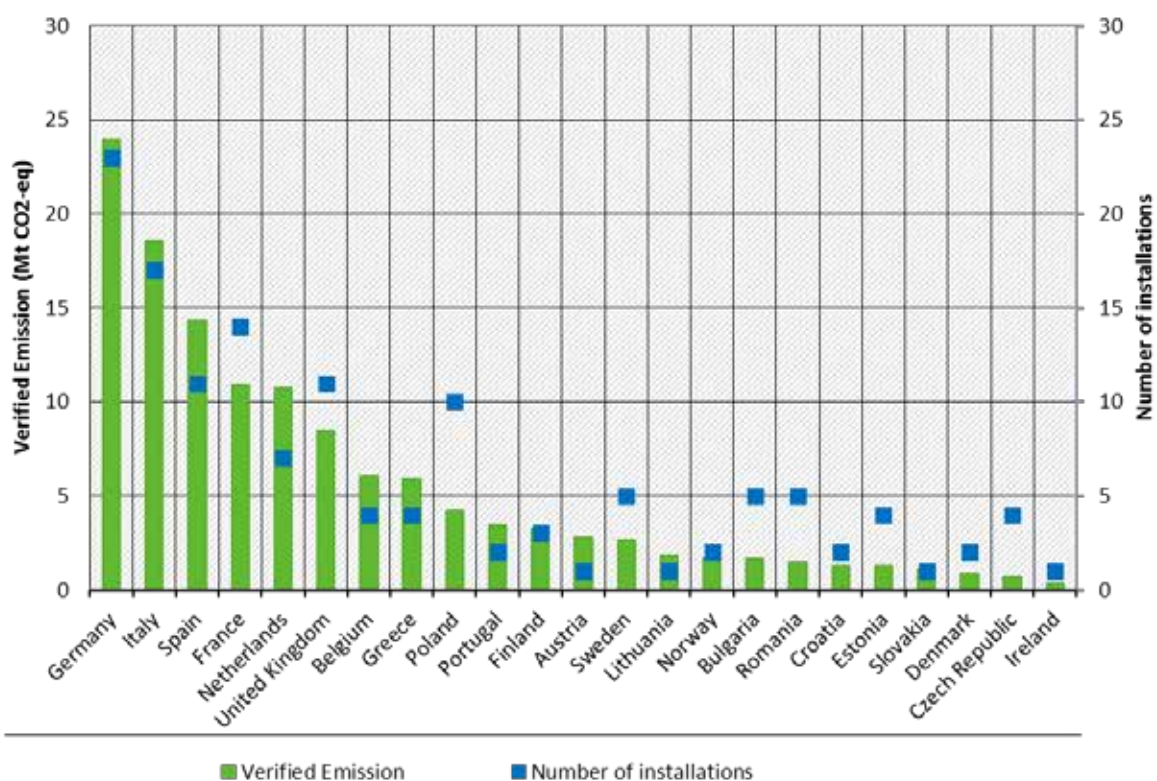


Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017)

Each of the relevant 23 MS contributed a different amount of emissions with different number of installations (see Figure 2). In 2016, Germany, which released the biggest amount, had an emission level of about 24 Mt CO₂-eq with 22 installations¹ showing a share of approximately 19% in the total refinery sector emissions. Italy and Spain, comprised of 17 and 11 plants, emitted roughly 19 and 14 Mt CO₂-eq respectively which contributed about 15% and 11% to total refinery emissions correspondingly. France with 14 installations and Netherlands with 7 sites emitted about 11 Mt CO₂-eq (9% share) each.

¹ One of those 22 installations has emissions = 0

Figure 2: Verified emissions and number of installations of refinery sectors by country in the EU-ETS in 2016



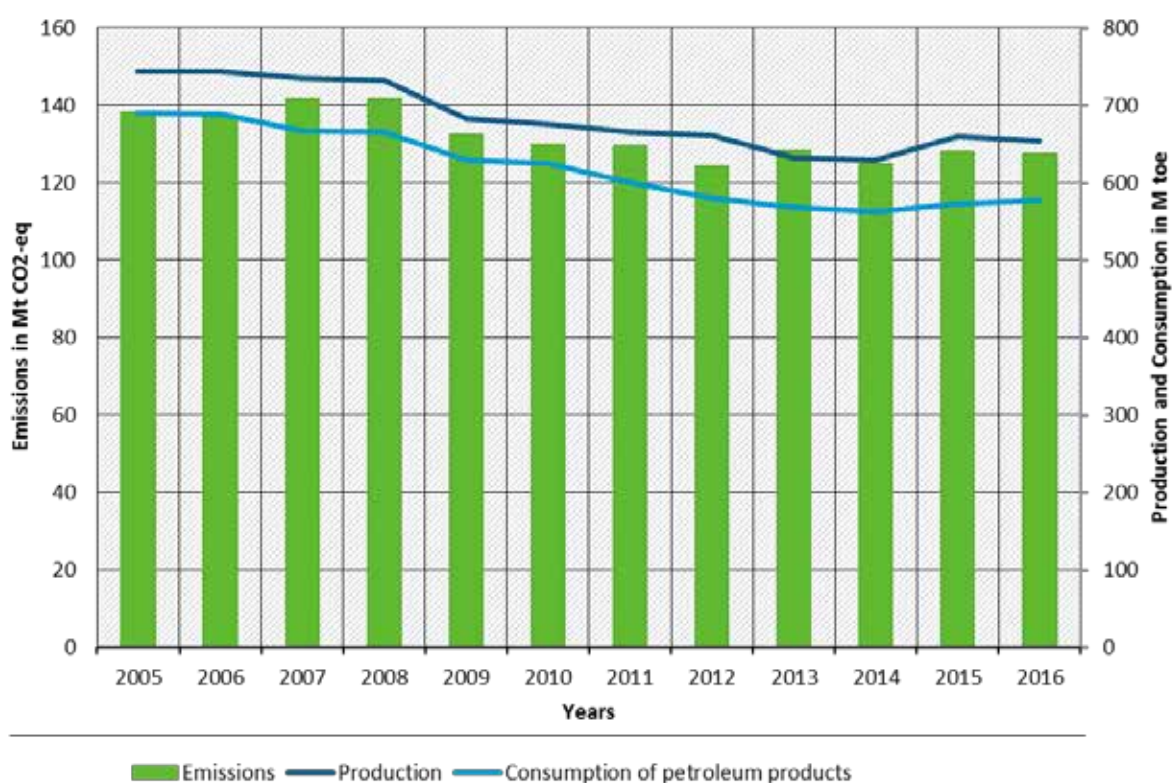
Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017)

Figure 3 shows the historical emissions along with the production of the EU refinery sector (incl. Norway) in the EU-ETS. In 2005, the EU ETS refinery sector emitted about 138 Mt CO₂-eq. The amount increased slightly to a level of 142 Mt CO₂-eq in 2008. Afterwards, the value decreased with slight fluctuations between 2012 and 2015 to about 127 Mt CO₂-eq by 2016. In contrast, production levels² show a constant decline between 2005 and 2014 from about 744 M toe in 2005 to around 629 M toe in 2014. Only in 2015, production increased slightly to around 660 M toe and decreased again in 2016 to around 654 M toe. The output of the transformation in the refinery, consisting of gross production of refined products (including own-consumption of refineries), are Refinery gas, Ethane, Liquefied petroleum gas, Gasoline, Aviation gasoline, Other kerosene, Gasoline type jet fuel, Kerosene type jet fuel, Naphtha, Gas/diesel oil, Total fuel oil, White spirit and SBP, Lubricants, Bitumen, Petroleum coke, Paraffin Waxes, Other Oil Products, Crude oil, feedstocks and other hydrocarbons (EUROSTAT 2017). It should be noted that petrochemical products (e.g. from naphtha) are also produced which may not be included in the Eurostat definition of refinery products and which may influence the results in case of fluctuating production. While emissions and production changes mostly go hand in hand, between 2011 and 2012 emissions decreased by 4%, while production only decreased by less than 1%. Reasons may be a change in the quality of inputs or a slight change in the output mix. Both cannot be confirmed based on data available at Eurostat. In contrast, Eurostat figures indicate that the output mix in 2011 and 2012 was very similar. The increase in emissions between 2006 and 2007 is due to the inclusion of refineries from Bulgaria and Romania that contribute an additional 4.7 Mt CO₂ in 2007. The increase in emissions in 2013 without a

² Energy statistics - quantities; Supply, transformation and consumption of oil - annual data; Products: Total petroleum products; Energy indicator: Transformation output from Refineries (The values for the EU ETS were determined by summing up the values for the EU member states including Norway. Values for Liechtenstein and Iceland are not shown in EUROSTAT).

simultaneous increase in production is due to plants in Germany. This can be attributed in particular to the rule obliging refineries from the third trading period onwards to form a so-called uniform plant, i.e. from the third trading period onwards the refinery power plants are also included in the respective refinery, which explains the increase in emissions in Germany. Overall, the decline in production is mainly due to a decline in consumption³ (consumption corresponds to the refinery products listed above) between 2005 and 2014. Like production, consumption rose slightly again in 2015. In summary, the decrease in consumption between 2005 and 2014 is responsible for the reduction in production and thus for the reduction in emissions during this period.

Figure 3: Historic emissions and production of the refinery sector and consumption of petroleum products in the EU ETS



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

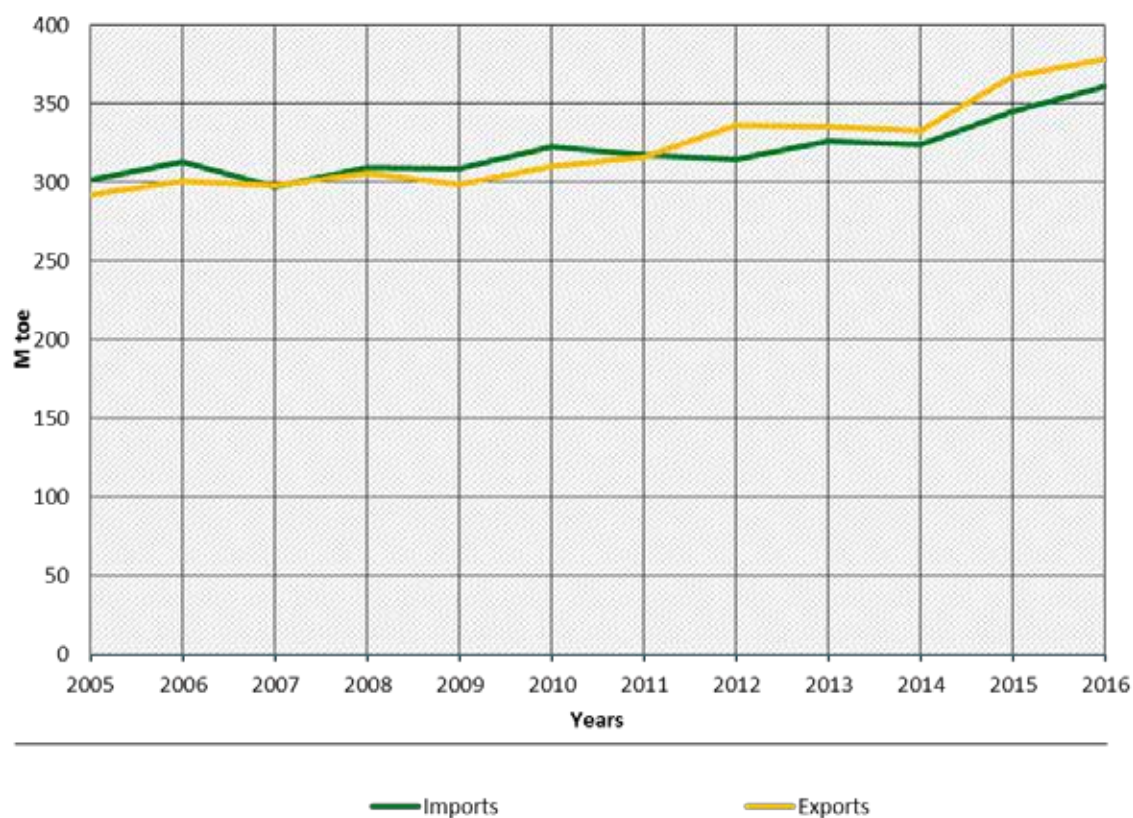
Figure 4 shows imports and exports of refined products to/from the EU, Norway and Iceland⁴. Imports and exports are very close throughout the period, with exports always exceeding imports from 2011 onwards so that in 2016 a net export of about 18 m toe was registered. This means that given the average EU ETS wide specific emissions of 0.19 Mt CO₂-eq/M toe in 2016, about 3.4 Mt CO₂-eq were emitted for products that were not consumed in the EU ETS region. Overall, a steady increase of both curves can be observed from about 300 m toe in 2005 to more than 360 m toe in 2016. This shows that cross-border trade in refinery products is showing a positive trend. The data do not show what happened to the surplus production (production minus consumption and net exports). This may mainly be due to the fact that production data

³ Energy statistics - quantities; Supply, transformation and consumption of oil - annual data; Products: Total petroleum products; Energy indicator: Gross inland consumption (The values for the EU ETS were determined by summing up the values for the EU member states including Norway and Iceland. Values for Liechtenstein are not shown in EUROSTAT).

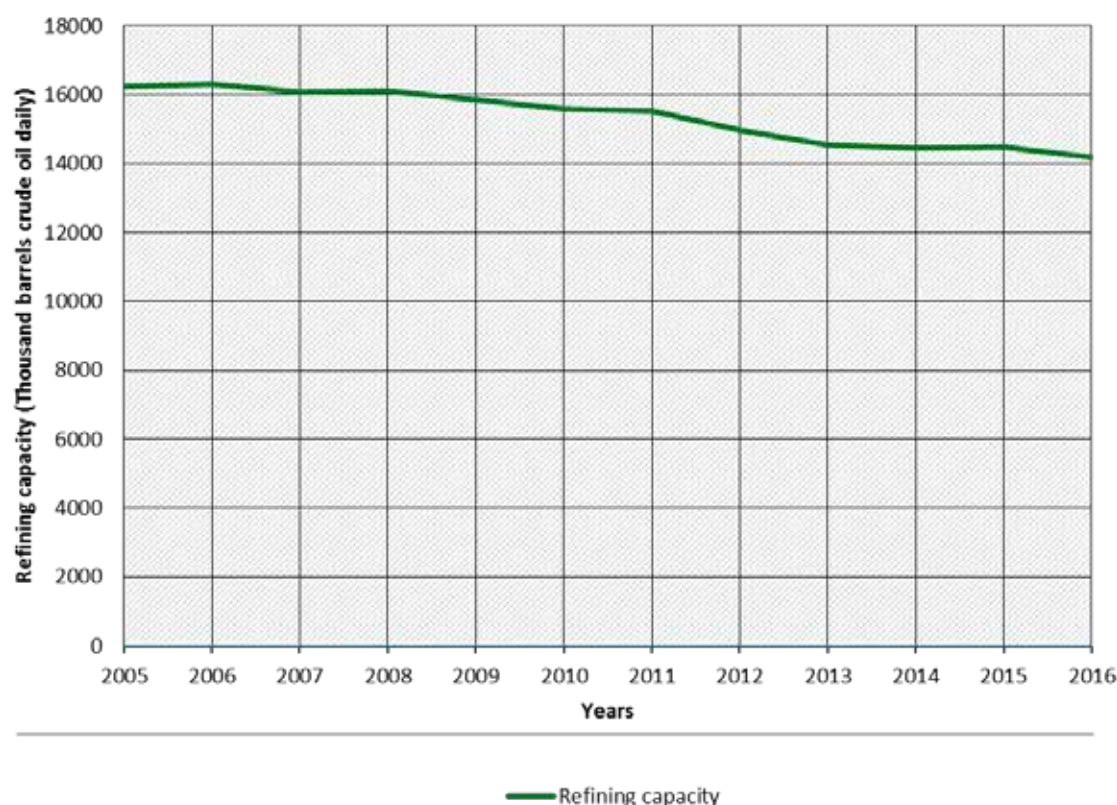
⁴ Energy statistics - quantities; Supply, transformation and consumption of oil - annual data; Products: All petroleum products; Energy indicator: Exports/Imports (The values for the EU ETS were determined by summing up the values for the EU member states including Norway and Iceland. Values for Liechtenstein are not shown in EUROSTAT).

take into account refinery own consumption, whereas consumption data do not. Furthermore, consumption data may include double counting resulting from the recycling of petroleum products. The comparison of production and consumption therefore allows only limited conclusions about changes in stocks or import/exports. Figure 3 cannot therefore fully explain Figure 4. These characteristics of the data described are also reflected in the following sections in the analysis of the individual member states.

Figure 4: Imports/Exports of all petroleum products in the EU ETS (incl. Norway, Iceland)



Source: own illustration based on EUROSTAT

Figure 5: Capacity development of the EU refinery sector (incl. Norway)

Source: own illustration based on (BP 2017)

Over the same period of time, the refining capacity in the ETS has shown a trend to decrease (see Figure 5). The total capacity was about 16 million barrels per day (m bpd) in 2005, which declined to about 14 m bpd in 2016.

Figure 6: Closure of refineries in Europe

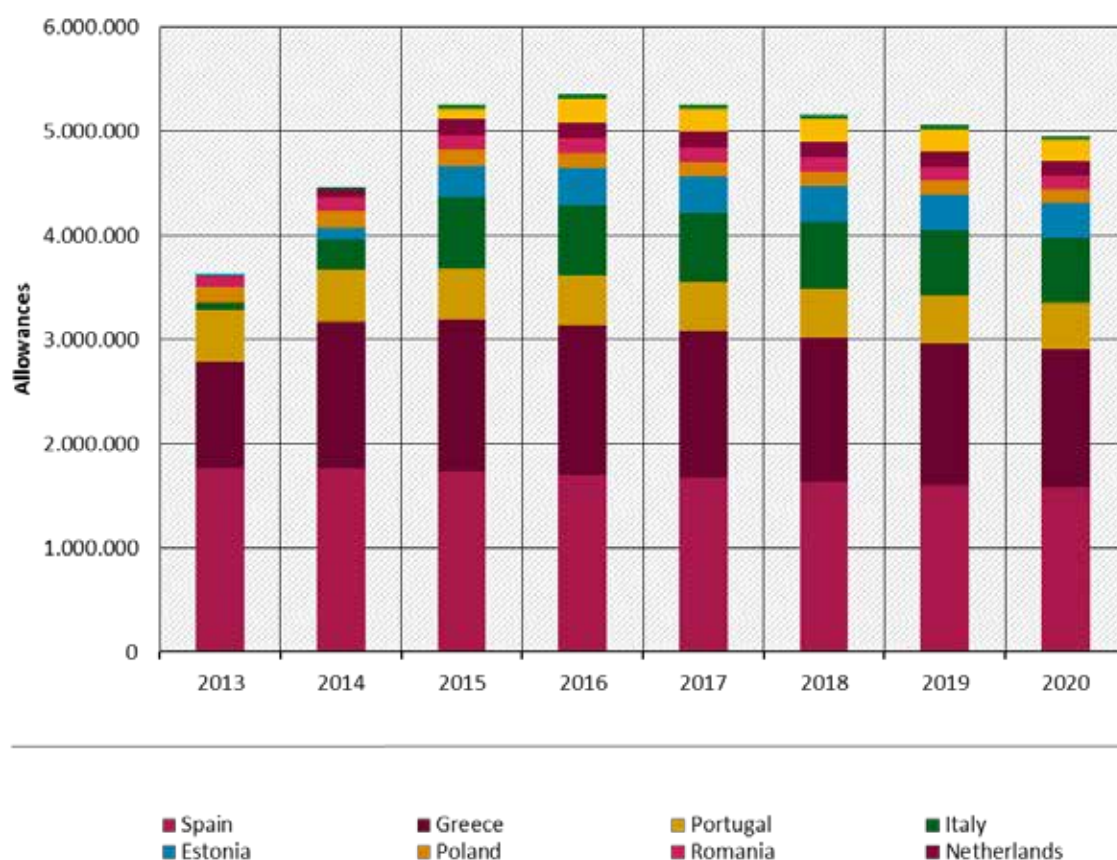
Source: FuelsEurope 2017

As was shown in Figure 5, the refinery capacity has reduced, attributed to the closure of refineries. From 2009 to 2017, five countries (Germany, U.K., France, Italy, Romania) had 16 mainstream refineries closed (FuelsEurope 2017). Figure 6 shows the decommissioned capacities between 2009 and 2017 in mainstream refineries by country. It should be noted that the EU ETS sector refineries is not restricted to mainstream refineries, but also includes non-

standard refineries. Therefore, the number of refineries in the EU ETS may vary from other sources such as the sector association.

At the same time, a small number of refineries received allocation from the new entrants reserve (NER) in Phase III. In all cases, these refineries also received allocation for incumbents at the same time, indicating that the allocation from the NER is a result of capacity increases, but not of the opening of a completely new refinery. (Not all allocations can necessarily be explained by increases in capacity, but they do provide an indication). In total, installations in 11 countries received allocation from the NER. Spain received the largest quantity, with around 13 million allowances. Greece received about 11 million, Italy and Portugal about 4 million. The remaining 7 countries together received around 7 million allowances. In total, about 39 million allowances were distributed from the NER (see Figure 7).

