

May, Nils et al.

Research Report

Mögliche Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf Carbon Leakage und Wettbewerbsfähigkeit

DIW Berlin: Politikberatung kompakt, No. 159

Provided in Cooperation with:

German Institute for Economic Research (DIW Berlin)

Suggested Citation: May, Nils et al. (2020) : Mögliche Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf Carbon Leakage und Wettbewerbsfähigkeit, DIW Berlin: Politikberatung kompakt, No. 159, ISBN 978-3-946417-50-7, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW), Berlin

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/233018>

Standard-Nutzungsbedingungen:

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

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

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

Terms of use:

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

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

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

159

Politikberatung kompakt

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung

2020

Mögliche Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf Carbon Leakage und Wettbewerbsfähigkeit

Nils May, Marie-Theres von Schickfus, Frederik Lettow, Karsten Neuhoff, Karen Pittel,
Jörn C. Richstein und Markus Zimmer

IMPRESSUM

© DIW Berlin, 2020

DIW Berlin
Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
Mohrenstraße 58
10117 Berlin
Tel. +49 (30) 897 89-0
Fax +49 (30) 897 89-200
www.diw.de

ISBN 978-3-946417-50-7
ISSN 1614-6921

Alle Rechte vorbehalten.
Abdruck oder vergleichbare
Verwendung von Arbeiten
des DIW Berlin ist auch in
Auszügen nur mit vorheriger
schriftlicher Genehmigung
gestattet.

DIW Berlin: Politikberatung kompakt 159

Nils May*

Marie-Theres von Schickfus†

Frederik Lettow*

Karsten Neuhoff*

Karen Pittel†

Jörn C. Richstein*

Markus Zimmer†

Mögliche Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf Carbon Leakage und Wettbewerbsfähigkeit

Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums der Finanzen

Berlin, 2020

* DIW Berlin, Abteilung Klimapolitik. nmay@diw.de / kneuhoff@diw.de / jricstein@diw.de / flettow@diw.de

† ifo Institut – Leibniz-Institut für Wirtschaftsforschung an der Universität München e.V., Zentrum für Energie, Klima und Ressourcen. vonschickfus@ifo.de / pittel@ifo.de / zimmer@ifo.de

Executive Summary

Das geplante nationale Brennstoffemissionshandelssystem (nBEHS) führt einen CO₂-Preis auf die Energieträger und Sektoren ein, die nicht dem europäischen Emissionshandel (EU ETS) unterliegen, also vor allem auf Wärme und Transport sowie Energieträger, die in kleineren Kraftwerken verbrannt werden. Dabei besteht prinzipiell die Möglichkeit, dass Carbon Leakage und eine verminderte internationale Wettbewerbsfähigkeit auftreten, dass also wirtschaftliche Aktivitäten aufgrund der CO₂-Kosten ins Ausland verlagert werden. Jedoch zeigt die vorliegende Analyse, dass die Carbon Leakage Risiken erheblich kleiner ausfallen als im europäischen Emissionshandel und sich in der Industrie auf wenige Sektoren beschränken.

Die erwarteten CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung ergeben sich als vielversprechendstes Unterscheidungsmerkmal um Branchen zu identifizieren, die besonders von Carbon Leakage betroffen sind. In der wissenschaftlichen Literatur, in Emissionshandelssystemen anderer Länder sowie in der EU werden eine Reihe weiterer Merkmale beschrieben, die sich jedoch für die Anwendung auf den nationalen Brennstoffemissionshandel als nicht zielführend erweisen. Zwar können die CO₂-Kosten auch in Relation zum Umsatz gesetzt werden, doch reagiert dieser Indikator stark auf Preisschwankungen für Inputs. Preis- und Nachfrageelastizitäten sind nicht auf disaggregierter Ebene verfügbar, so dass sie keine ausreichende Differenzierung zwischen Sektoren bieten. Handelsintensitäten sind berechenbar, bieten aber keine Unterscheidung zwischen Sektoren, da der Handel mit dem Ausland für alle Sektoren stark ausgeprägt ist. Indirekte Ansätze zur Messung der Betroffenheit, die (internationale) Verflechtungen in Wertschöpfungsketten berücksichtigen, sind eine theoretische Alternative zur Messung der direkten Betroffenheit, büßen ihre Vorteile in der Praxis jedoch durch mangelnde Datenverfügbarkeit auf disaggregierter Ebene und durch den Verlust der Replizierbarkeit ein.