Figure 7: Allocation from the new entrants reserve in the refinery sector



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017)

In the following section, five countries with the biggest amount of emissions (Germany, Italy, Spain, France, and Netherlands) are discussed in detail.

2 Country-specific information

2.1 Germany

The German refinery sector is the biggest emitter in the EU ETS refinery sectors, emitting around 24 Mt CO₂-eq in 2016. Between 2005 and 2016, emissions in the German refinery sector decreased by around 9%, with a strong countertrend increase measured in 2013. As described above, this increase in 2013 is due to the addition of refinery power plants. Taking this fact into account, the significance of the 9% reduction in emissions is limited, since without the addition of the power plants the reduction would have been larger.

As can be seen in Figure 8, production also declined during the period under review. In contrast to emissions, however, this has dropped much more, by around 18% to 102 million tonnes of oil equivalent.

An important factor for the apparently lower reduction in emissions, compared to production, is the sharp nominal increase in emissions in 2013 associated with the change of installation boundary definitions, as described above. This is also reflected in the specific emissions of the individual years: these were relatively constant at 0.21 Mt CO₂-eq/M toe between 2005 and 2012, from 2013 they are constant at around 0.24 Mt CO₂-eq/M toe. This consistency in turn suggests that the production level is the main driver of emissions and that on the other hand, it is difficult to make statements about the efficiency of the plants on the basis of the present data, since the addition of the power plants or possible changes in petrochemical production reduce the explanatory power of the development of specific emissions.

Figure 8: Historic emission and production of the refinery sector and consumption of petroleum products in Germany



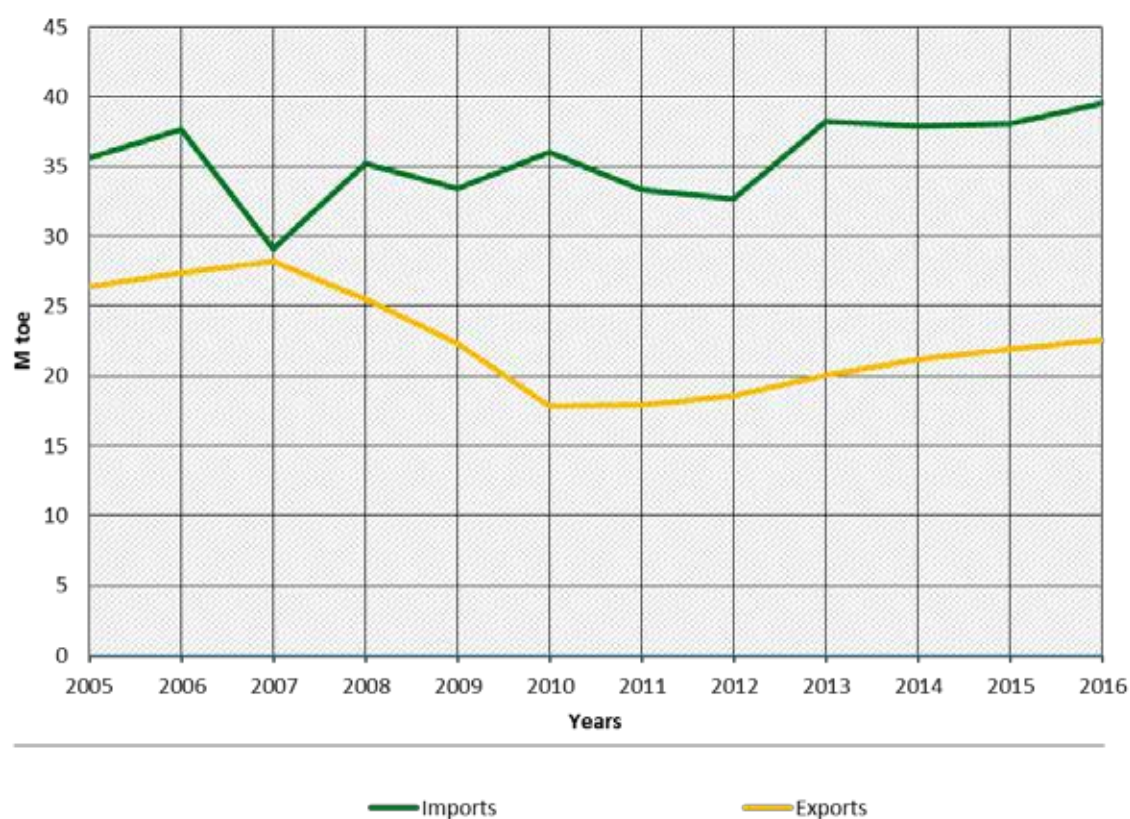
Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

The main factor influencing production seems to be domestic consumption of petroleum products. As can be seen from Figure 8, consumption and production are quite close, with slightly more being produced than consumed at the beginning of the period under consideration, which turns around between 2008 and 2009 and leads to consumption being slightly higher than production from 2009. Nevertheless, there is a strong correlation between the two curves, with a decline in consumption of just over 10%, which is less than the decline in production.

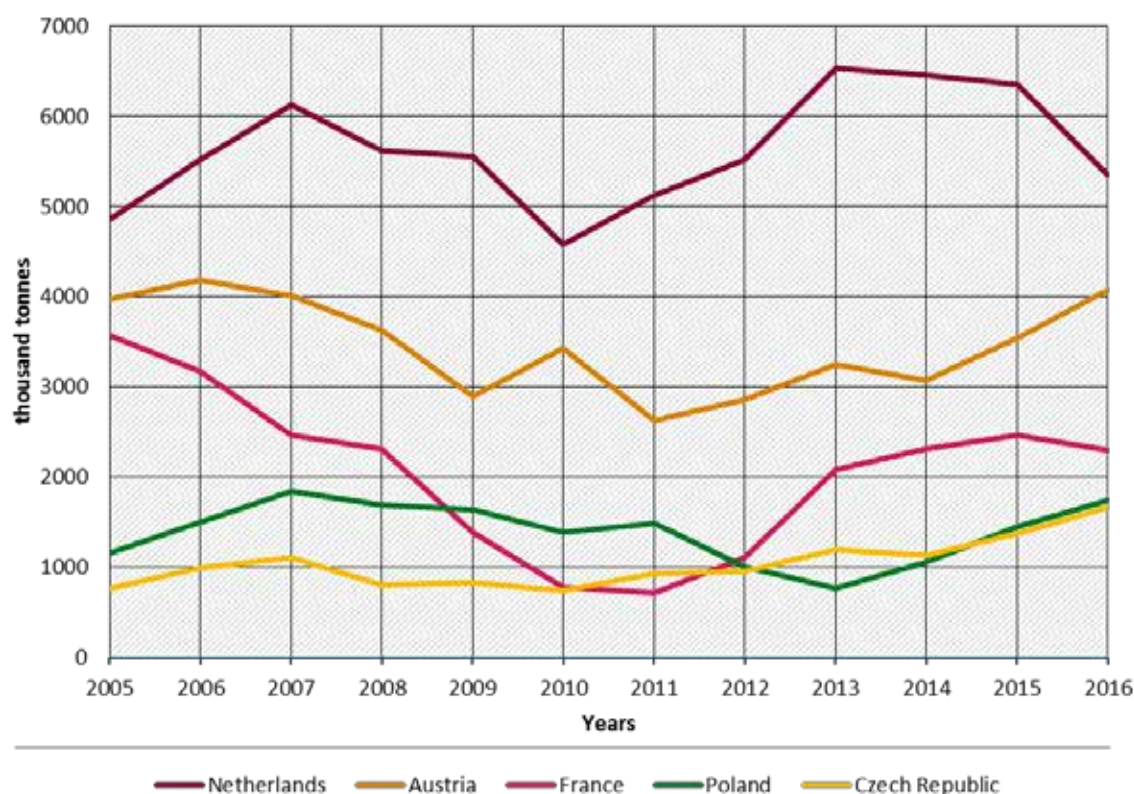
As domestic consumption is higher than production from 2009 onwards, it appears that Germany was a net importer of petroleum products in those years. However, this conclusion is not necessarily correct due to the problems with recycling and own consumption described above. Figure 9 shows imports and exports and it can be seen that Germany was also a net importer before 2009. This comparison of the two figures, as well as the fact that, according to Mineralölwirtschaftsverband (MWV), stocks in Germany tended to decline during this period, makes it clear once again that the difference between production and consumption cannot be used to draw conclusions about exports/imports.

Figure 10 shows exports of German petroleum products to the five largest buyer countries. With an annual volume of 4500 to 6500 thousand tonnes, the Netherlands is the most important customer for the German refinery sector abroad. The other important countries are Austria, France, Poland and the Czech Republic. The curves show large fluctuations, but there is no clear trend for all curves. Exports to the Netherlands, Austria and Poland fluctuate strongly, but are back at around the 2005 level in 2016. Exports to France passed a strong low, but recovered again from 2011. Exports to the Czech Republic, on the other hand, are showing a positive trend.

Figure 9: Imports/Exports of all petroleum products in Germany



Source: own illustration based on EUROSTAT

Figure 10: Main customer countries for German exports of petroleum products

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

Lower consumption and exports suggest that the refinery sector in Germany is shrinking. This thesis is also supported by the fact that capacities decreased by about 13% to 2024 barrels per day between 2005 and 2016 (BP). According to EEA, the number of refineries dropped from 43 to 23. However, in some cases installations have merged and a reduction in numbers of installations does not necessarily imply a reduction in capacity in all cases. In total, in Germany only 3 plants were closed or left the ETS for other reasons (based on information by DEHSt).

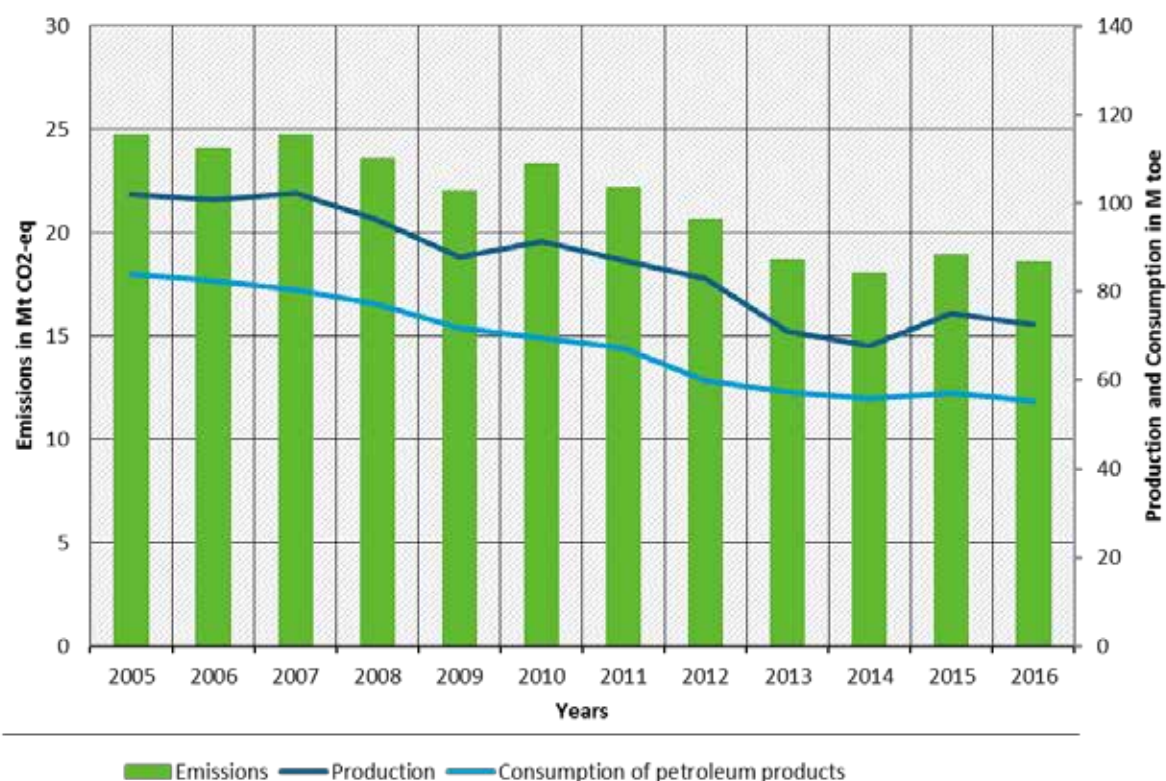
In total, around 261,000 allowances were allocated from the new entrants reserve to German refineries for the third trading period. This low figure also confirms the assumption that the refinery sector in Germany tends to shrink.

2.2 Italy

The Italian refinery sector is the second biggest emitter in the EU refinery sectors, emitting 19 Mt CO₂ in 2016.

Between 2005 and 2016, emissions decreased from around 25 Mt CO₂ in 2005, with the emission level remaining constant during the first trading Phase (2005-07) and the decline beginning in 2008. Emissions declined by 24% in the overall time period. Similarly, production levels remained constant between 2005 and 2007 and then decreased from 102 m toe in 2007 to about 73 m toe in 2016 (see Figure 11). Again, production decreases begin in 2008 with production being stable in the three years before. Overall, the decrease in production amounts to 28%. A slight increase in emissions (along with an increase in production) can be observed since 2014. Between 2014 and 2016 emissions increased by around 6% while production increased by roughly 7%.

Figure 11: Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in Italy



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

Specific emissions in Italy show a development similar to Germany, but at a higher level (0.24 Mt CO₂-eq/M toe in 2005, 0.26 Mt CO₂-eq/M toe in 2016). These figures indicate that no significant improvements in emission intensity were made in the Italian refinery sector during the period under review.

The Italian refinery sector included 19 installations between 2005 and 2007. This number was reduced to 18 in 2008, decreased to 17 in 2013 and was stable since then (EEA). In the same time period, production capacity dropped by 23% from 2497 thousand barrel daily in 2005 to 1915 thousand barrel daily in 2016 (BP). The drop in production capacity was therefore slightly lower than in production itself, indicating that the utilisation rate of the existing installations has slightly decreased between 2005 and 2016.

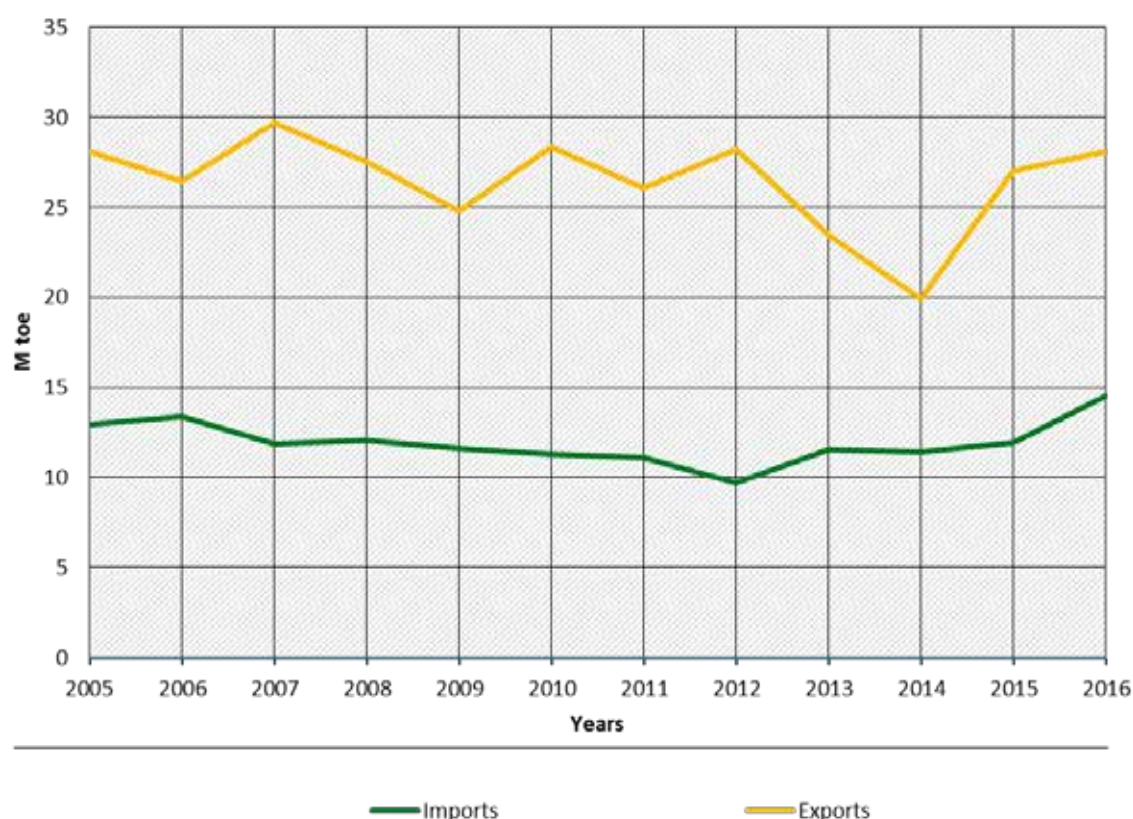
For the third trading period, a total of 4.3 million allocations from the new entrants reserve were allocated to Italian refineries, which leads to the conclusion that not only capacities were reduced during the period under review, but also new capacities were put into operation. These 4.3 million are distributed to four refineries. The Sannazzaro refinery, which commissioned a new hydrocracker plant with 23,000 bpd in 2012, received around 2.7 million allowances from the new entrance reserve for the third trading period. The Milazzo refinery also received 1.1 million allowances, and 445,000 allowances were allocated to the Busalla refinery and another 14,000 to the Greggi e oli Pesanti refinery (EEA).

Looking at Figure 12, it can be seen that Italy has been a clear net exporter in all years 2005-2016. Consumption of refinery products in Italy has declined between 2005 and 2016 by 35% and hence more strongly than production. While net exports had dropped to 8 m toe in 2014 they recovered back to the level of 2005 of 15 m toe in 2016. The absolute figures for exports are always between 25 and 30 m toe in the period under review with fluctuations, with the

exception of 2013 and 2014 where exports were 23 and 20 m toe respectively. Imports during this period are always between 10 and 14 m toe. That is, while Italy was not able to increase its exports, it also has not experienced a significant drop in export amounts.

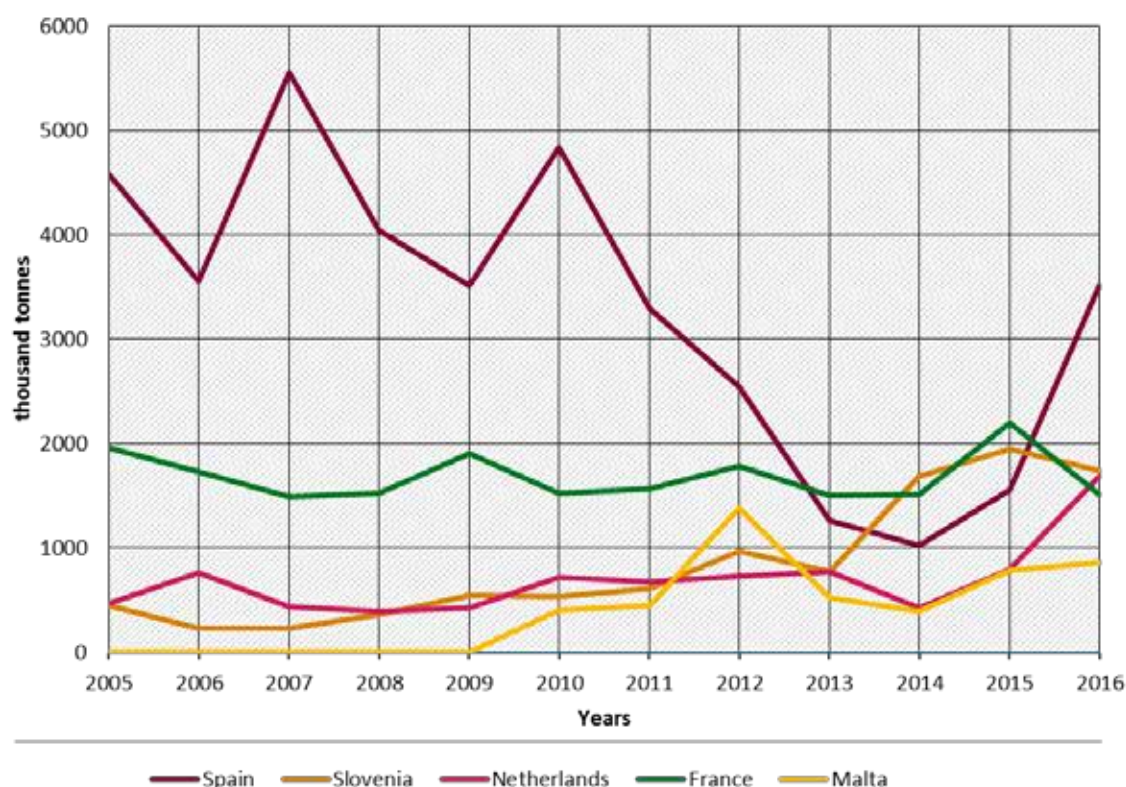
Spain is the main customer country for Italian producers, as can be seen in Figure 13. However, between 2010 and 2014 exports to Spain decreased from just under 5 million tonnes to around 1 million tonnes, but by 2016 they increased again to a level of around 3.5 million tonnes. Exports to France are largely stable with a weak negative trend, whereas exports to the Netherlands showed a strong increase from 2014. Exports to Slovenia show a positive trend and exports to Malta also increased during the period under review, with an outlier in 2012. (see Figure 13).

Figure 12: Imports/Exports of total petroleum products in Italy



Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

To summarize, it can be said that emissions of the Italian refinery sector heavily depend on production, which in turn is very much linked to domestic consumption. Although exports and imports are at a significant level, despite fluctuations overall they show a consistent trend, which in turn confirms that domestic consumption is the main driver of emissions.

Figure 13: Main customer countries for Italian exports of petroleum products

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

2.3 Spain

The Spanish refining sector is the third largest emitter among the EU ETS refining sectors with 14 Mt CO₂-eq in 2016.

Unlike in Germany or Italy, emissions in Spain (-3.4%) decreased very little and, in contrast to the other two countries, production even showed an upward trend, increasing by 7% to 66 Mtoe between 2005 and 2016 (see Figure 14). This observation shows that the Spanish refining sector has significantly reduced its specific emissions (-10%). This reduction could be due to a change in the products manufactured on the one hand. The share of the products "gas/diesel oil (without bio components)" and "other refinery products" has increased significantly. In contrast, significantly lower proportions of "Gasoline (without bio components)", "total fuel oil" and "Kerosene type jet fuel" were produced in 2016 (Eurostat). On the other hand, however, more efficient plants could have led to the observed reduction in specific emissions, especially as specific emissions in 2005 were quite high at 0.24 Mt CO₂-eq/m toe (in 2016 0.22 Mt CO₂-eq/m toe) compared to other countries such as France or the Netherlands with specific emissions of 0.20 MT CO₂-eq/m toe in 2005.

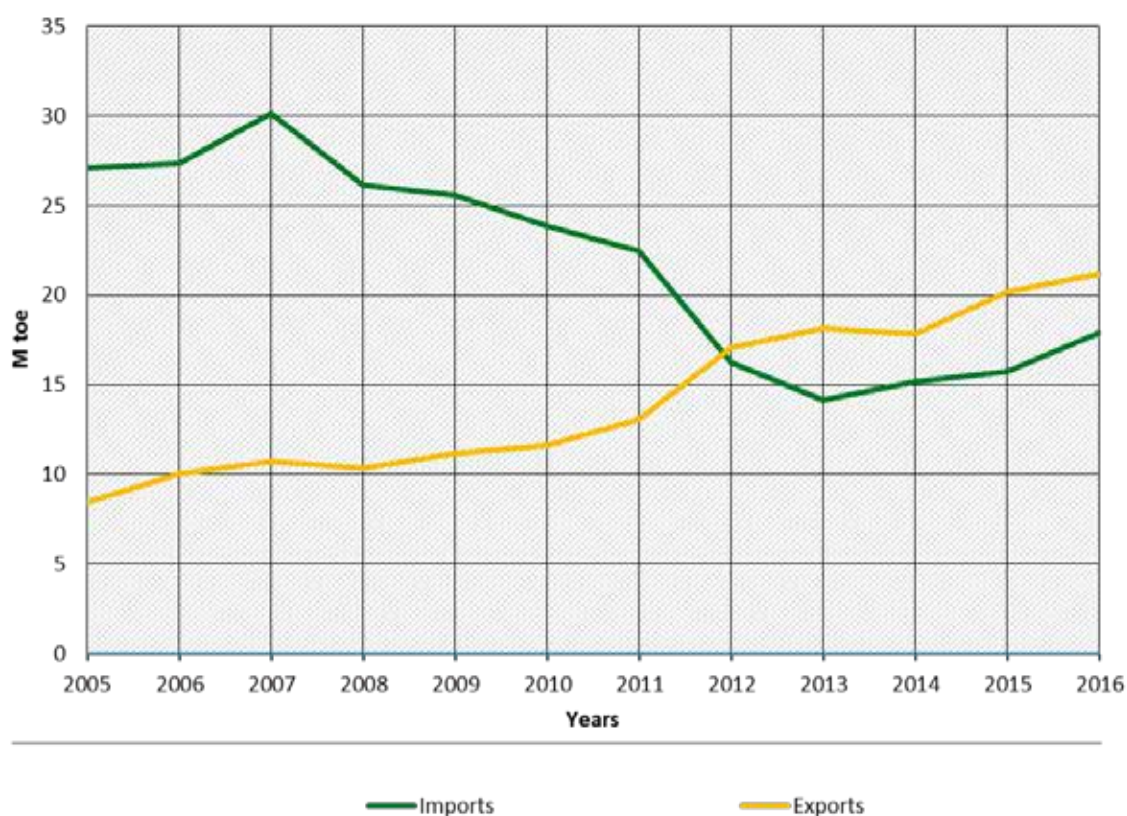
In contrast to increased production, domestic consumption decreased by around 24%. This sharp decrease in consumption, combined with an increase in production, made Spain a net exporter of refined products from 2012 (see Figure 15). Overall, exports are showing a steady positive trend, imports decreased sharply between 2005 and 2013, but have been rising again since then. As can be seen in Figure 16, Spanish exports to the main customer countries (Netherlands, Italy, Turkey and France (especially 2011)) are increasing.

Figure 14: Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in Spain

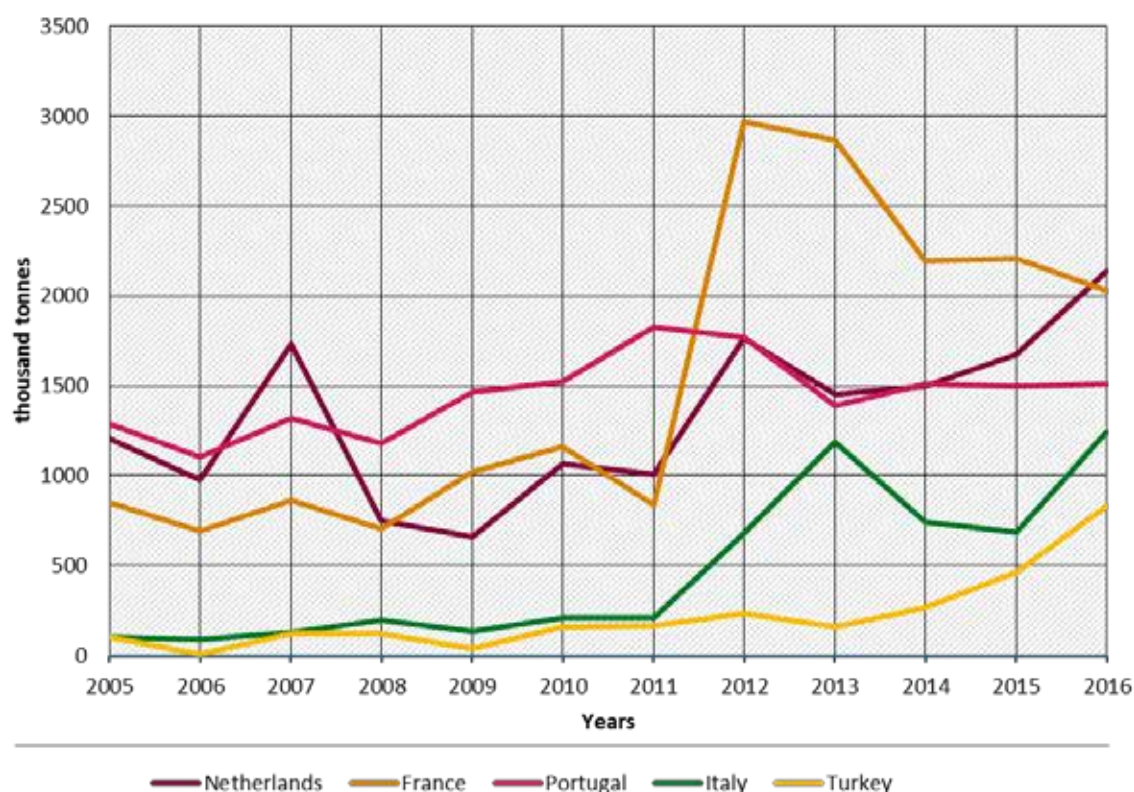


Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

Figure 15: Imports/Exports of total petroleum products in Spain



Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

Figure 16: Main customer countries for Spanish exports of petroleum products

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

The increase in exports and a decline in consumption coupled with an increase in production suggest that the Spanish refining sector is increasing. According to EEA data one plant was closed (Cogeneración de Tenerife S.A.) during the period under review, so that there are now still 11 plants listed. In contrast, capacity increased by as much as 14% to 1562 barrels per day in the period under review (BP). In total, around 13 m allowances were allocated from the new entrants reserve to Spanish refineries for the third trading period. The allowances were allocated to two refineries (EEA). The refinery La Rabida almost doubled its production capacity in 2010 from 5 million to 9.5 million tons of crude oil per annum and received about 1 m allowances. The other plant is the Repsol Petróleo S.A. - Instalación de Cartagena refinery, which received around 12 million allowances from the new entrants reserve and from 2011 began to increase its capacity from 100,000 barrels per day to 220,000 barrels per day.

Spain shows a completely different picture than the majority of member states. Although domestic consumption also declined in Spain, capacities and production increased during the period under review. Despite the increase in production, a reduction in emissions was achieved. Nevertheless, the relationship between production and emissions as well as the relationship between consumption and production can also be seen in Spain, but is significantly weaker than in Germany, for example, and the importance of exports is increasing.

2.4 France

The French refining sector is the fourth largest emitter within the EU ETS refining sectors with 11 Mt CO₂-eq in 2016.

In 2005, the French refining sector was still the third largest in Europe, but a decrease in emissions of over 37% between 2005 and 2016 led to Spanish refineries emitting more CO₂-eq. Over the same period, production decreased by only 32%, resulting in specific emissions falling

from 0.20 to 0.18 Mt CO₂-eq/M toe and plants producing more efficiently in terms of emissions in 2016 than in 2005. Only a slight change in manufactured products was observed (higher share of gas/diesel oil and naphtha) (Eurostat), indicating that efficiency gains are due to more technically efficient equipment.

Figure 17: Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in France

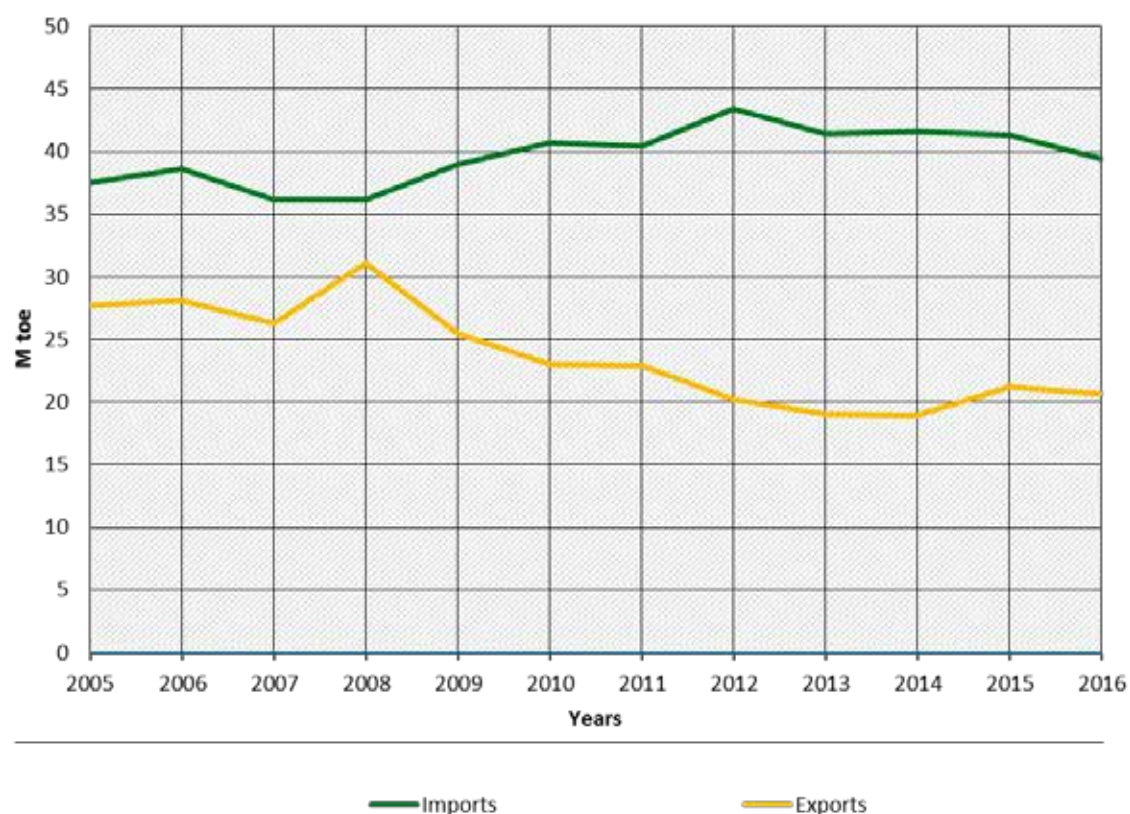


Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

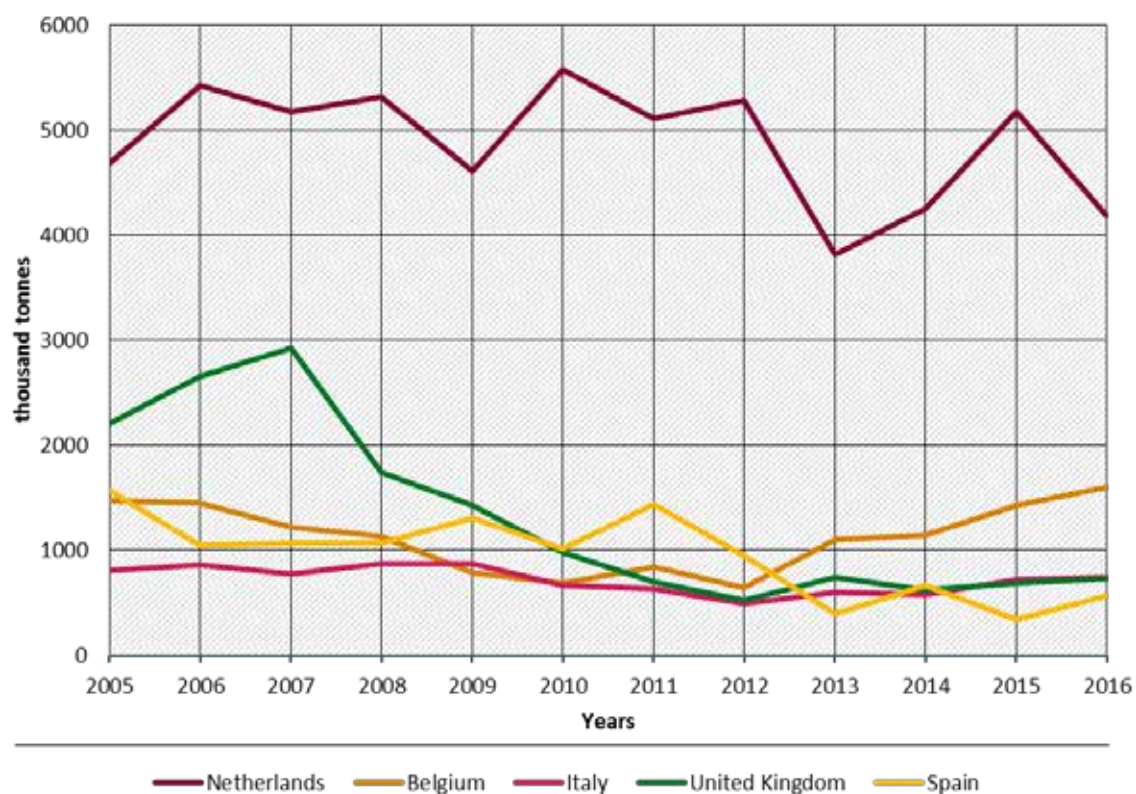
As can be seen from Figure 17 domestic consumption also decreased during this period, but by only around 19%. However, this decline is much smaller than the decline in production, which has led to an increase in net imports of petroleum products in France, as confirmed by Figure 18, showing imports and exports. As can be seen from Figure 19, exports to UK and Spain in particular have decreased, by contrast, exports to the Netherlands, Belgium and Italy show fluctuations, but no clear trend.

The decline in production suggests that the refining sector in France is shrinking, as confirmed by a 38% decline in capacity from 1982 barrels per day to 1224 barrels per day over the period under review (BP). Closing a plant (TOTAL Raffinerie de Flandres) during the period, with France now having listed 14 plants in the EEA Data viewer and also the fact that no allowances from the new entrance reserve were distributed to French refineries confirm the negative trend in the French refining sector. The reasons for the sharp decline in production and capacity are not apparent from the data analyzed.

Based on the analyses, it can also be said for France that production is the main driver of emissions in the refinery sector. Although specific emissions have decreased in recent years, this reduction is not surprising, as it can be assumed that inefficient capacities in particular have been closed down. In France, too, domestic consumption in particular determines production, but this relationship has weakened since 2008, which has led to an increase in net imports.

Figure 18: Imports/Exports of total petroleum products in France

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

Figure 19: Main customer countries for French exports of petroleum products

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

2.5 Netherlands

The Dutch refining sector is the fifth largest emitter among the EU ETS refining sectors with 11 Mt CO₂-eq (slightly lower emissions than in France)..

Between 2005 and 2016, emissions of refineries in the Netherlands decreased by around 11%. During the same period, production increased by 3% to 61 m toe (see Figure 20). This fact leads to a reduction in specific emissions of around 14% from 0.20 Mt CO₂-eq/m toe in 2005 to 0.18 Mt CO₂-eq/m toe in 2016. Also in the Netherlands, the product mix has changed, so a higher proportion of Naphtha and total fuel oil and a lower proportion of Gasoline and Gas/diesel oil were produced (Eurostat).

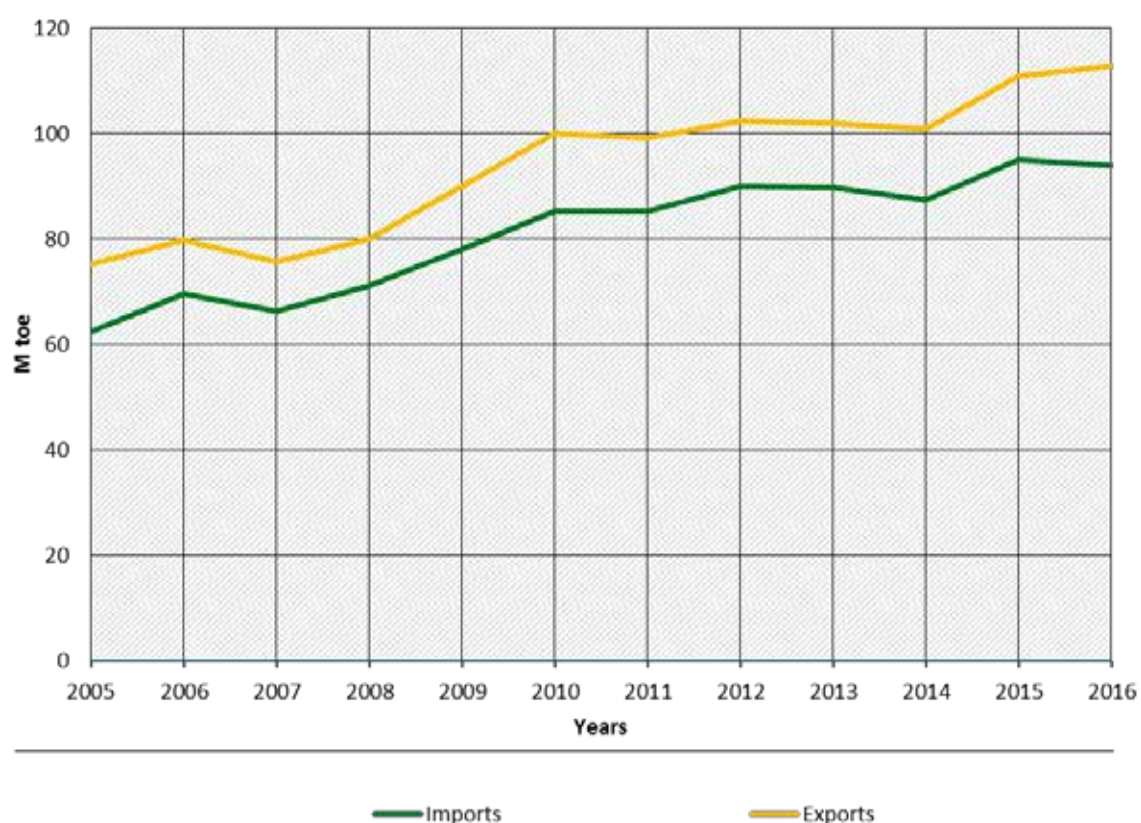
Figure 20: Historic emissions and productions of the refinery sector and consumption of petroleum products in Netherlands



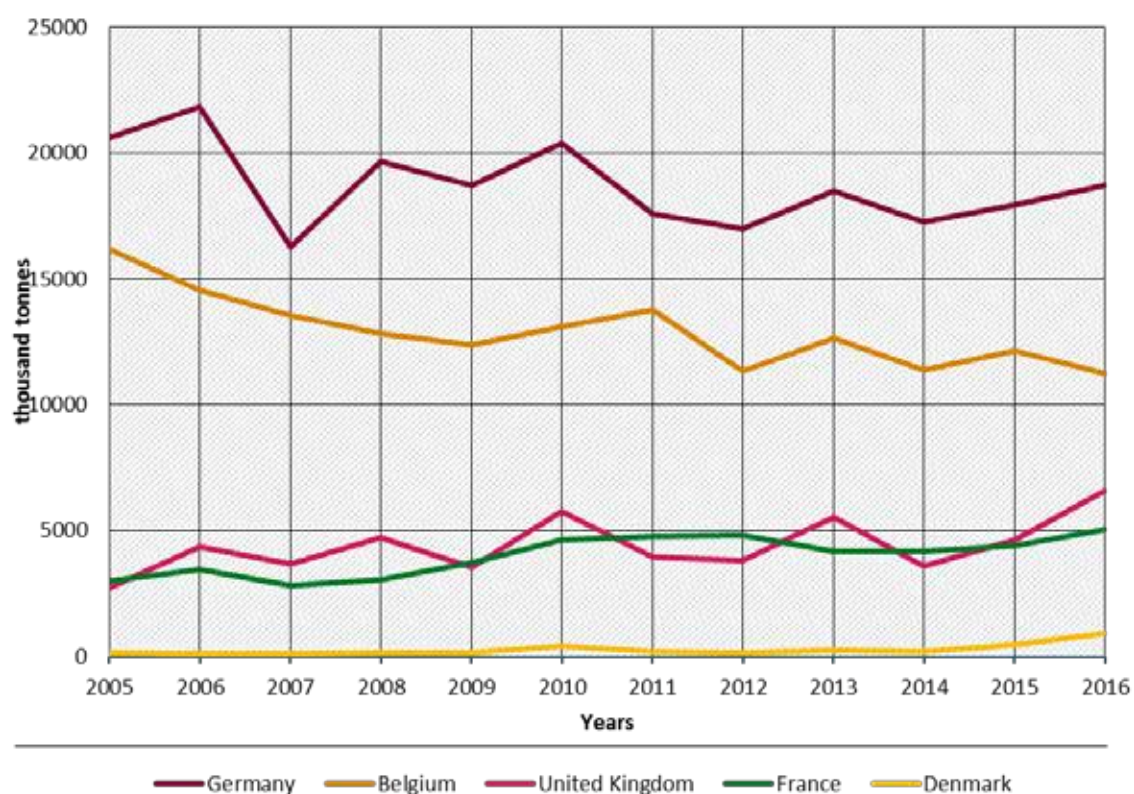
Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

Unlike in other European countries, domestic consumption is also declining, but at 8% this decline is much weaker than in Spain, for example. The Netherlands is a net exporter of petroleum products. As shown in Figure 21, imports and exports for the Netherlands, in contrast to the other countries considered, show an exclusively positive development, which is broadly parallel and quite high with an increase of 50%. This strong parallel increase suggests that the Netherlands is becoming more important in terms of the transit of petroleum products, while the increase in production is small.