Das Carbon Leakage Assessment für die Industrie ergibt, dass die Größenordnung der Carbon Leakage Risiken wesentlich niedriger liegt als im europäischen Emissionshandel, da die CO₂-Intensität deutlich geringer ist als in den vom EU ETS abgedeckten Aktivitäten. Für diese Analyse ist es entscheidend, diejenigen Sektoren zu identifizieren, die bereits umfänglich vom europäischen Emissionshandelssystem abgedeckt sind, da diese entsprechend der Gesetzgebung nicht vom nationalen Brennstoffemissionshandel doppelt abgedeckt werden. Zur Identifikation werden die Emissionen, die sich aus der direkten energetischen Nutzung von Energieträgern ableiten, mit den Emissionen, die bereits dem EU ETS unterliegen, abgeglichen.

Die am stärksten vom nationalen Brennstoffemissionshandel betroffenen Sektoren unterliegen teilweise bereits dem EU ETS. In diesen Sektoren haben also manche Unternehmen CO₂-Kosten durch den nationalen Brennstoffemissionshandel, andere nicht. In einzelnen Sektoren, wie beispielsweise in der Chemie, sind diese Unterschiede auf unterschiedliche wirtschaftliche Aktivitäten, die im selben Sektor zusammengefasst sind, zurückzuführen. Prozesse der Grundstoffchemie sind im EU ETS erfasst, weitere Veredlungsschritten eher im nBEHS. In anderen Sektoren hingegen liegt die Unterscheidung in EU ETS und nationalen Brennstoffemissionshandel vor allem an der unterschiedlichen Anlagengröße. In der Analyse wird (abgesehen von der Chemie) von solch einer Industriestruktur ausgegangen, die sich vorrangig in der Größe der Anlagen unterscheidet. Dieses unterstellt, dass manche Unternehmen (kleine Anlagen) die kompletten CO₂-Kosten des Sektors unter dem nBEHS tragen, während andere Unternehmen (große Anlagen) dem EU ETS unterliegen und keine Mehrkosten tragen. Alternativ würden die CO₂-Kosten auf alle Unternehmen der Branche verteilt und fielen entsprechend niedriger aus. Das gewählte Vorgehen führt also zu einer Überschätzung der Gefahr von Carbon Leakage. Des Weiteren werden die Emissionen der Eigenstromversorgung dargestellt, da ein Teil dem EU ETS unterliegt, während das bei kleineren Stromerzeugungsanlagen nicht der Fall ist.

Das Carbon Leakage Assessment zeigt, dass im Jahr 2022 nur bei der Gipsherstellung CO₂-Kosten von mehr als 5% der Bruttowertschöpfung auftreten und Carbon Leakage Risiken vorliegen könnten. Da der Sektor auch Aktivitäten unter dem EU ETS aufweist, fallen die Kosten durch das nBEHS bei den meisten Unternehmen geringer aus. Beim CO₂-Preis von 30€ pro Tonne liegen die Kosten aller anderen Sektoren unter dem Grenzwert von 5% der Bruttowertschöpfung und für die meisten Sektoren unter 0,1% der Bruttowertschöpfung. Für manche Unternehmen könnte die parallele Senkung der EEG-Umlage insgesamt sogar zu einer Senkung der Kosten führen.

Einzelne weitere Sektoren unterliegen in den Folgejahren Carbon Leakage Risiken. Sukzessive treten unter dem festgelegten Preisfad ab 2022 bei einzelnen Sektoren CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung von mehr als dem angenommenen Grenzwert auf. Ab 2023 trifft dieses auf Malz und Fette und Öle zu, ab 2024 auf Stärke und Keramische Fliesen und Platten, sowie ab 2025 auf Chemiefasern.