As can be seen in Figure 22 exports to the other major producing countries have not changed significantly. Germany remains the largest customer, exports to France and UK are rising slightly and exports to Germany and Belgium, on the other hand, declined slightly. Exports to Denmark, the fifth largest buyer from the Netherlands, are rather low, but with a positive trend.

Figure 21: Imports/Exports of total petroleum products in the Netherlands

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

Figure 22: Main customer countries for Dutch exports of petroleum products

Source: own illustration based on EUROSTAT (All petroleum products)

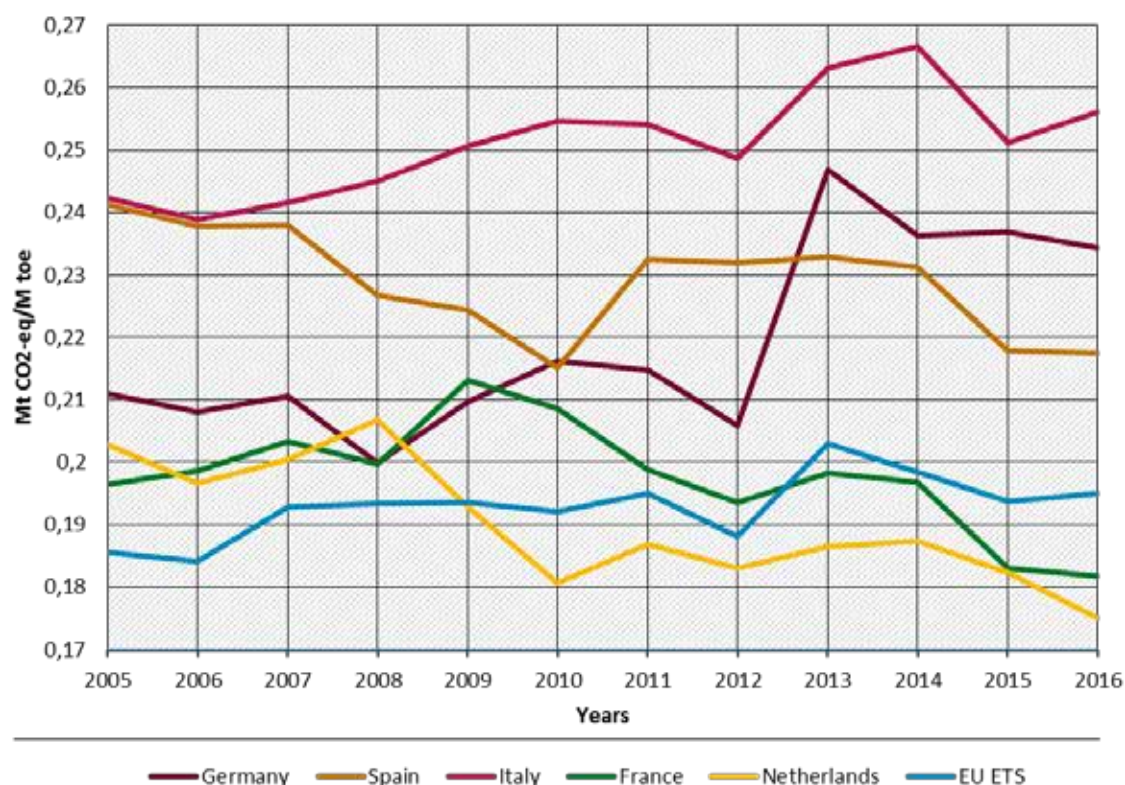
The stagnating or slightly increasing production volume suggests that the Dutch refinery sector is neither growing nor shrinking. This is also confirmed by the number of plants that grew by the refinery Air Liquide Industrie B.V., vest. Botlek-Rotterdam during the reporting period, which now comprises seven plants (EEA). The very small increase in capacity of less than 1% to 1293 barrels per day (BP) and the very low volume (987k) of allowances for the third trading period from the new entrants reserve also confirm the assumption that the Dutch refinery sector remains at its level. All allowances from the new entrance reserve have been distributed to Zeeland Refinery.

Unlike the refining sectors in Germany, Italy or France, which are shrinking and unlike the Spanish refining sector, which is growing, the Dutch refining sector is stagnating. In the Netherlands, too, production is the main driver of emissions and domestic consumption is also the main factor influencing production.

3 Conclusion

In summary, production is the main driver of emissions in all countries considered. The product compositions cannot provide any direct information about their effects on the specific emissions although it has been shown that in countries where specific emissions decreased, the composition of products has also changed. But changes in capacity can also influence specific emissions. E.g. in the Netherlands and Spain capacity has increased, which could explain the reduction of specific emissions (for specific emissions see Figure 23) through more efficient installations. In France, where specific emissions have also decreased, large parts of capacity have been decommissioned, which could have led to more inefficient installations being shut down in terms of emissions, thereby reducing specific emissions. In Italy, on the other hand, production has also fallen sharply without a reduction in specific emissions being observed. Assuming that inefficient installations are the first to be squeezed out of the market, a reduction in specific emissions could also have been expected for Italy, but this is not the case. This indicates that economic efficiency in the refining sector does not necessarily appear to mean efficiency in terms of emissions, but that size of the refinery and product output as well as other location factors (e.g. connection to a crude oil pipeline) also play a role. Statements on specific emissions in Germany are less meaningful due to the rule that refineries are obliged to form a so-called uniform plant from the third trading period onwards, which led to connected refinery power plants also being registered in emissions trading under the refineries sector.

Figure 23: Specific emissions in the countries considered and in the EU ETS, 2005 to 2016



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (EUROSTAT)

Since the changes in specific emissions and product mix are rather small, it can be said that the production volume is the main driver of emissions. Production in turn is strongly influenced by domestic consumption. This influence is particularly strong in Germany and the Netherlands and is still clearly pronounced in Italy. In France and Spain, on the other hand, the influence of

domestic consumption on production has weakened in recent years. France now obtains more products from abroad, whereas Spain exports more products.

The look at the EU-ETS as a whole shows that consumption and production continue to depend very much on each other and that ETS-wide consumption has a strong influence on production and thus on emissions. Production was always between 8 % and 14 % above consumption in all years. The data on exports and imports suggest that between 2005 and 2016 trade in refined products within the ETS increased, making some member states more dependent on imports from neighboring countries. This fact could have been caused by the different legislations of the individual member states. This has weakened the influence of domestic consumption on domestic production in the member states, but this correlation remains very strong throughout the ETS.

The imports and exports of all petroleum products largely confirm the results of the analyses of consumption and production.

4 References

- BP (2017): BP Statistical Review of World Energy June 2017. BP. Available online at <http://www.bp.com/content/dam/bp/en/corporate/excel/energy-economics/statistical-review-2017/bp-statistical-review-of-world-energy-2017-underpinning-data.xlsx>, checked on 8/21/2017.
- Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) (2014): VET-Bericht 2013. Kohlendioxidemissionen der emissionshandelspflichtigen stationären Anlagen in Deutschland im Jahr 2013. https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/publikationen/VET-Bericht-2013.pdf?jsessionid=D325E9EF6718AE7223E9AC0CD05C6774.2_cid284?__blob=publicationFile&v=5
- European Environment Agency (2017): EU Emissions Trading System (ETS) data viewer. Available online at <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/emissions-trading-viewer-1>, checked on 08.2017.
- EUROSTAT (2017): Complete energy balances - annual data. Transformation output from Refineries. Available online at http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=nrg_110a&lang=en, checked on 22.08.17.
- FuelsEurope (2017): Refinery Closure in Europe. Available online at <https://www.fuelseurope.eu/wp-content/uploads/2015/06/HighRez-37.jpg>.
- MWV (2009): Jahresbericht Mineralöl-Zahlen 2009. Available online at <https://www.mwv.de/wp-content/uploads/2016/06/mwv-publikationen-jahresberichte-mineraloelzahlen-2009.pdf>, checked on 11.09.2018
- MWV (2017): Jahresbericht 2017. Available online at https://www.mwv.de/wp-content/uploads/2016/06/170629_Mineraloelwirtschaftsverband_Jahresbericht-2017.pdf, checked on 11.09.2018

F Analysis of emission development under the EU ETS - the iron and steel sector

by

Ines Haug, Vicki Duscha

Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI, Karlsruhe

Abschlussdatum: Oktober 2018

Abstract: Analysis of emission development under the EU ETS – iron and steel sector

With 139 Mt CO₂-eq. in 2016, the iron and steel sector causes 8% of the emissions of all stationary installations in the EU ETS. Since the implementation of the European Emissions Trading System in 2005, the sector's emissions have decreased by 10%. Production levels decreased by 17% over the same period, leading to an increase in emissions per ton of crude steel produced. Consumption has also fallen, but at only 6%, this change is the smallest. The continuing high demand for crude steel is also reflected in an increase in imports. While exports remained mainly constant with a decrease of 0.7%, imports increased by 13.7%. The drivers of emissions in the iron and steel sector are not only production, but also the production process in the blast furnace or electric arc furnace, and energy consumption as well as the share of solid fuels in production.

A closer look at the four largest producers (Germany, Italy, France, Spain) and the United Kingdom as the fifth largest producer until 2015, reveals a differentiated picture. While in Germany emissions continue to rise with a declining production, in all other countries both emissions and production decline. Germany and Spain currently have a rather balanced trade balance, while Italy, France and the United Kingdom currently have a trade deficit. Within the countries considered, there are large differences in emissions per ton of crude steel produced, mainly due to the choice of the production process and the energy sources.

Kurzbeschreibung: Analyse der Emissionsentwicklung in den ETS Sektoren – Eisen und Stahl

Der Eisen und Stahlsektor verursacht mit 139 Mt CO₂-eq. im Jahr 2016, 8% der Emissionen aller stationären Anlagen im EU-EHS. Verglichen mit dem Zeitpunkt der Einführung des europäischen Emissionshandelssystems im Jahr 2005, ist dies eine Emissionsreduktion um 10%. Das Produktionsniveau ist im selben Zeitraum um 17% gesunken, was zu einem Anstieg der Emissionen pro produzierte Tonne Rohstahl führt. Auch der Verbrauch ist zurückgegangen, mit lediglich 6% ist hier die Änderung jedoch am geringsten. Die weiterhin hohe Nachfrage nach Rohstahl wird daher auch in einem Anstieg der Importe sichtbar. Während die Exporte mit einer Abnahme um 0,7% größtenteils konstant bleiben, nehmen die Importe um 13,7% zu. Als Treiber der Emissionen im Eisen und Stahl Sektor wird neben der Produktion auch das Herstellungsverfahren durch den Hochofen oder den Elektrolichtbogenofen, und der Energieverbrauch bzw. der Anteil fossiler Energien in der Herstellung identifiziert.

Eine genauere Betrachtung der vier größten Produzenten (Deutschland, Italien, Frankreich, Spanien) und des Vereinigten Königreiches als fünftgrößten Produzenten bis einschließlich 2015, zeigt ein differenziertes Bild. Während in Deutschland die Emissionen bei rückläufiger Produktion weiterhin ansteigen, sinken in allen übrigen Ländern sowohl die Emissionen als auch die Produktion. Deutschland und Spanien führen aktuell eine eher ausgeglichene Handelsbilanz, in Italien, Frankreich und dem Vereinigten Königreich besteht aktuell ein Handelsdefizit. Es gibt innerhalb der betrachteten Länder große Unterschiede hinsichtlich der verursachten Emissionen pro produzierte Tonne Rohstahl, welche sich hauptsächlich auf die Wahl des Herstellungsverfahrens und der Energieträger zurückführen lassen.

Table of content

| | | |
|-----|---|-----|
| 1 | Overview of the European Iron and Steel Industry..... | 267 |
| 2 | 2 Country-specific information..... | 274 |
| 2.1 | Germany..... | 274 |
| 2.1 | Italy..... | 276 |
| 2.2 | France..... | 279 |
| 2.3 | Spain..... | 281 |
| 2.4 | United Kingdom | 283 |
| 3 | Conclusion | 287 |
| 4 | Literature..... | 288 |

List of figures

| | | |
|------------|--|-----|
| Figure 1: | Share of emissions based on all stationary installations in the EU ETS in 2017 | 267 |
| Figure 2: | Verified emissions, production and consumption in the European iron and steel sector | 268 |
| Figure 3 | Verified emissions and number of installations per country in 2016 | 269 |
| Figure 4: | Crude steel production and verified emissions in the European iron and steel industry in 2016 | 270 |
| Figure 5 | Specific emissions and share of crude steel production in electric furnaces, 2016 | 271 |
| Figure 6: | Export and import of semi-finished and finished steel products in the EU | 271 |
| Figure 7: | Allowances from the New Entrants Reserve | 272 |
| Figure 8: | Top eight crude steel producers in the EU ETS, 2016 | 273 |
| Figure 9: | Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in Germany, 2016 | 274 |
| Figure 10: | Development of verified emissions, BOF crude steel production and share of solid fuels in Germany | 275 |
| Figure 11: | Development of exports and imports of semi-finished and finished steel products in Germany | 276 |
| Figure 12: | Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in Italy | 277 |
| Figure 13: | Specific emissions and BOF share in the Italian crude steel production | 278 |
| Figure 14: | Exports and imports of semi-finished and finished steel products in Italy, 2016 | 278 |
| Figure 15: | Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in France, 2016 | 279 |
| Figure 16: | Development of verified emissions, BOF crude steel production and the share of solid fuels in France | 280 |
| Figure 17: | Exports and imports of semi-finished and finished steel products in France, 2016 | 281 |
| Figure 18: | Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in Spain, 2016 | 282 |
| Figure 19: | Development of verified emissions, BOF crude steel production and the share of solid fuels in Spain | 282 |
| Figure 20: | Exports and Imports of semi-finished and finished steel products in Spain | 283 |
| Figure 21: | Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in the UK | 284 |
| Figure 22: | Development of verified emissions, BOF crude steel production and the share of solid fuels in the UK | 285 |

Figure 23: Exports and imports of semi-finished and finished steel products in the UK286

List of abbreviations

| | |
|-----------------------|-----------------------------|
| BOF | Basic Oxygen Furnace |
| CO₂ | Carbon dioxide |
| EAF | Electric Arc Furnace |
| EU-ETS | EU Emissions Trading Scheme |

Summary

In the European iron and steel sector (in 2016) 274 plants in 23 countries with an emission volume of around 139 Mt CO₂-eq. are regulated under the European emissions trading system. This emission volume corresponds to approx. 8% of all emissions caused by stationary installations in the EU ETS (EEA data viewer).

When the emission trading was introduced in 2005, emissions in the iron and steel sector amounted to around 154 Mt CO₂-eq. and declined by 10% in the course of the years until 2016.¹ Production of crude steel also decreased by 17% from 196 Mt in 2005 to 163 Mt in 2016. Consumption shows the smallest decrease with 6%. It amounted to 184 Mt in 2005 and fell to 173 Mt in 2016. The fact that production fell relatively more than consumption can be seen in the European trade balance. While exports remain largely constant with a decrease of 0.7%, imports increase significantly with 13.7%. In 2005, there was an export surplus of around 12 Mt, in 2016 an import surplus of 8 Mt (Eurostat).

Two major process routes can be differentiated: the iron ore-based process in blast furnaces (BOF) and the scrap-based process in electric furnaces (EAF). EAF production requires electricity as the main fuel input. The emission intensity of steel production depends on the type of power generation. In BOF production, coke as a necessary reducing agent can only partly be replaced by other reducing agents such as bio-oil or pulverized lignite. Emission savings are largely limited to efficiency aspects and further integration of processes. The emissions per ton of crude steel produced are significantly higher in the BOF process. Therefore, in countries with a high BOF-share in production, there is a strong correlation between the development of BOF-produced crude steel and verified emissions.

A more detailed look at the four largest producers (Germany, Italy, France, Spain) and the United Kingdom as the fifth largest producer until 2015 shows a mixed picture. While Italy and Spain are in second and fourth place among the largest producers, they are only in fifth and seventh place, respectively, when it comes to emissions. Both countries have a relatively high share of EAF crude steel production (76% in Italy and 67% in Spain). The United Kingdom, on the other hand, shows much higher emissions per ton of crude steel produced and a share of only 19% of EAF crude steel production (Eurostat). Spain and Italy also show significantly lower values for energy consumption and the share of solid fuels, which can also be observed as a driver of emissions and are related to the type of production.

While emissions from the iron and steel industry in Germany continue to rise by 7% between 2005 and 2016, they are falling in all other countries examined in detail. The strongest decrease can be seen in France (34%) and Italy (24%). Spain and the United Kingdom have very low emission reductions of 14% and 5% between 2005 and 2016 (Eurostat).

Overall, a very similar course of production and emissions can be found, both in a European view and in a more detailed view of the individual countries. The trend is characterised by a peak in 2007, 2008 and a low point in 2009 due to the general economic crisis. This hit the iron and steel sector hard. Production levels then recovered and emissions rose again, but in most cases both remained below pre-crisis levels. Production is strongly oriented towards consumption over the course of time.

¹ It cannot be fully ruled out that some changes regarding the classification of certain installations, or parts of them, since the end of the first trading period have a misleading influence on our emission figures for the steel-related ETS activities considered, when these emission sources were classified differently in different trading periods. This is mainly relevant for sector 25 - production or processing of ferrous metals, which was introduced in the year 2013 and is not included in our analysis.

Demand can therefore be identified as the main driver of emissions. However, this is also increasingly being satisfied by imports. In addition to the demand for crude steel, further drivers of emissions are the relative shares of the manufacturing processes used (BOF or EAF) and the associated energy consumption as well as the use of solid fuels (e.g., coke) which are more CO₂-intensive compared to other fuels.

Zusammenfassung

Im europäischen Eisen und Stahlsektor werden (Stand 2016) 274 Anlagen in 23 Ländern mit einem Emissionsvolumen von rund 139 Mt CO₂-eq. im Rahmen des europäischen Emissionshandelssystems reguliert. Dieses Emissionsvolumen entspricht ca. 8% aller aus stationären Anlagen verursachten Emissionen im EU-EHS (EEA data viewer).