Das Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG) gibt vor, dass Investitionszuschüsse in den betroffenen Unternehmen gewährt werden sollen. Die Angemessenheit der Zuschüsse sollte dabei durch entsprechend transparente Vergabekriterien sichergestellt werden. Für die

Vergabe muss zunächst für die Branche ein Carbon Leakage Risiko durch das nBEHS festgestellt werden. Im zweiten Schritt sollte sich die Höhe der Investitionszuschüsse für beispielsweise Energieeffizienzmaßnahmen an den unternehmensspezifisch nachgewiesenen Mehrkosten durch das nBEHS orientieren. Dieses vermeidet Mitnahmeeffekte von Unternehmen, die zwar in Branchen mit Carbon Leakage Risiko aktiv sind, aber vollständig vom EU ETS abgedeckt sind und keine Mehrkosten aufweisen.

Im Transportsektor ist kaum Carbon Leakage zu erwarten, da eine Verlagerung ins außereuropäische Ausland nur in sehr eingeschränktem Maß möglich erscheint. Erste Berechnungen für Teile des Transportsektors bestätigen diese Erwartung. Die Analyse zeigt, dass das Ausmaß von Tanktourismus, also dass beispielsweise Logistikunternehmen gezielt über die Grenze fahren, um dort zu tanken, beschränkt ist. So resultiert das nBEHS absehbar nur in Anreizen, wenige Kilometer weiter als bisher zur Grenze zu fahren, da dieses zu Kosten für Kraftstoff, Fahrer und Abnutzung führt. Außerdem werden internationale Ungleichheiten sogar etwas abgebaut, da manche Nachbarländer Deutschlands höhere Abgaben und Steuern und somit höhere Preise für Kraftstoffe haben.

Inhaltsverzeichnis

Executive Summary	II
Inhaltsverzeichnis	V
Executive Summary II	V
1 Motivation der Kurzexpertise	1
2 Literaturüberblick	2
2.1 Relevanz von Carbon Leakage	2
2.2 Besonderheiten des nBEHS.....	4
2.3 Identifikation und Vermeidung von Carbon Leakage	6
2.3.1 Maße für Kostensteigerung und Handelbarkeit.....	6
2.3.2 Indirekte Messung der Kostensteigerungen und der Handelbarkeit.....	9
2.3.3 Relevante Praxisbeispiele	14
2.4 Zusammenfassung, Beurteilung und Anwendung auf das BEHG	20
2.4.1 Betroffenheitsmaße für Industriesektoren	20
2.4.2 Direkte und indirekte Betroffenheit.....	22
2.4.3 Kurzer Überblick über nicht-Industrie-Sektoren	23
3 Quantifizierung des Carbon Leakage Ausmaßes	27
3.1 Methodisches Vorgehen und Daten	27
3.1.1 CO ₂ -Preis	28
3.1.2 Bruttowertschöpfung und Umsatz	28
3.1.3 Berechnung gesamter energiebedingter Emissionen.....	28
3.1.4 Identifikation von EU ETS Sektoren und Emissionen	29
3.1.5 Eigenstromerzeugung.....	30
3.1.6 Industriestruktur und Bruttowertschöpfung.....	31
3.1.7 Investitionen	34
3.2 Ergebnisse Carbon Leakage Ausmaß	35
3.2.1 Überblick Energiekostenanstieg relativ zur Bruttowertschöpfung.....	35
3.2.2 Überblick Investitionen.....	40
3.3 Gestaltung von Investitionszuschüssen	40
4 Fazit	41
5 Literatur	44
6 Anhang	49

I. Übersicht Datenquellen.....	49
II. Emissionsfaktoren	50
III. Emissionen unter dem EU ETS: Sonderfälle	51
IV. Investitionen weiterer Sektoren.....	52
V. Carbon Leakage Regulierungen in bestehenden Emissionshandelssystemen.....	52
VI. Maße zur Bestimmung der Handelbarkeit	55
VII. Tanktourismus	58

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Kurz- und langfristige Preiselastizitäten der Energienachfrage. Quelle: DIW (2019) CO ₂ -Bepreisung im Wärme- und Verkehrssektor: Diskussion von Wirkungen und alternativen Entlastungsoptionen, Tabelle 3-2	4
Tabelle 2: Die 5 Sektoren mit den höchsten Handelbarkeiten. Vergleich der Maße für Handelbarkeit aus Fischer und Fox (2018), Fowlie, Reguant und Ryan (2016), sowie Felbermayr et al. (2013).	58