Bei dessen Einführung im Jahr 2005 lagen die Emissionen im Eisen- und Stahlsektor bei rund 154 Mt CO₂-eq. und sind damit im Laufe der Handelsperioden bis 2016 um 10% gesunken². Die Produktion von Rohstahl verzeichnet ebenfalls einen Rückgang um 17% von 196 Mt im Jahr 2005 auf 163 Mt im Jahr 2016. Der Verbrauch weist mit 6% den geringsten Rückgang auf. Er betrug 184 Mt im Jahr 2005 und sank auf 173 Mt im Jahr 2016. Dass die Produktion verhältnismäßig stärker zurückging als der Verbrauch, ist in der europäischen Handelsbilanz zu sehen. Während die Exporte mit einer Abnahme um 0,7% größtenteils konstant bleiben, steigen die Importe mit 13,7% deutlich an. Im Jahr 2005 herrschte ein Exportüberschuss von rund 12 Mt, im Jahr 2016 ein Importüberschuss von 8 Mt (Eurostat).

Bei der Herstellung von Rohstahl ist zwischen zwei Produktionsverfahren zu unterscheiden: Dem Eisenerz-basierten Verfahren in Hochöfen (BOF) und dem Schrott-basierten Verfahren in Elektroöfen (EAF). Bei der EAF-Produktion wird Strom als Hauptbrennstoff benötigt. Hierbei ist die Emissionsintensität der Stahlherstellung von der Art der Stromerzeugung abhängig. Bei der BOF-Produktion hingegen ist Koks als notwendiges Reduktionsmittel nur bedingt durch Bioöl oder Braunkohlestaub ersetzbar. Emissionseinsparungen sind im Wesentlichen auf Effizienzaspekte und eine weitere Integration von Prozessen beschränkt und die verursachten Emissionen pro produzierter Tonne Rohstahl sind im BOF-Verfahren deutlich höher. Es ist daher zudem ein starker Zusammenhang in der Entwicklung von BOF produziertem Rohstahl und den verifizierten Emissionen zu beobachten.

Eine detailliertere Betrachtung der vier größten Produzenten (Deutschland, Italien, Frankreich, Spanien) und des Vereinigten Königreichs als bis einschließlich 2015 fünftgrößter Produzent, zeigt ein sehr gemischtes Bild. Während Italien und Spanien an zweiter und vierter Stelle der größten Produzenten stehen, belegen sie lediglich die Plätze fünf und sieben, wenn es nach den größten Emittenten geht. Sie weisen beide einen sehr hohen Anteil an EAF-produziertem Rohstahl auf (76% in Italien und 67% in Spanien). Das Vereinigte Königreich hingegen zeigt mit einem Anteil von lediglich 19% EAF-Rohstahlproduktion weitaus höhere Emissionen pro produzierter Tonne Rohstahl (Eurostat). Spanien und Italien weisen auch beim Energieverbrauch und dem Anteil fester Brennstoffe deutlich geringere Werte auf, diese sind ebenfalls als ein Treiber der Emissionen zu beobachten und hängen mit der Art der Herstellung zusammen.

Während sich die Emissionen aus der Eisen und Stahlindustrie in Deutschland weiter erhöhten, um 7% zwischen 2005 und 2016, sanken sie in allen weiteren detailliert betrachteten Ländern, am stärksten in Frankreich mit 34% und in Italien mit 24%. Spanien und das Vereinigte Königreich weisen sehr geringe Emissionsveränderungen von 14% und 5% zwischen den Jahren 2005 und 2016 auf (Eurostat).

Insgesamt findet man einen sehr ähnlichen Verlauf der Produktion und Emissionen, sowohl bei einer gesamteuropäischen Betrachtung, als auch bei einer detaillierteren Betrachtung der

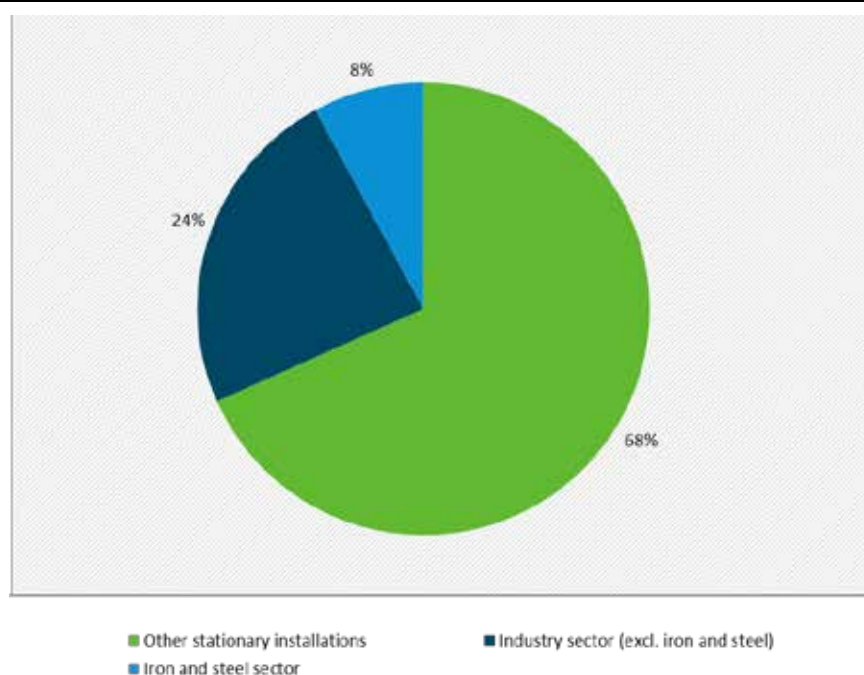
² Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Teile der Emissionsveränderungen auf Veränderungen im Scope des EU ETS zurückzuführen sind. Dies kann insbesondere für die unter dem Sektor 25 - Produktion oder Bearbeitung von Eisenmetallen gemeldeten Tätigkeiten zutreffen, die seit dem Jahr 2013 unter dem EU ETS eingeführt wurde, in dieser Auswertung jedoch nicht berücksichtigt ist.

einzelnen Länder. Der Verlauf ist charakterisiert durch einen Höhepunkt in den Jahren 2007, 2008 und einen Tiefpunkt im Jahr 2009, welcher der allgemeinen Wirtschaftskrise geschuldet ist. Diese hat den Eisen und Stahlsektor sehr getroffen. Anschließend erholte sich zwar das Produktionsniveau und auch die damit verbundenen Emissionen stiegen wieder an, meist blieb jedoch beides unter dem Vorkrisenniveau. Die Produktion orientiert sich in ihrem Verlauf stark an dem Verbrauch. Somit ist die Nachfrage als Haupttreiber der Emissionen zu identifizieren. Diese wird allerdings auch zunehmend durch Importe befriedigt. Weitere Treiber neben der Nachfrage nach Rohstahl sind Änderungen in den Anteilen der verwendeten Herstellungsverfahren (BOF oder EAF) und der damit verbundene Energieverbrauch sowie die Verwendung fester Brennstoffe (z.B. Koks), die verglichen mit anderen Brennstoffen einen höheren CO₂-Emissionsfaktor aufweisen.

1 Overview of the European Iron and Steel Industry

In 2016, 274 installations in 23 countries in the iron and steel sector³ with an emission level of about 139 Mt CO₂-eq. verified emissions (European Environment Agency 2017) were regulated under the EU emission trading system (EU ETS). This emission level accounted for about 24% of all industry installations' emissions and for about 8% of all stationary installations' emissions in the EU ETS in 2016 (see Figure 1).

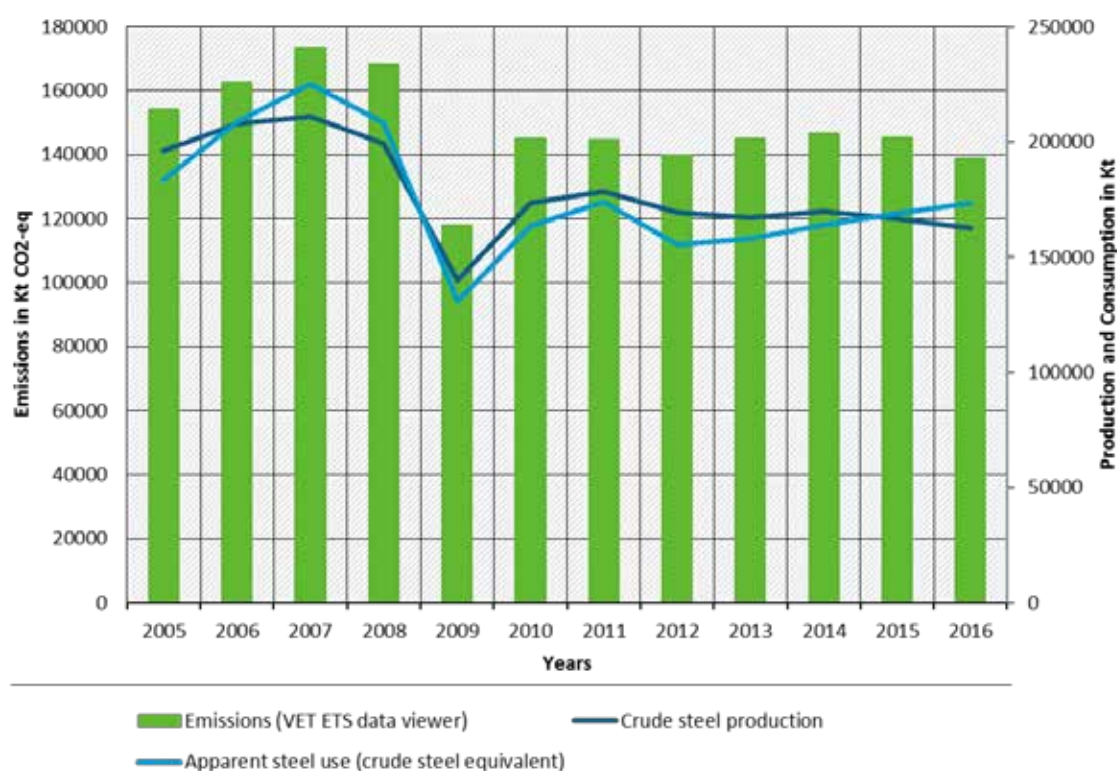
Figure 1: Share of emissions based on all stationary installations in the EU ETS in 2016



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017)

³ Considered sectors (with classification numbers in EUTL): 22 - production of coke, 23 - metal ore roasting or sintering, 24 - production of pig iron or steel. We do not address 25 - Production or processing of ferrous metals. Note also that the analysed activities 22 to 24 do not include emissions from the combustion of the steel industries' waste gases in power plants, when these plants have a separate ETS permit as a an installation for the "combustion of fuels" (classification number 20), as is regularly the case, for example, in Germany.

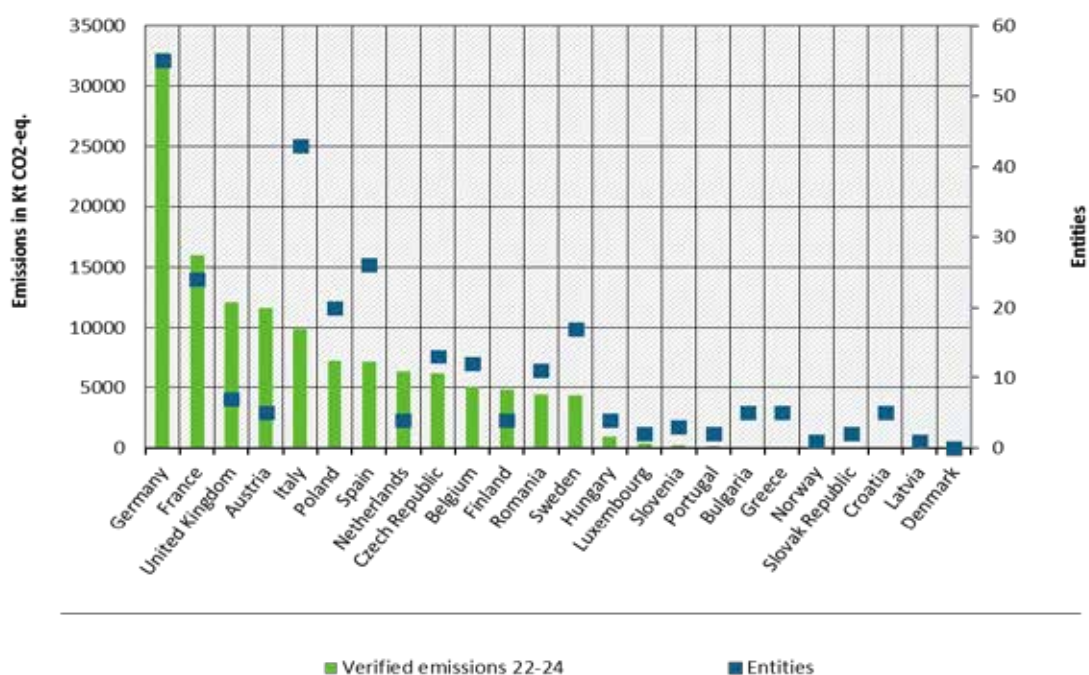
Figure 2: Verified emissions, production and consumption in the European iron and steel sector



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

Figure 2 depicts the development of verified emissions under the EU ETS as well as crude steel production and crude steel equivalent consumption in the EU. Comparing the emission, production and consumption levels from the beginning of the EU ETS in 2005 with 2016, a decline in all variables is visible, though production decreased the most with 33.7 Mt (17%). The peak in 2007 and drop in 2009 are mainly explained by the general economic situation; the economic crisis in 2009 hit the European iron and steel industry hard. After the crisis, production and consumption levels recovered, but until today remain below the levels before the crisis. In total, the development of verified emissions and production are aligned until the rise of emissions with slightly declining production in 2013. The increase of emissions in 2013 (and also the divergence of the reductions in emissions and production, respectively in 2016 compared to 2005) can at least partly be attributed to the extended scope of the ETS in the third trading period. However, the scope extension mainly related to the processing of ferrous metals, which is significantly less emission-intensive compared to BOF-steel production. In 2016, however, emissions decreased stronger than production, which is mainly due to a reduction in BOF-steel production in the United Kingdom of more than 30%.

After 2009, steel production levels were slightly higher than the levels of consumption, resulting in a European net export surplus. Since 2012 however, crude steel consumption has been rising continuously while the crude steel production slightly declined. In 2015, consumption exceeded the production in the EU and led to a net import surplus. Competitors from mainly Asian countries conquered the European market with lower priced products and led to a decreasing production despite rising demand (see OECD 2016).

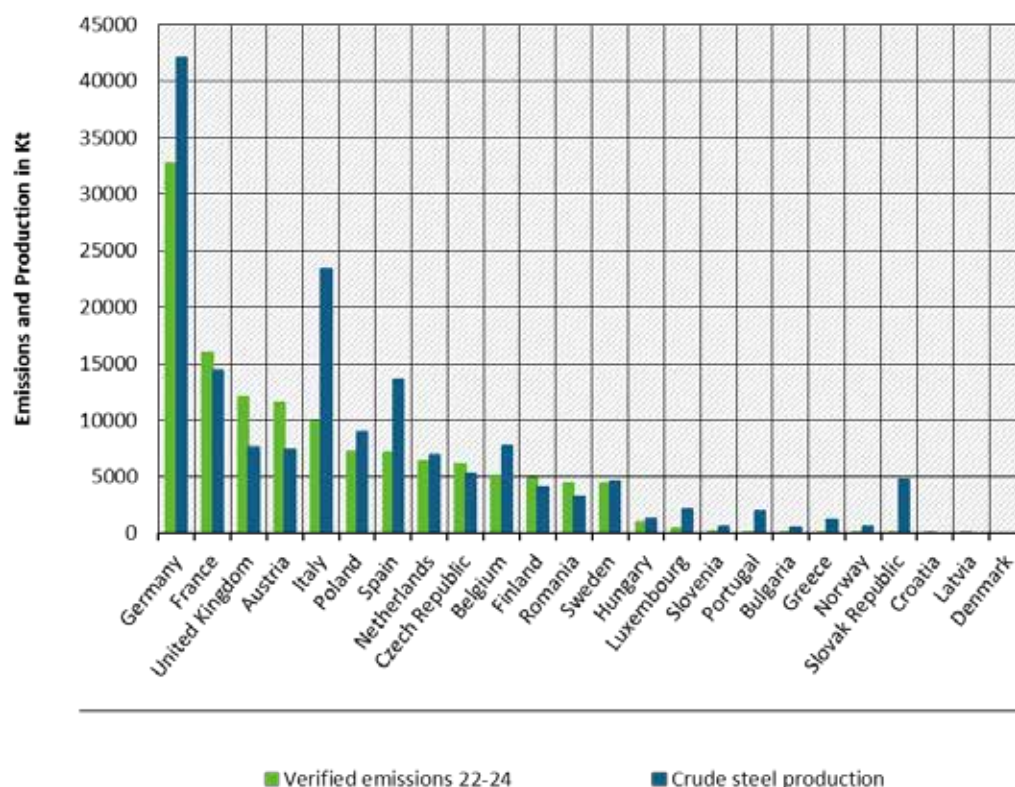
Figure 3 Verified emissions and number of installations per country in 2016

Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017)

In contrast to other sectors, in the iron and steel industry emissions per installation can vary significantly (see Figure 3) due to different reasons. First, the sector includes installations with different production processes and stages of production, such as primary steel production (or blast-oxygen furnace (BOF) steel), secondary steel (electric arc furnace (EAF) steel), rolling mills or coking plants with large differences in emissions. Second, production facilities (e.g. coking plants, sinter plants, blast furnaces, rolling mills) can be granted a permit as individual installations or as part of an integrated installation. As Figure 3 shows, Germany has more than 50 regulated entities in the iron and steel sector (including coke and roasting/sintering), while UK and Austria, who have about 1/3 the amount of emissions of Germany, have less than 10 regulated entities each. As mentioned before, the analysis emission-wise therefore covers all sectors from coke (sector 22) and sinter and roaster production (sector 23) to the production process of crude steel (sector 24).

Figure 4 links steel production to emissions for individual European countries. Italy or Spain have low specific emissions. Those countries also have a significant share of secondary steel production. Also, those countries (also relevant for Germany) have a significant share of installations using waste gases that are not classified under the iron and steel sector. As an effect, emissions from burning these waste gases are not counted towards the iron and steel sector, but towards sector 20 “Combustion of fuels” (see EEA 2017b), contributing to emission figures for the iron and steel sector being lower compared to other countries where emissions from burning of waste gases are also attributed to the iron and steel sector. In contrast, UK or Austria have far higher emissions than production levels due to the predominant production of primary steel. Also due to the differences in emission factors for primary and secondary steel, the top producers of crude steel do not correspond to the emitters.

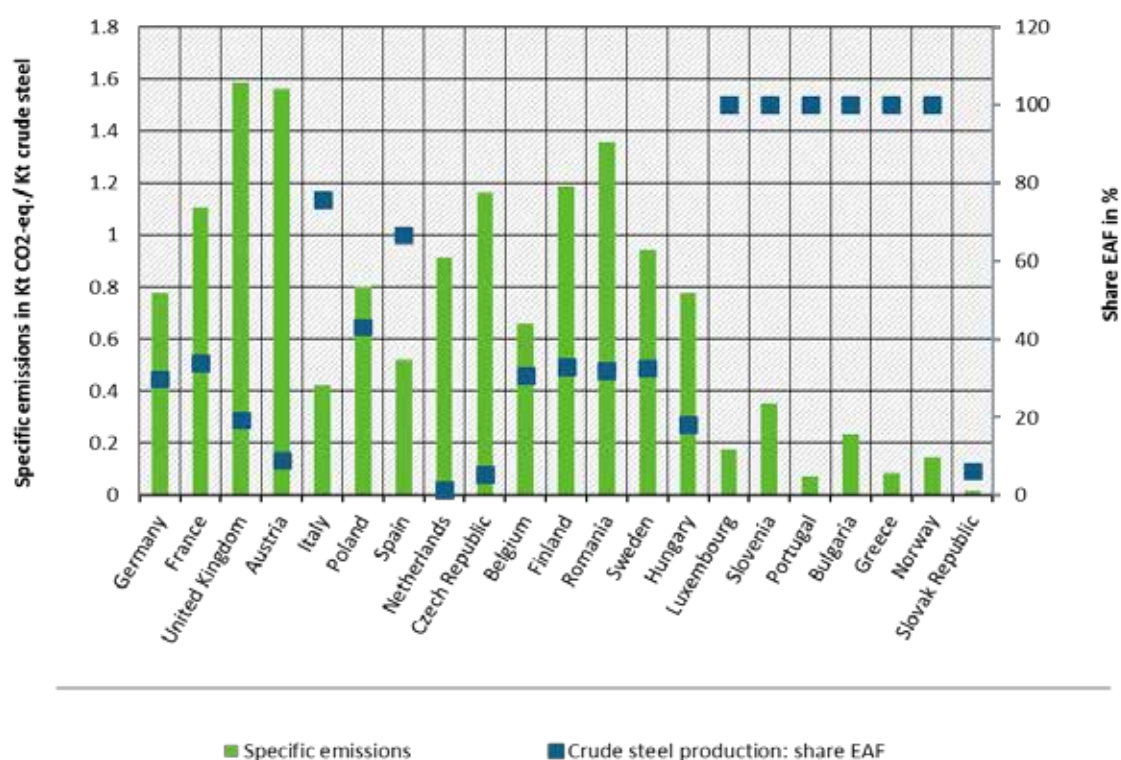
Figure 4: Crude steel production and verified emissions in the European iron and steel industry in 2016



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

As pointed out before when analyzing drivers of emissions in the iron and steel sector, two different types of crude steel production need to be considered. The iron-ore based route in blast furnaces (BOF) and the scrap-based route in electric furnaces (EAF). EAF production uses electricity as main fuel input. The emission intensity of EAF steel depends on the type of power generation. By using low emission power generation, the CO₂ intensity of EAF crude steel production declines. EAF direct emissions – as reported under the EU ETS – are relatively low. In BOF, coke is currently a necessary reducing agent and can only partly be replaced by reducing agents such as bio-oil or pulverized lignite. Here, emission savings are mostly limited to efficiency aspects and further integration of processes. The largest reduction potential results from a change in production routes. First, a switch from BOF to EAF steel production can help to significantly reduce emissions. However, EAF steel production requires scrap as input factor and is therefore limited by scrap availability. To produce steel from iron ore, a switch from BOF steel production to direct reduction in combination with EAF is also possible. This production process, which currently is mainly based on natural gas, is applied in particular in countries with good natural gas availability and low gas prices. The process is not relevant in Europe yet. To further reduce emissions from direct reduction, natural gas could also be replaced by hydrogen. This technology, however, is currently still in the planning stage for large-scale demonstration (e.g. UBA 2014, SSAB 2018).