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Heizölpreise Ende März 2020 im europäischen Vergleich (Quelle: Europäische Kommission, 2020a)	25
Abbildung 2: Preise für Diesel Ende März 2020 im europäischen Vergleich (Quelle für EU-Länder: Europäische Kommission, 2020a; Quelle für Schweiz: Cargopedia, 2020)	26
Abbildung 3: Preise für Superbenzin Ende März 2020 im europäischen Vergleich (Quelle für EU-Länder: Europäische Kommission, 2020a; Quelle für Schweiz: Cargopedia, 2020)	27
Abbildung 4: Annahme, dass die Industriestruktur sich vorrangig anhand der Größe der Anlagen unterscheidet, nicht anhand der Aktivitäten	33
Abbildung 5: Annahme für die organische Chemie, dass sich die Aktivitäten des Sektors zwischen EU ETS und nBEHS fundamental unterscheiden	34
Abbildung 6: Direkte CO ₂ -Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung für die Sektoren der verarb. Industrie, des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden (CO ₂ -Preis 30€/t).....	35
Abbildung 7: Direkte CO ₂ -Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung der 56 am meisten betroffenen Sektoren (CO ₂ -Preis 30€/t)	36
Abbildung 8: Direkte CO ₂ -Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung der 15 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO ₂ -Preis 30 €/t).....	37
Abbildung 9: Direkte CO ₂ -Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung der 16 bis 30 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO ₂ -Preis 30€/t).....	39
Abbildung 10: Direkte CO ₂ -Kosten und Investitionen in Prozent der Bruttowertschöpfung der 15 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO ₂ -Preis 30€/t)	40
Abbildung 11: CO ₂ -Kosten und Investitionen in Prozent der Bruttowertschöpfung der 16 bis 30 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO ₂ -Preis 30 €/t)	52

1 Motivation der Kurzepertise

Im Zuge der Einführung eines nationalen Brennstoffemissionshandelssystems (nBEHS) vor allem im Wärme- und Verkehrssektor spielt der Erhalt der internationalen Wettbewerbsfähigkeit und die Vermeidung von potentiell möglichen Carbon Leakage Risiken eine wichtige Rolle. Steigen die Kosten für einzelne Sektoren durch den nationalen CO₂-Preis stark an, könnte einheimische Produktion durch Importe aus dem Ausland ersetzt und Produktion ins Ausland verlagert werden, was weder im Sinne des Wirtschaftsstandortes Deutschland, noch des Klimas, wäre. Entsprechend internationaler Ansätze zur CO₂-Bepreisung und der Regelungen im europäischen Emissionshandel (EU ETS) wird in diesem Gutachten diskutiert, welche Sektoren unter besonderen Wettbewerbsdruck geraten können und wie dieses verhindert werden kann.

In der regulatorischen Praxis des EU ETS werden Carbon Leakage Gefahren durch sektorale Bewertungen identifiziert, die sich an den erwarteten Mehrkosten und der internationalen Wettbewerbsintensität orientieren (Europäische Union, 2009 und 2018). Daraus ergibt sich die Fragestellung, wie ähnliche Bewertungsansätze für den deutschen Brennstoffemissionshandel ausgestaltet werden können und welchen Beitrag sie zur Vermeidung von Carbon Leakage leisten können. In dieser Studie werden dazu die in der Literatur verfügbaren Erkenntnisse und Erfahrungen aus dem EU ETS und weiteren internationalen Politikmaßnahmen erläutert und Schlussfolgerungen bezüglich der Implikationen auf das nBEHS dargestellt. Hieraus ergibt sich die Frage, wie die identifizierten oder weitere Kriterien bei der nationalen Umsetzung so ausgestaltet werden können, dass Carbon Leakage Risiken durch höhere Kosten vor allem im Wärme- und Verkehrssektor zielgenau erfasst werden können.