Figure 5 depicts the specific emissions, calculated as emissions divided by crude steel production, and the share of crude steel production in electric arc furnaces in 2016. It confirms that in sum lower shares of EAF steel production come along with higher specific emissions.

Figure 5 Specific emissions and share of crude steel production in electric furnaces, 2016

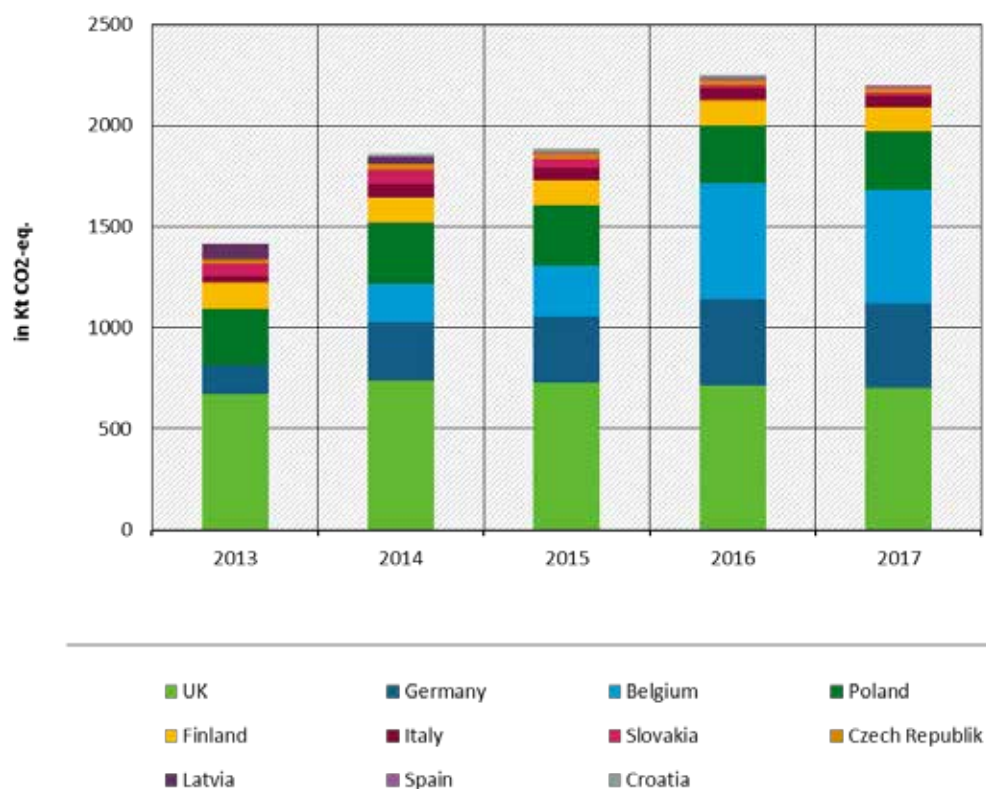
Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

Figure 6: Export and import of semi-finished and finished steel products in the EU

Source: own illustration based on (World Steel)

Looking at exports and imports in the European iron and steel sector in Figure 6, a constant export surplus is visible. An exception are the years 2006-08, when rising demand could not be satisfied by European production only. However, since 2013 imports increased and exceeded exports in 2015. A growing demand with declining production and constant exports lead necessarily to rising imports. In 2016, imports increased by about 6% from 140.8 Mt to 149.2 Mt finished and semi-finished steel products. It is likely that this increase in imports is an effect of the significant increase in production capacities and lower manufacturing costs in mainly Asian countries.

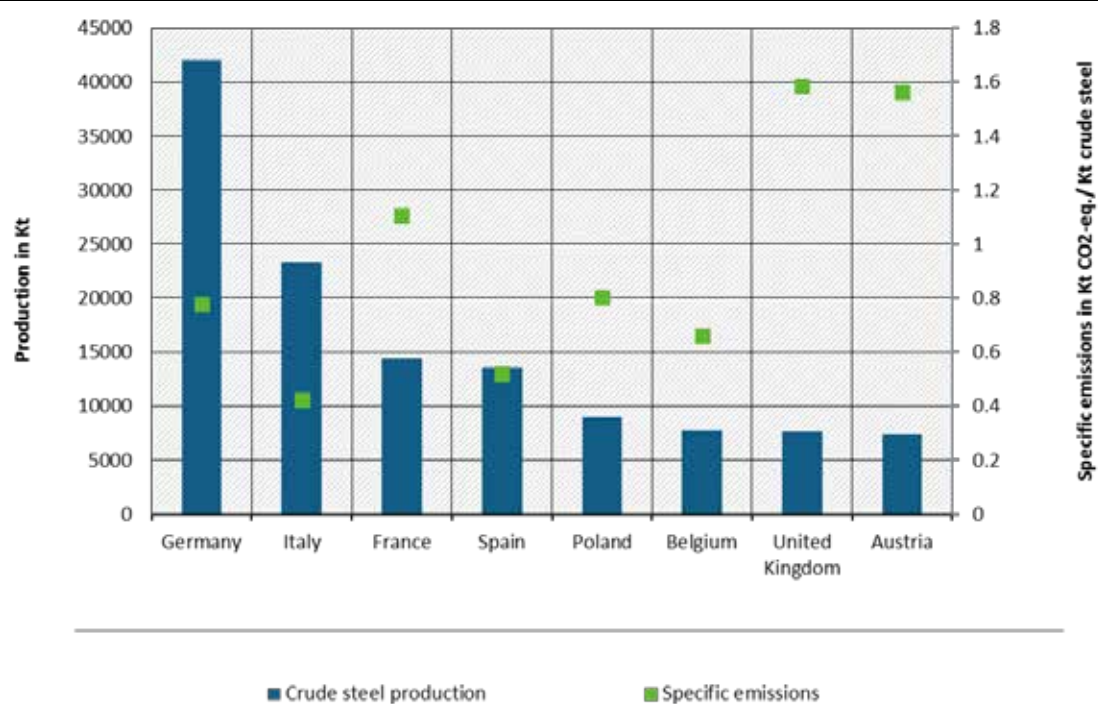
Figure 7: Allowances from the New Entrants Reserve



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017)

The allocation of the new entrance reserve in Figure 7 indicates to new installations or increasing capacity of existing installations. Allocation from the NER mostly went to UK, Germany, Belgium and Poland, with smaller amounts also going to installations in Finland, Italy, Slovakia, the Czech Republic, Latvia, Spain and Croatia. This information will be used in the country-specific analysis.

The following Figure 1-8 shows the production of the major crude steel producing countries in the EU.

Figure 8: Top eight crude steel producers in the EU ETS, 2016

Source: own illustration based on (European Environment agency 2017) and (World Steel)

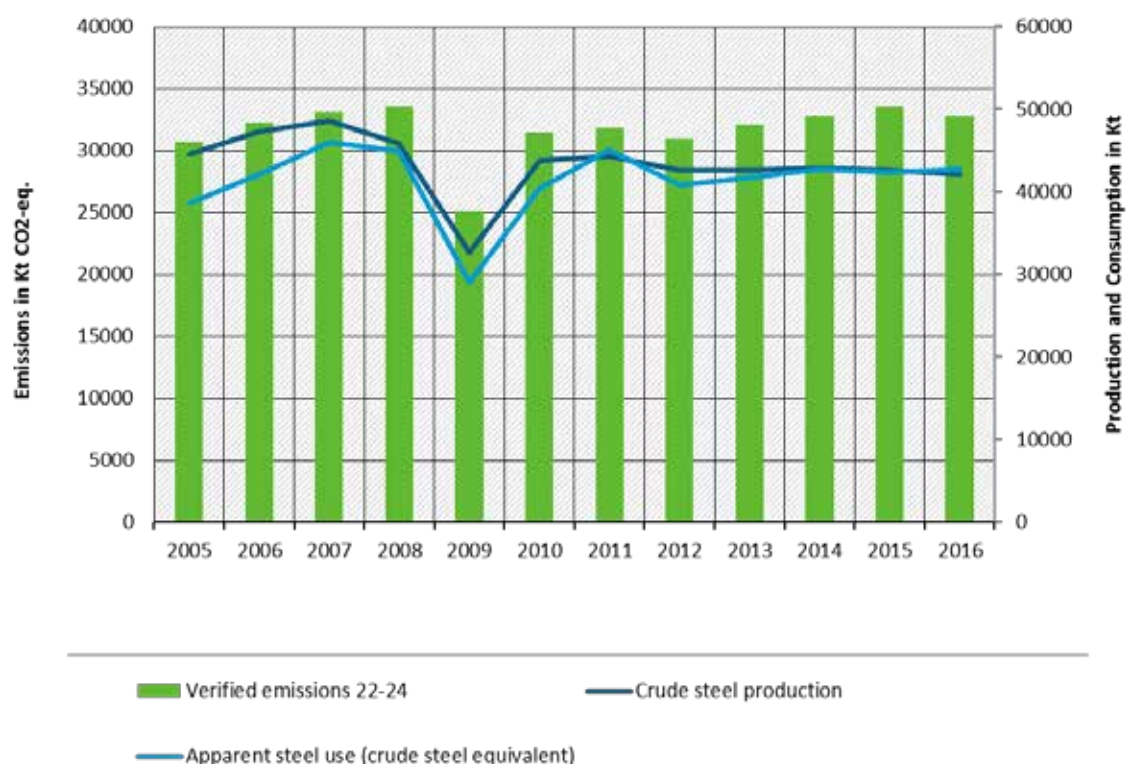
In the following, the four biggest producers will be analyzed in more depth. As the United Kingdom was continuously the fifth largest producer until 2015, where it fell on the seventh place, this country will be analyzed in more detail as well.

2 Country-specific information

2.1 Germany

With about 42 Mt crude steel production and more than 50 regulated installations⁴ in 2016, Germany is the largest iron and steel producer regulated under the EU ETS. Moreover, with about 33 Mt CO₂-eq. in 2016 it is also the largest emitter. Between 2005 and 2016, emissions from the sectors 22-24 increased by about 7% while total production of crude steel decreased by about 5%.

Figure 9: Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in Germany, 2016



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

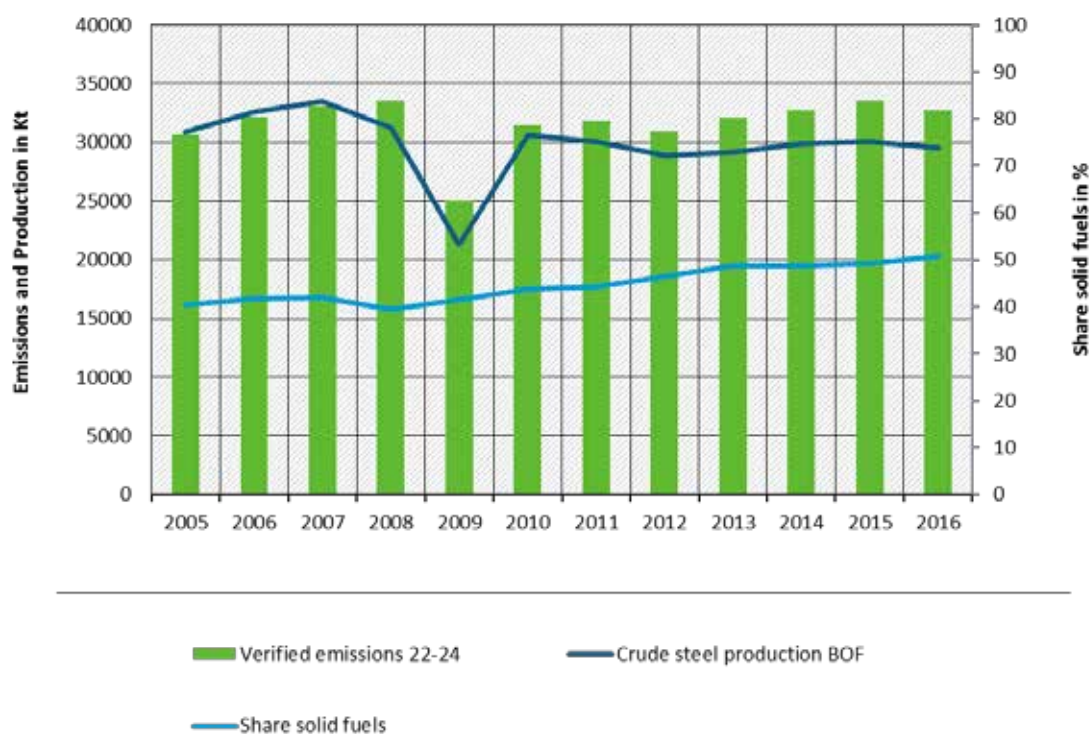
In most years, development of emissions and production goes hand in hand. Between 2005 and 2007, emissions and production increased. Between 2008 and 2010, the typical drop and recovery to a slightly lower level due to the economic crisis can be found in production as well as in emissions. Discrepancies in the development of emissions and production can particularly be found in two years: From 2012 to 2013, production declined slightly by about 16 kt while emissions increased by about 1.1 Mt. According to an assessment by DEHSt, at least 0.85 Mt of this are attributable to incorrect classification of installations in the EUTL. 9 installations with emissions of 0.6 Mt, listed in Germany under activity 25, are listed in the EUTL as installations of the activity 24. These installations were not subject to emissions trading obligations until 2012 and therefore not included in emissions. In addition, in individual cases adding up to 0.25Mt,

⁴ Some of those installations likely have different classifications in the EUTL and Germany, where they are included in sector 25.

further processing steps were added to installations of activity 24, which would also be regarded as installations of activity 25 in the case of a separate permit. From 2014 to 2015, production even declined about 267 kt while emissions increased about 825 kilotons. In those cases, further factors determined development of emissions.

Two important factors can be the share of BOF steel and the fuel mix, in particular the share of solid fuels in production. With 65 to 70%, BOF steel is the major process route in Germany. Figure 10 shows the development of BOF steel production in Germany along with emissions and the share of solid fuels in steel production. Between 2012 and 2014, BOF steel production increased, which can partly explain the increase in emissions. In total, development of BOF steel production is even more in line with the emission development in Germany than overall steel production. That makes sense as specific (per ton of steel) direct emissions for BOF steel production are significantly higher than for EAF steel production (roughly about tenfold according to the EEA data used in our figures for Germany⁵) and the share of BOF steel is relatively high.

Figure 10: Development of verified emissions, BOF crude steel production and share of solid fuels in Germany



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (World Steel) and (Eurostat)

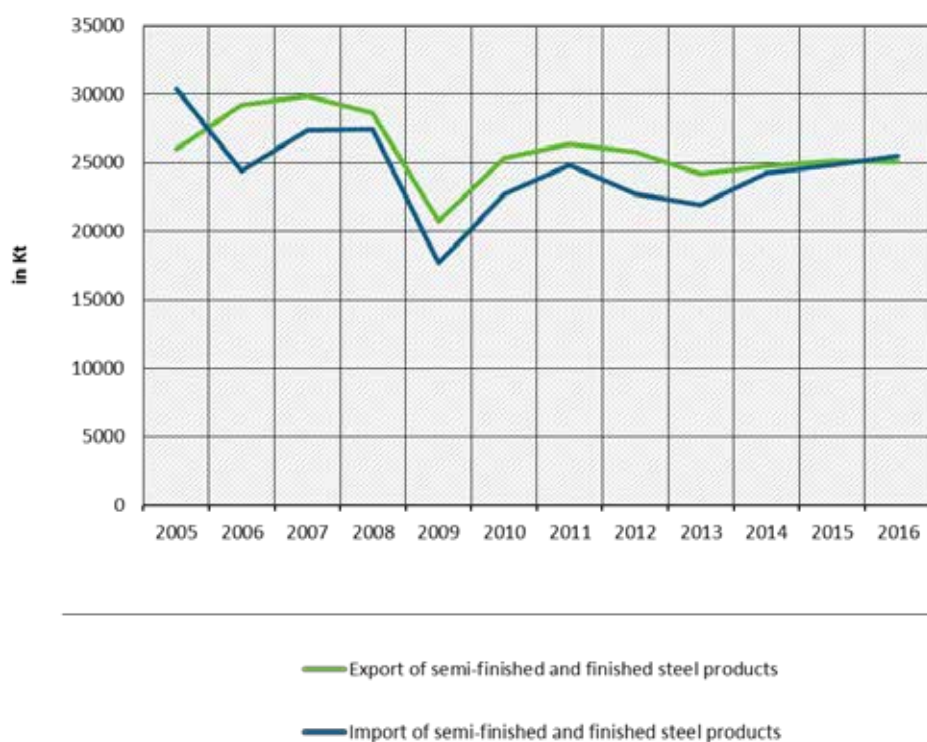
Taking a look at energy consumption in the German iron and steel industry (figures taken from Eurostat), a specific energy consumption (calculated as total energy used in the iron and steel industry (Eurostat) divided by the production level (World Steel)) with 0.31 ktoe/t crude steel in 2016 is rather in the upper range compared with the other countries analyzed in more detail. Specific energy consumption of production rose about 4.5% over the period under consideration from 2005 to 2016. There is no indication of energy efficiency improvements, especially in

⁵ According to DEHSt figures, emissions from the blast furnace-BOF process in 2016 amounted to almost 30 Mt CO₂ while its crude steel production was 29.5 Mt (World Steel 2017). In contrast, EAF steel had emissions of about 1.1 Mt CO₂ while EAF crude steel production was 12.6 Mt. Recall that these figures do not include the majority of emissions from waste gases from the blast furnace-BOF process when incinerated in power plants with an own ETS permit.

recent years, the specific energy consumption remained constant at around 0.31 ktoe/t crude steel. This also matches with findings from Arens and Worrell (2014) and Arens, Worrell and Schleich (2012) who show that a switch from BOF to EAF steel is the main factor for energy efficiency increases in Germany between 1991 and 2012. In the energy mix, solid fuels increased from 40% to 51%, while the use of oil was reduced by 92% and now covers less than 1% of energy consumption in steel production (Eurostat). In addition, the VET-Bericht 2017 (Deutsche Emissionshandelsstelle 2018) reports that coke production increased in Germany after 2012, while imports of coke decreased by a similar order of magnitude. The associated emission increase is estimated at 0.3 Mt.

Looking at crude steel production and crude steel equivalent consumption in Germany, Figure 9 shows that in most years, production was higher than consumption. From 2006 to 2015, there always was an export surplus for semi-finished and finished steel products in Germany (see Figure 11). Since 2014 import and export levels are almost the same. While imports grew from 2013 to 2016 by 17%, exports grew by only 4%, indicating that the significant increase in crude steel production capacities and the lower manufacturing costs in mainly Asian countries affects the iron and steel production in Germany (OECD 2016). The general level of trade declined by more than 15%.

Figure 11: Development of exports and imports of semi-finished and finished steel products in Germany

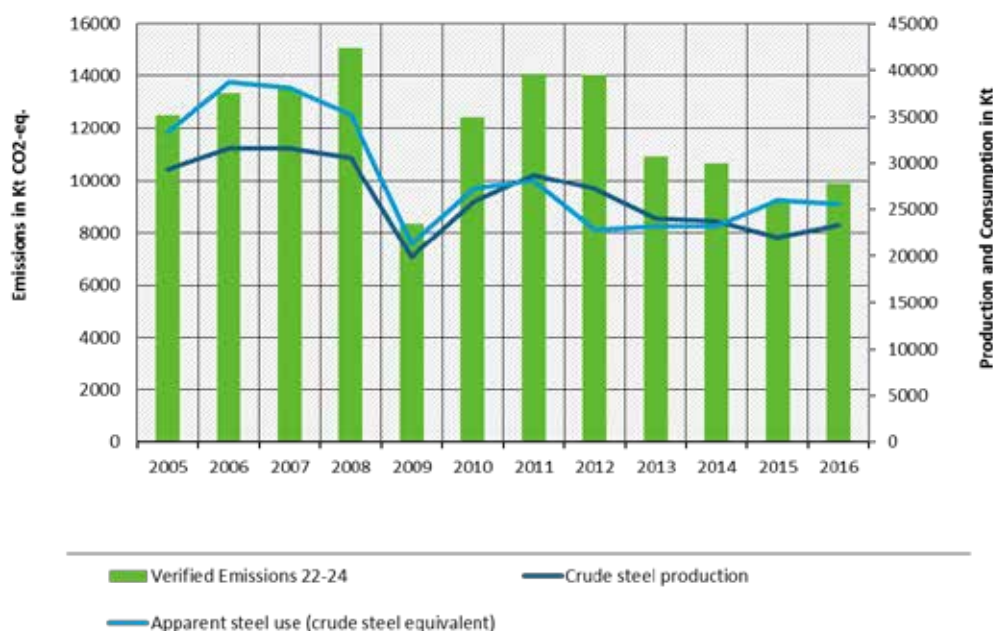


Source: own illustration based on (World Steel)

2.1 Italy

Italy, with 23 Mt crude steel production in 2016, is the second largest steel producer regulated under the EU ETS. Regarding emissions, Italy is only the fifth largest emitter with about 10 Mt CO₂-eq. in 2016. This is due to the fact that most of the crude steel production in Italy is EAF steel (76% in 2016, World Steel).

Figure 12: Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in Italy



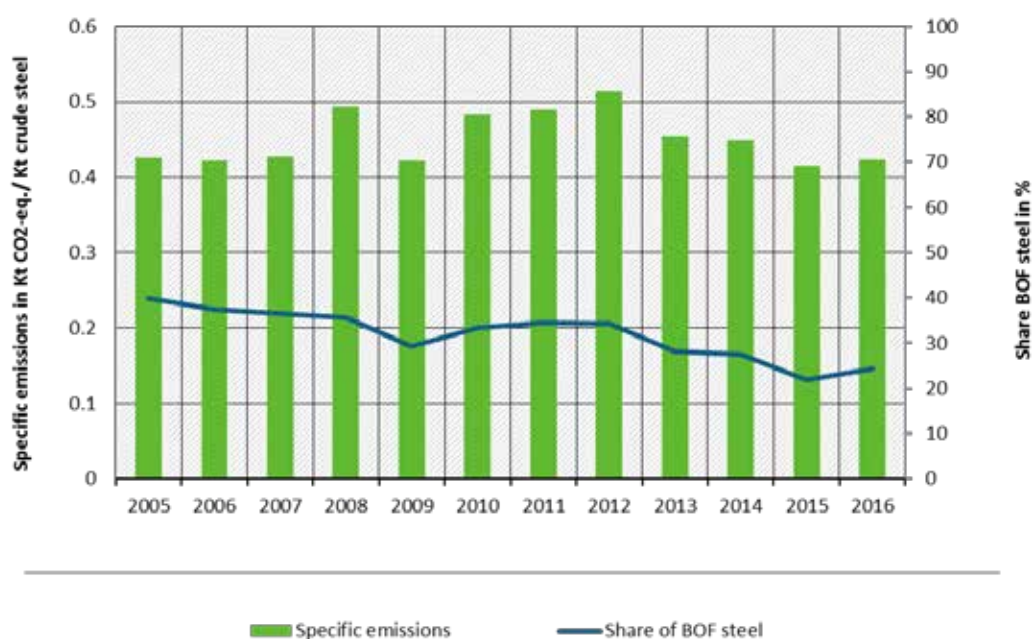
Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

At the beginning of the EU ETS, emissions in the Italian steel sector were at 12.5 Mt. Since then, they reached a peak with 15.1 Mt CO₂-eq. in 2008 and have fluctuated between 8 and 14 Mt since. In 2016, they were at 9.9 Mt CO₂-eq. In contrast, overall production in Italy declined from 29 Mt in 2005 to 23 Mt in 2016. BOF steel production constantly declined from 2005 to 2016 (with the exception of the years after crisis 2009 and 2010). Now, only 6 Mt (24% of crude steel production) are from BOF production sides in contrast to 12 Mt (40% of crude steel production) in 2005. Whereas EAF steel production, while also fluctuating between years, remains at a similar level in 2005 and 2016 of about 18 Mt, decreases in total steel production in Italy today are mainly a result of decreases in BOF steel production, while EAF steel production even slightly increased in some years (2006, 2007, 2008, 2010, 2011,) under the EU ETS.

The specific emissions decreased from 0.43 in 2005 to 0.42 t CO₂-eq./t crude steel in 2016. This shows a slight decline in emissions per tons of product, while the share of BOF produced crude steel decreased significantly by 24.3% from 2005 to 2016⁶. The decline in BOF steel production is also reflected in the use of solid fuels in total energy use, which declined from close to 50% in 2005 to 31% in 2016 (Eurostat). Furthermore, the use of energy per ton of crude steel produced declined from 0.25 ktoe/t crude steel to 0.2 ktoe/t crude steel between 2005 and 2016 (Eurostat).

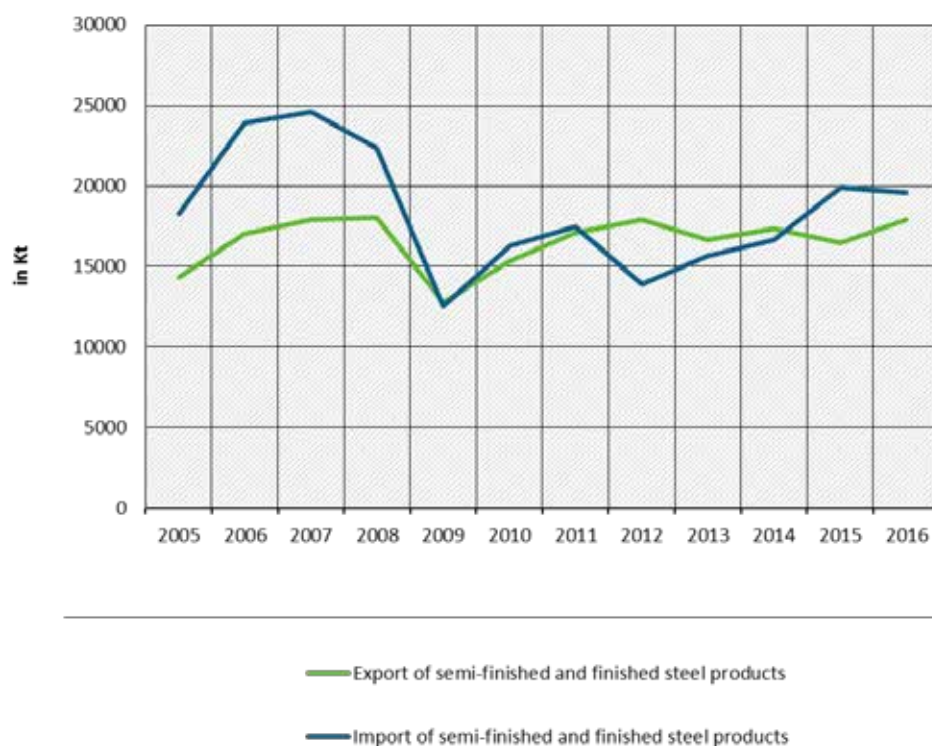
As the installation ILVA in Taranto is by far the largest plant in Italy operating in the iron and steel sector, their sudden production reduction from about 10 MT until 2012 (again except for the years 2009 and 2010) to about 6 to 7 MT afterwards is clearly visible in the production decrease in 2013.

⁶ The steep increase in specific emissions from 2007 to 2008 might also indicate a so far undetected change in the classification of the steel sector in the ETS in Italy. In that case, this would influence also the whole comparison between 2005 and 2016. More in-depth analysis would be required to detect this. This can in general also occur in other member states.

Figure 13: Specific emissions and BOF share in the Italian crude steel production

Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

Looking at consumption and production, Figure 12 indicates that Italy - in most years - uses more steel than it produces. This is reflected in import and export figures (Figure 14), with imports being above exports in most years. In particular in 2015 and 2016, after some years with an export surplus, imports are again higher than exports.

Figure 14: Exports and imports of semi-finished and finished steel products in Italy, 2016

Source: own illustration based on (World Steel)

Allocations from the New Entrants Reserve are limited to four companies, only one of them being significant with around 50,000 allowances per annum. Acciaieria Arvedi S.p.A. also indicate on their website that in 2012 new installation parts came into operation.

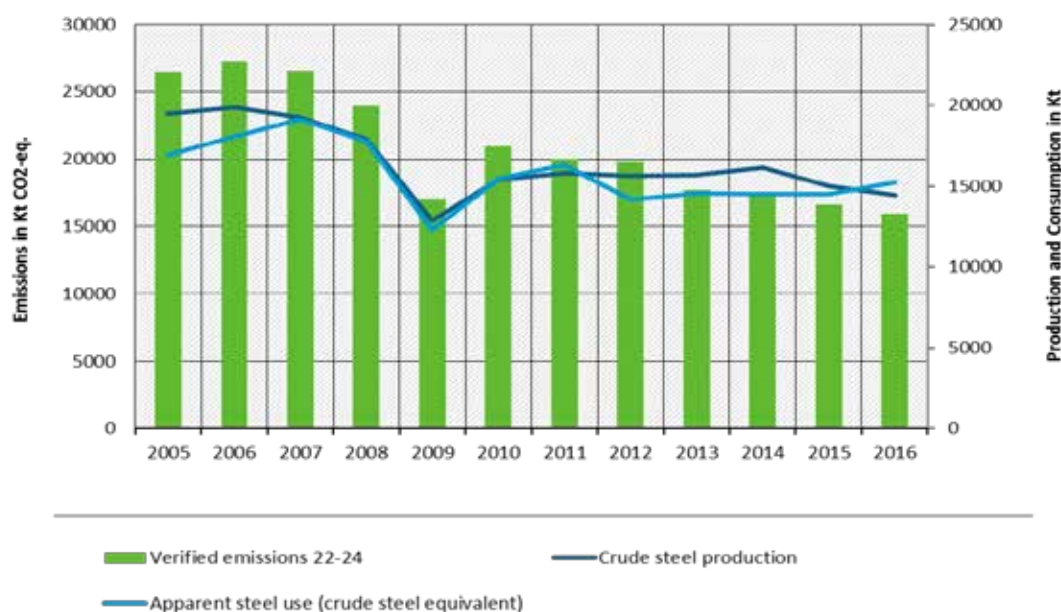
What is also interesting is that emissions in many of the larger installations are very volatile. This suggests that installations are not run at full capacity in some years. This could be an effect of strong international competition limiting these firms' ability to sell more steel in the EU or on the world market. Over-capacities would also partly explain the limited allocations from the NER. Over-capacities and partial load could also explain the increase in specific emissions despite the reduction in BOF steel production. In particular, installations not running at full load or starting and stopping several times per year can affect emissions.

2.2 France

France produced about 14.5 Mt of crude steel and emitted about 16 Mt CO₂-eq. in 2016. Since 2005, emissions have significantly decreased from 26 Mt CO₂-eq. with a peak of 27 Mt CO₂-eq. in 2006. While emissions have increased again after the economic crisis in 2008/09, they show a declining trend after 2010.

While the trend in emissions is partly reflected in production figures, this is not the case after 2010 and especially in 2013, where production remains relatively stable, while emissions decreased continuously. This can also be seen in the declining specific emissions. In particular, after 2010 they decline from 1.4 t CO₂/t crude steel in 2010 to 1.1 t CO₂/t crude steel in 2016.

Figure 15: Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in France, 2016



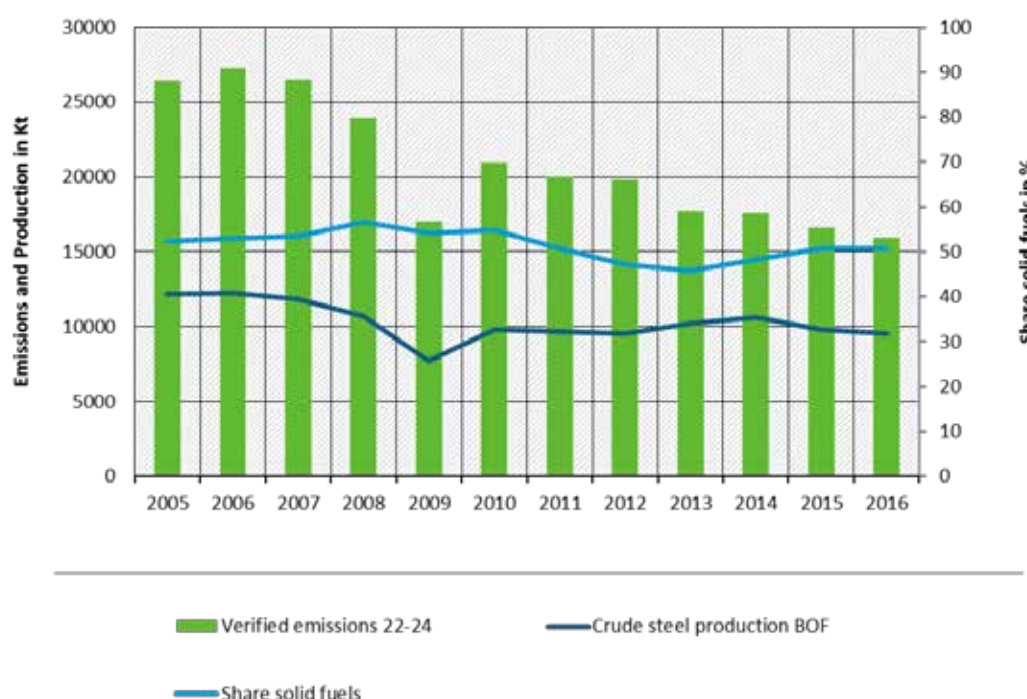
Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

Regarding process routes, the BOF route is the more important route in France with a share between 60 and 66% in all years between 2005 and 2016. Moreover, the share has increased since 2012 from 61% to 65/66%. In absolute figures, both processes have lost, BOF production decreased from 12 Mt in 2005 to about 9.5 Mt in 2016 while EAF decreased from 7 Mt in 2005 to slightly below 5 Mt in 2016.

The development after 2010 can partly be explained by the decreasing use of energy per ton of product and the share of solid fuels. The energy use has decreased from 0.36 ktoe/t crude steel in 2010 to 0.31 ktoe/t crude steel in 2013 (a decrease of 14%) (Eurostat). The share of solid fuels decreased in the same period from 54.7% in 2010 to 45.8% in 2013 (a decrease of 16%) (Eurostat).

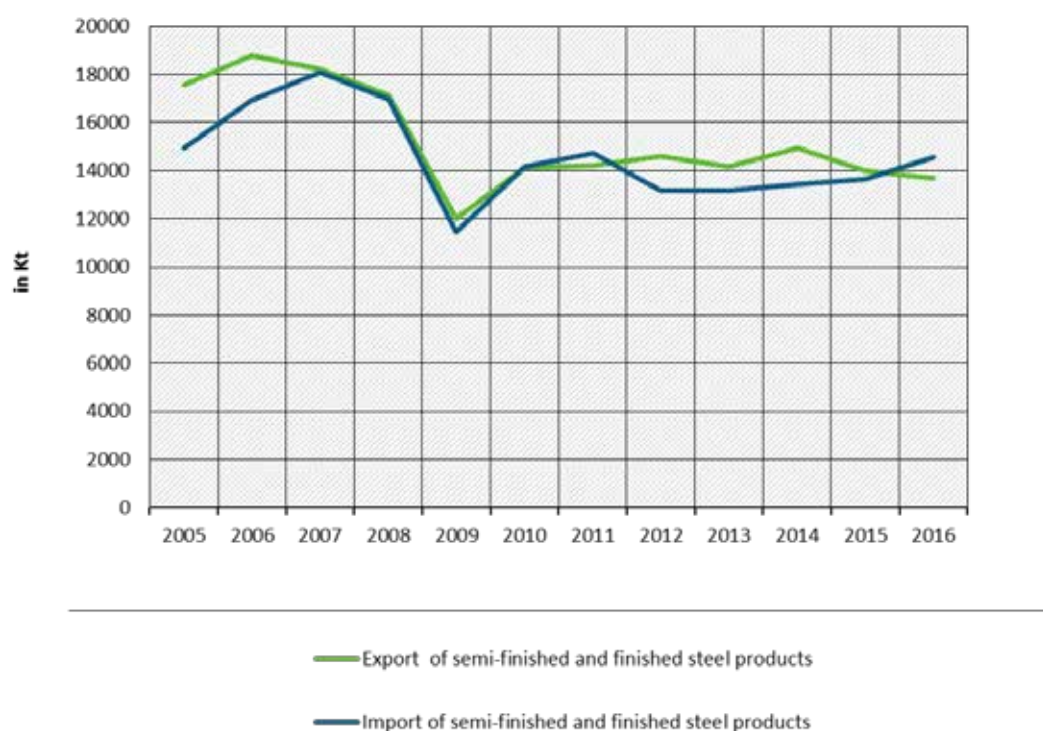
These changes contribute to a reduction of specific emission in the French iron and steel industry. A look at specific emissions in France shows that despite the increasing share of BOF steel, specific emissions per ton of crude steel have decreased. While in 2005 1.4 t CO₂-eq. were emitted on average to produce one ton of crude steel, specific emissions in 2016 are significantly lower with 1.1 t CO₂-eq./t crude steel. One factor for the decline in specific emissions could be the declining share of solid fuels in energy consumption. The share particularly decreased between 2008 (57%) and 2013 (46%), increasing again to 51% in 2016.

Figure 16: Development of verified emissions, BOF crude steel production and the share of solid fuels in France



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (World Steel) and (Eurostat)

Production and consumption levels were quite close between 2007 and 2011. Since 2012, production was significantly higher than consumption. Looking at import and export figures shows a similar structure. Between 2007 and 2011, imports and exports were equal, since 2012 imports have decreased while exports were more or less stable. The development in 2016 shows rising imports with declining exports, making France a net importer of crude steel in this year.

Figure 17: Exports and imports of semi-finished and finished steel products in France, 2016

Source: own illustration based on (World Steel)

2.3 Spain

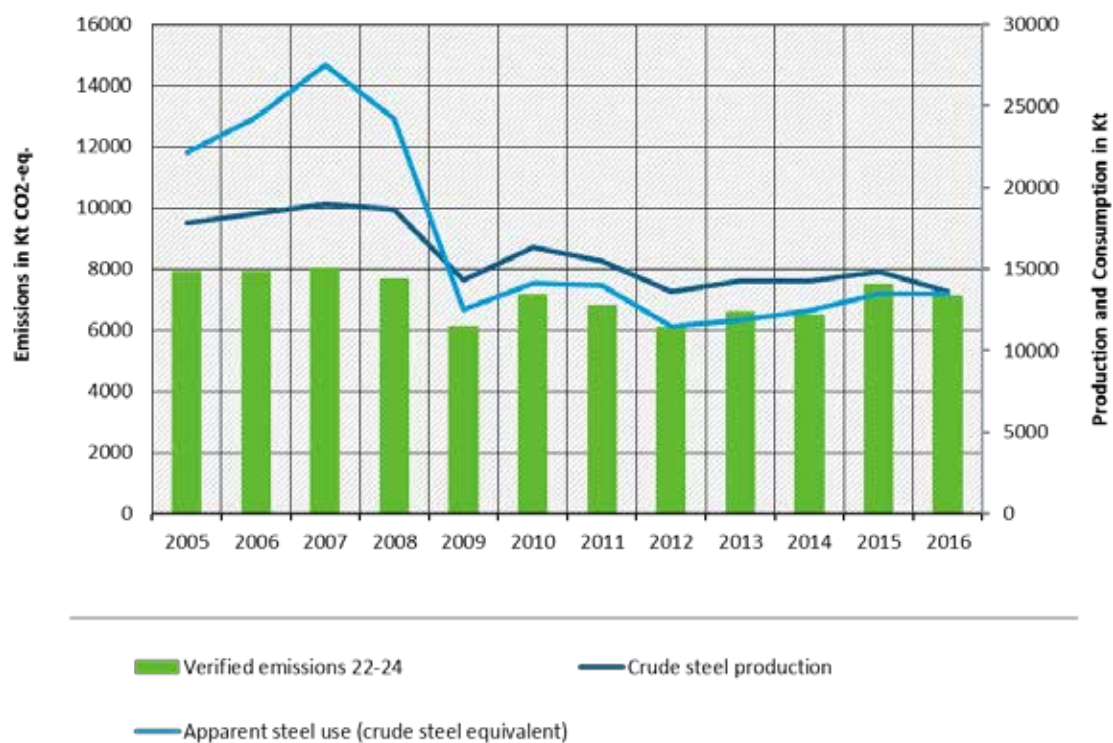
In 2016, Spain had verified emissions of roughly 7 Mt CO₂-eq. in the steel sector with a production of around 13.6 Mt crude steel.

Verified emissions of the iron and steel sector remained relatively constant over the time period from 2005 to 2016. The initial level of emissions in 2005 was about 7.9 Mt CO₂-eq. and declined to 7.1 Mt CO₂-eq. in 2016. In contrast, both production and in particular consumption declined significantly.