Dafür müssen die genutzten Kriterien eines solchen Carbon Leakage Assessments auf Ebene disaggregierter (Teil-)Sektoren anwendbar sein, um Aussagen über die tatsächliche Betroffenheit für einzelne Branchen treffen zu können. Für das gewählte Vorgehen werden also entsprechend fein aufgelöste Daten benötigt. Dies stellt langfristige Praktikabilität und Nachvollziehbarkeit der Analysen sicher. Daher wird eine anschließende Bewertung der Datenquellen bezüglich ihres Nutzens für die Identifikation betroffener Sektoren durchgeführt. Dabei ist die erste Anforderung, die energetisch bedingten Emissionen der Sektoren zu kennen. Im zweiten Schritt ist es notwendig, den Energiebezug, der bereits dem EU ETS unterliegt, von dem Energiebezug zu trennen, der zukünftig unter das nBEHS fällt. Darauf basierend können außerdem diejenigen Sektoren identifiziert werden, die bereits vollständig dem EU ETS unterliegen und somit keine Kosten durch den nationalen Brennstoffemissionshandel haben.

Die Ausgestaltung des Carbon Leakage Schutzes ist bereits im Brennstoffemissionshandelsgesetz enthalten, doch noch nicht genauer spezifiziert. Dieser Schutz soll vorrangig durch finanzielle Unterstützung für klimafreundliche Investitionen geschehen. Diese Studie legt dar, wie groß die CO₂-Kosten verglichen mit den Investitionssummen sind und skizziert Möglichkeiten für die Ausgestaltung und Umsetzung solcher Fördermaßnahmen.

2 Literaturüberblick

Zielsetzung des Literaturüberblicks ist es, die notwendigen Hintergrundinformationen bereitzustellen, um geeignete Methoden und Maßzahlen für die Identifikation von Carbon Leakage im nBEHS zu bestimmen. Darüber hinaus sollen Anregungen für Politikoptionen bezüglich des Umgangs mit Carbon Leakage in der regulatorischen Praxis dargestellt werden. Dabei werden auch internationale Fallbeispiele für ähnlich wirkende Regulierungen betrachtet. Zur Beurteilung der Evidenz und Relevanz von Carbon Leakage ist stets zu berücksichtigen, dass der Emissionshandel eine Lenkungswirkung erzeugen soll. Insofern ist eine Reduktion der emissionsbehafteten Aktivitäten in den jeweiligen Sektoren erwünscht und stellt kein Carbon Leakage dar, solange dies nicht tatsächlich zu einer Emissionssteigerung im Ausland führt. Es besteht allerdings auch im innereuropäischen Ausland ein hoher Handlungsdruck zur höheren CO₂-Bepreisung und auch global steigen die Ambitionen in der Emissionsvermeidung. Es sollte daher beachtet werden, dass Leakage Analysen unter Annahme der jetzigen Regulierungen das Leakage Risiko eher überschätzen. Grundlegende Zielsetzung des nBEHS sollte also (global gesehen) eine tatsächliche Emissionsreduktion sein und es sollte vermieden werden, dass lediglich Emissionen (und damit Wertschöpfung und Arbeitsplätze) ins Ausland verlagert werden (Carbon Leakage).

2.1 Relevanz von Carbon Leakage

Vorab sollte festgestellt werden, dass das nBEHS durch seine Ausnahmeregelungen die emissionsintensivsten Sektoren nicht betrifft, da diese bereits durch das EU ETS weitgehend abgedeckt werden. Die bestehende Literatur zum deutschen Emissionshandel beurteilt das Risiko von Carbon Leakage in den vom nBEHS betroffenen Bereichen Wärme, Verkehr und Dienstleistungen als eher gering (Sachverständigenrat, 2019; Edenhofer et al., 2019). Dies beruht primär auf den relativ geringen zu erwartenden Kostensteigerungen oder den Möglichkeiten zur Kostenweitergabe an die Kunden.

Carbon Leakage

Carbon Leakage, also die Reduktion der Emissionsminderung einer regulatorischen Maßnahme im Inland durch eine Verlagerung von CO₂-Emissionen ins Ausland, droht dann, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- Die Kostensteigerungen für das Unternehmen durch die CO₂-Bepreisung sind essentiell,
- die betroffenen inländischen Produkte werden durch ausländische substituiert, weil die Kostensteigerungen nicht an die Abnehmer der Produkte und Dienstleistungen weitergereicht werden können.