Overall production decreased from 18 Mt to 14 Mt between 2005 and 2016. While BOF steel production is relatively constant - it fluctuates between 3.8 and 4.7 Mt per annum (except for the year of the economic crisis when BOF steel production was at 3.1 Mt) - production of EAF steel has decreased significantly, although it is still rather high. Between 2005 and 2016 it decreased from 13.5 Mt to 9.1 Mt crude steel, meaning the share of crude steel production in electric arc furnaces in Spain decreased from 76% in 2005 to 67 % in 2016. This decrease is the main reason for the reduction in overall steel production in Spain. As a result, specific emissions of crude steel increased in Spain. In 2016, the emission factor was at 0.52 t CO₂-eq./t crude steel, an increase of 18% from 0.44 t CO₂-eq./t crude steel in 2005.

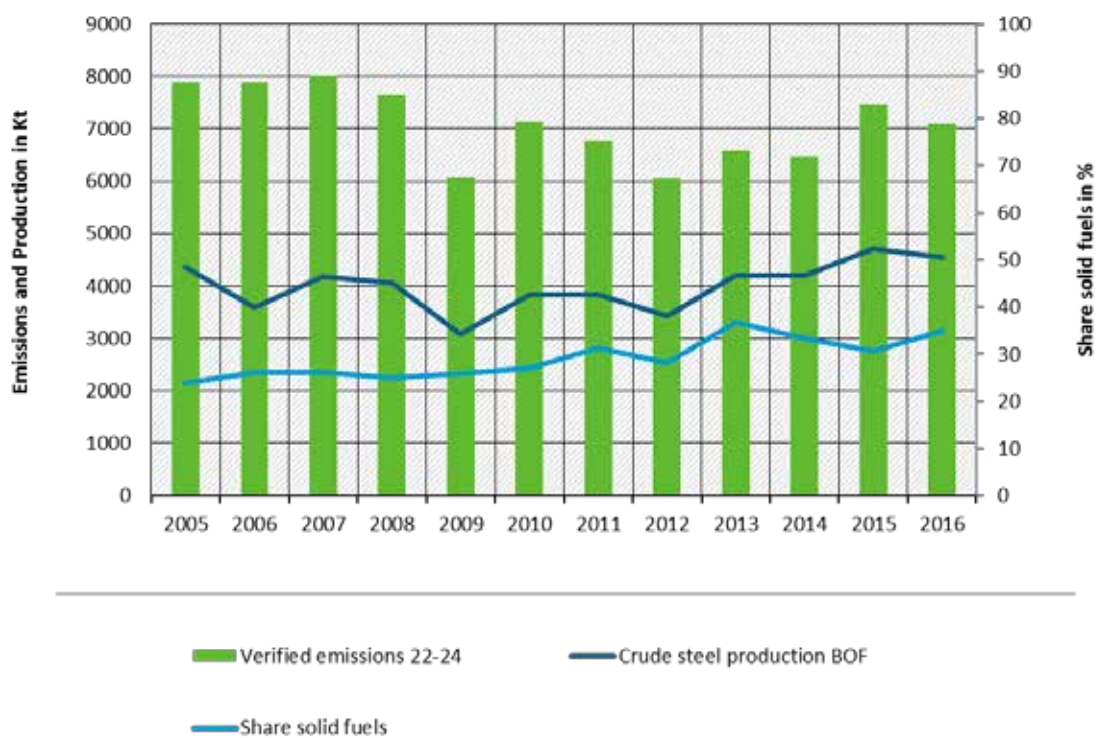
Total energy use per ton of crude steel in 2016 is almost at the same level as in 2005 with 0.24 ktoe/ t crude steel in 2016 and 0.25 ktoe/ t crude steel in 2005. In between, however, there were years with a significantly lower energy use per ton of crude steel (as low as 0.18 ktoe/ t crude steel in 2009 and 2010) despite lower production levels in those years. In line with the increase of BOF steel in overall steel production, the share of solid fuels has increased from 24% in 2005 to 35% in 2016.

Figure 18: Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in Spain, 2016



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

Figure 19: Development of verified emissions, BOF crude steel production and the share of solid fuels in Spain

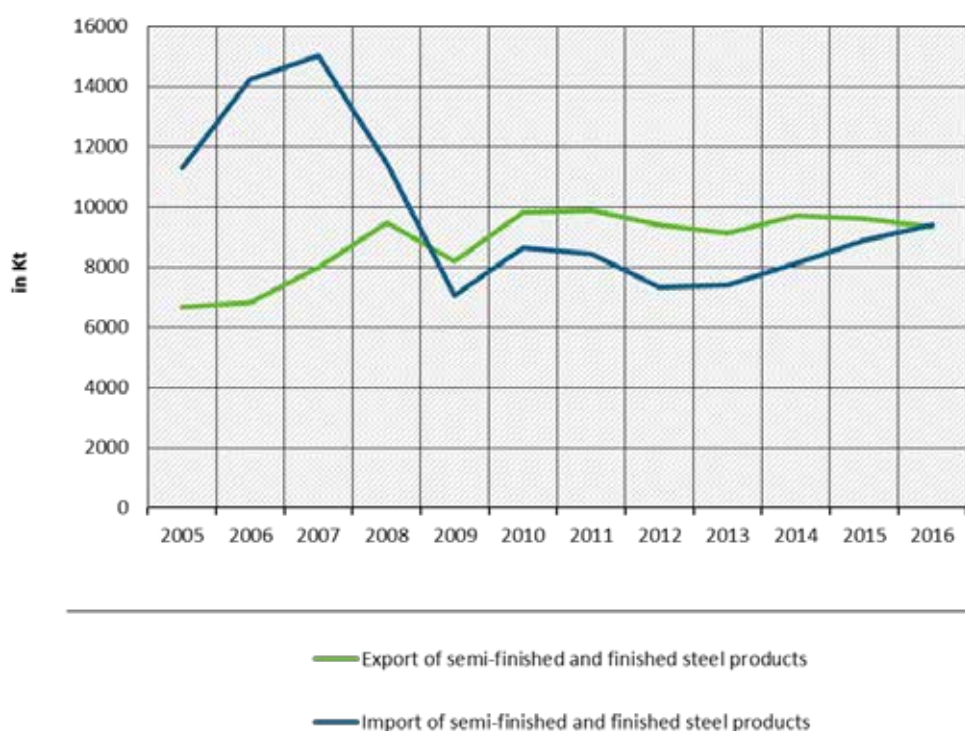


Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (World Steel) and (Eurostat)

Figure 19 shows a strong correlation of BOF steel production and verified emissions. Especially in the years 2015 and 2016, Figure 18 depicts stronger changes in emissions than in total crude steel production. Looking at the BOF production in Figure 19, the development is consistent with BOF production and the rising emission factor is explained by an increasing share of BOF.

Steel consumption dropped sharply with the economic crisis in 2009 and has since remained well below the initial level. Falling imports reflect the strong decrease of demand around 2007 to 2009. Production was only decreasing slightly and therefore, Spain turned from a net importer to a net exporter after 2009. Nevertheless, in the recent years increasing imports can be seen.

Figure 20: Exports and Imports of semi-finished and finished steel products in Spain



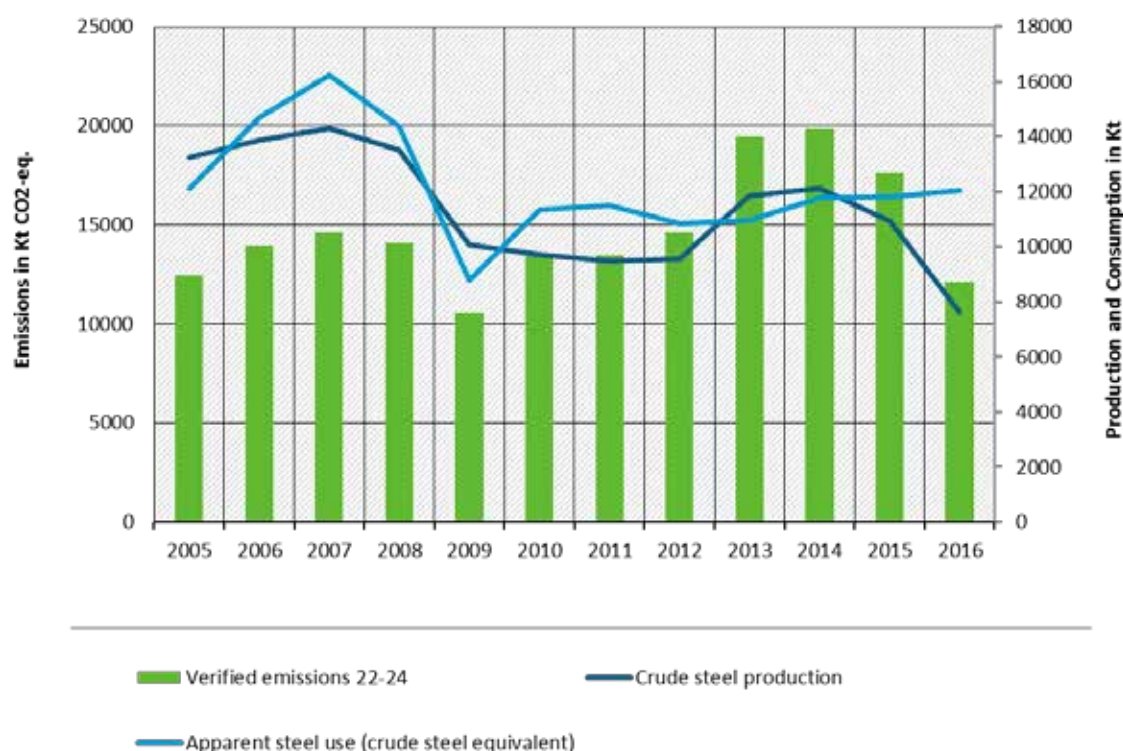
Source: own illustration based on (World Steel)

2.4 United Kingdom

With 7.6 Mt crude steel production in 2016 the United Kingdom was the seventh largest producer regulated under the EU ETS. With about 12 Mt CO₂-eq. it was also the third largest emitter. Domestic production decreased until 2012, then recovered slightly until 2014 and is significantly falling for two years in a row now. In 2016, the UK produced the smallest amount of crude steel since the EU ETS started.

BOF steel is the main production route in the UK with a share of about 83% in 2016. The share varied between 84% and 73%. It was relatively stable between 2005 and 2009 with around 80%, decreased to 73/75% in 2010 and 2011 and afterwards increased again to 84% and now 81%. In absolute figures, both BOF and EAF steel production have decreased between 2005 and 2016. EAF steel decreased from a production of 2.7 Mt in 2005 to 1.5 Mt in 2016. BOF steel production decreased from 10.6 Mt to about 6.2 Mt in 2016. The 2016 value is even below the production value during the economic crisis (8 Mt BOF crude steel).

Figure 21: Verified emissions, crude steel production and crude steel equivalent consumption in the UK



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017) and (World Steel)

The relative increase of BOF steel in the production mix resulted in an increase of solid fuel use from 60% in 2005 to 66% in 2016, with an even higher share of 69% in 2013 (see Figure 22).

Figure 22 also shows the development of crude steel produced via the BOF route and the development of verified emissions in the UK. As in other countries with a relatively high share of BOF steel production, emissions follow the development of BOF steel production very well. This applies especially to the years 2014-16, when both figures sharply declined. An exception is the year 2010 when emissions show a significant increase despite slightly decreasing BOF production figures. The increase could partly be explained by the increase in EAF steel production, but not the total increase of 3 Mt CO₂-eq..

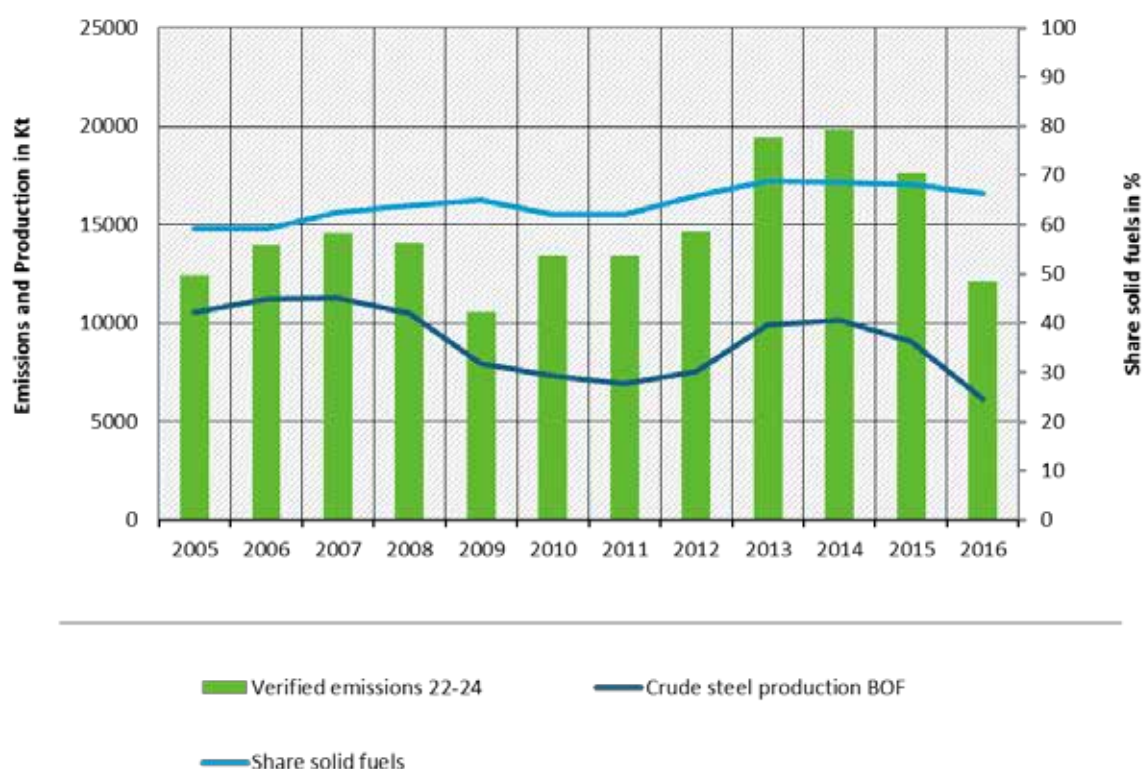
Development of BOF steel production in the UK is dominated by three major steel producers, Scunthorpe Integrated Iron & Steel Work, Port Talbot Steelworks and Teesside Integrated Iron & Steel Works. Changes in emissions of Scunthorpe Integrated Iron & Steel Works are very small, so the focus is on the two other plants. In 2011, Teesside Integrated Iron & Steel Works was reopened and became part of the EU ETS. It expanded capacity in 2012 and 2013. In 2016, Teesside Integrated Iron & Steel Works was closed. The big leap in 2013 is also due to Port Talbot Steelworks, which shows rising emissions until 2014, afterwards emissions decline.

Specific emissions in the UK are very volatile. Starting at 0.93 t CO₂-eq./t of crude steel in 2005 they increase to 1 t CO₂-eq./t of crude steel between 2006 and 2009. Between 2010 and 2013 specific emissions increase to 1.4 and 1.6 t CO₂-eq./t of crude steel. This increase in specific emissions can be related to an increase in BOF steel production between 2011 and 2013. The increase in BOF steel production is reflected in a similar increase in emissions, resulting in total in an increase of specific emissions. Since 2013 specific emissions are relatively stable around 1.6 t CO₂-eq./t of crude steel. We could not find information on coke production inside UK to

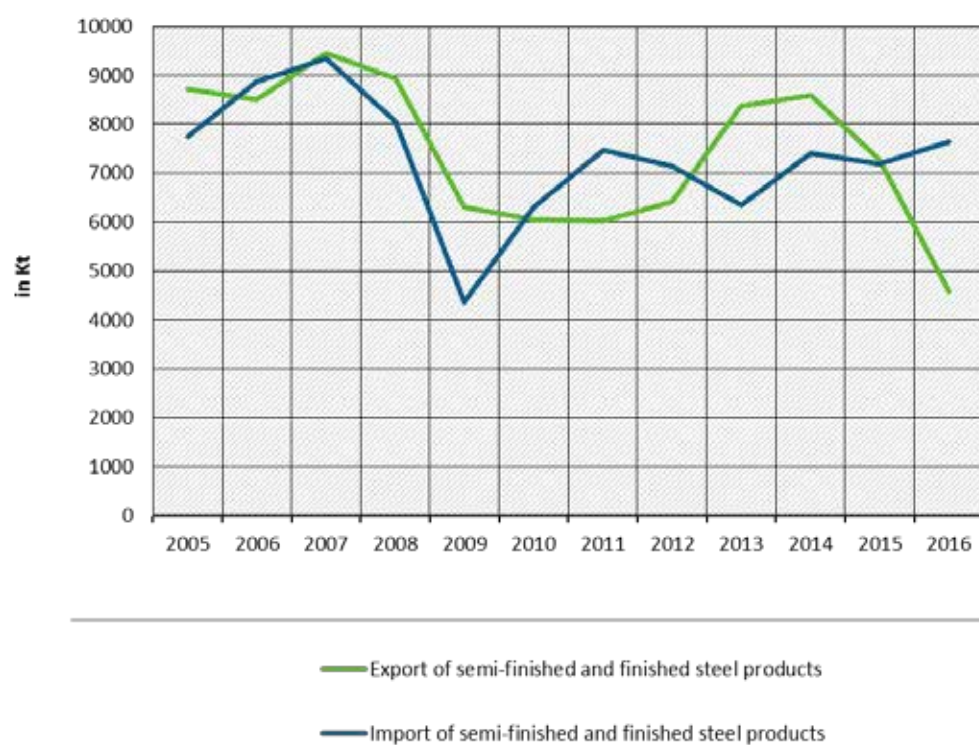
check whether the developments may be related to changes in domestic coke production instead of coke imports.

In most years during 2005 and 2016, consumption of crude steel is higher than production in the UK. Imports are now back around the level of 2005 with 7.7 Mt crude steel being imported in 2016. A significant decrease can be found in exports between 2014 and 2016 when exports decreased from 8.6 to only 4.6 Mt. Before that, the level of crude steel exports was - except for the years of the economic crisis when they were slightly lower at 6 Mt - stable between 8 and 9 Mt per annum.

Figure 22: Development of verified emissions, BOF crude steel production and the share of solid fuels in the UK



Source: own illustration based on (European Environment Agency 2017), (World Steel), (Eurostat)

Figure 23: Exports and imports of semi-finished and finished steel products in the UK

Source: own illustration based on (World Steel)

3 Conclusion

Our analysis of several European countries shows that the reasons for changes in emissions are diverse and not easy to identify. Due to the large amount of emissions of BOF steel production compared to EAF steel production, BOF steel production is closely linked to the development of emissions in many countries. This is not only true in countries with a high share of EAF steel. But there are also developments in almost all countries where development of BOF steel production alone cannot explain the development in emissions. One example are the declining specific emissions in France despite constant BOF production figures between 2010 and 2013.

For the time period under consideration, the production was strongly driven by consumption, which can be seen in a similar development of the two lines. The amounts of imports and exports also play an important role for all countries analysed, but only one country (Spain) was able to hold a strong net-exporting position in recent years. And even in Spain, but also in all other countries either drops in exports or at least significant increases in imports could be found between 2015 and 2016. This is likely a result of pressure from other markets, in particular China.

4 Literature

Arens, M., Worrell, E. and Schleich, J. (2012): Energy intensity development of the German iron and steel industry between 1991 and 2007. *Energy* 45 (2012), p.786-797

Arens, M., Worrell, E. (2014): Diffusion of energy efficient technologies in the German steel industry and their impact on energy consumption. *Energy* 73 (2014), p.968-977

Deutsche Emissionshandelsstelle (2018): VET-Bericht 2017 – Kohlendioxidemissionen der emissionshandelspflichtigen stationären Anlagen und im Luftverkehr in Deutschland im Jahr 2017. <https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/publikationen/VET-Bericht-2017.html>

European Environment Agency (2017a): EU Emissions Trading System (ETS) data viewer. Available online at <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/emissions-trading-viewer-1>.

European Environment Agency (2017b): Trends and projections in the EU ETS in 2017. The EU Emissions Trading System in numbers. EEA Report No 18/2017. Available online at <https://www.eea.europa.eu/publications/trends-and-projections-EU-ETS-2017>.

EUROSTAT (2018): Energy Balances - final energy consumption - iron and steel industry. Available online at <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/energy-balances>.

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (2016): Recent Market Developments in the global steel industry. DSTI/SU/SC(2015)9/FINAL. 16.02.2016.

SSAB (2018): HYBRIT - Toward fossil-free steel. <https://www.ssab.com/company/sustainability/sustainable-operations/hybrit>

Umweltbundesamt (2014): Treibhausgasneutrales Deutschland im Jahr 2050. Climate Change 07/2014. Online available at <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/treibhausgasneutrales-deutschland-im-jahr-2050-0>

World Steel (2017): Steel Statistical Yearbook 2017. Online available at <https://www.worldsteel.org/steel-by-topic/statistics/steel-statistical-yearbook-.html>

World Steel (2009): Steel Statistical Yearbook 2009. Online available at <https://www.worldsteel.org/steel-by-topic/statistics/steel-statistical-yearbook-.html>.