Dabei können inländische Produkte auf zwei Wegen durch ausländische substituiert werden:

- Inländische Produktion kann ins Ausland verlagert werden, sofern der Aufwand für die Verlagerung geringer ist als die Kostenvorteile der Verlagerung („Investment Leakage“)
- Inländische Produktion wird aufgrund mangelnder Wettbewerbsfähigkeit verringert / eingestellt (weniger Produktion und Exporte) und ausländische Produktion wird aufgrund von gesteigener Nachfrage ausgebaut (mehr Importe / „Trade Leakage“).

Generell ist eine möglichst vollständige Kostenweitergabe erstrebenswert, um das Nachfrageverhalten der Abnehmer der Brennstoffe durch das Preissignal zu beeinflussen. Die konkrete Verhaltensänderung wird typischerweise in Elastizitäten gemessen. Diese geben den prozentualen Nachfragerückgang gegeben einer einprozentigen Preissteigerung wieder. Dabei findet ein Teil der Anpassung über eine Verhaltensänderung direkt statt (beispielsweise weniger heizen, wenn das Heizöl teurer wird). Diese wird anhand der kurzfristigen Elastizität gemessen. Die vollständige Anpassung findet meist über Ersatzinvestitionen in der langen Frist statt (beispielsweise durch einen Heizungstausch) und wird durch die langfristige Elastizität erfasst. Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den kurz- und langfristigen Preiselastizitäten der Energienachfrage¹. Elastizitätswerte zwischen null und minus eins werden als unelastisch und Werte unterhalb von minus eins als elastisch bezeichnet. Je elastischer die Käufer reagieren, umso stärker wirkt die Maßnahme in ihrer Emissionsvermeidung. Tabelle 1 gibt einen Überblick der zu erwartenden Nachfrageänderungen bei Preisanstiegen für Energieprodukte. Wie in der Tabelle zu sehen ist,

¹ Die in Tabelle 1 gezeigten kurzfristigen Preiselastizitäten stammen aus dem Methodischen Begleitdokument des 2. Nationalen Energieeffizienz-Aktionsplan (NEEAP) des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie (2011) (<http://www.buindup.eu/sites/default/files/content/DE%20-%20Energy%20Efficiency%20Action%20Plan%20Technical%20DE.pdf>) und sind somit amtlichen Ursprungs. Die langfristigen Elastizitäten basieren auf FÖS (2018). FÖS (2018) nutzte zur Aufstellung dieser Elastizitäten Studien von IVT/ProgTrans/STASA (2004), Liu (2004) sowie Madlener et al. (2001). Verschiedene empirische Studien (z.B. Nikodinoska und Schröder (2016)) weisen geringere Absolutwerte der langfristigen Elastizitäten im Verkehrssektor auf als FÖS (2018). Aus diesem Grund wurden die Werte von -0,8 auf -0,7 angepasst. Der Anwendungsfall „Sonstige“ im GHD-Sektor beinhaltet Kälte-, Kraft-, IKT- und Beleuchtungsanwendungen.

kann davon ausgegangen werden, dass die Wirkung eher im unelastischen Bereich liegt. Dennoch ist ein Nachfragerückgang zu erwarten. Es sei noch einmal betont, dass dieser Nachfragerückgang der erwünschte Effekt der Politik ist und es sich dabei nicht um Carbon Leakage handelt. Eine negative Entwicklung des Brennstoffabsatzes ist also kein stichhaltiges Indiz für Carbon Leakage.

Sektor	Energieträger	Anwendungsfall	kurzfristig	langfristig
Haushalte	Erdgas	Raumwärme	-0,2	-0,51
	Erdgas	Warmwasser	-0,05	-0,51
	Heizöl	Raumwärme	-0,2	-0,32
	Heizöl	Warmwasser	-0,05	-0,32
	Strom	Raumwärme	-0,2	-0,4
	Strom	Warmwasser	-0,05	-0,4
	Strom	Elektrogeräte	-0,025	-0,4
GHD	Erdgas (Naturgas)	Raumwärme	-0,2	-0,51
	Erdgas (Naturgas)	Prozesswärme	-0,1	-0,51
	Erdgas (Naturgas)	Sonstige	-0,025	-0,51
	Heizöl (leicht)	Raumwärme	-0,2	-0,32
	Heizöl (leicht)	Prozesswärme	-0,1	-0,32
	Heizöl (leicht)	Sonstige	-0,025	-0,32
	Strom	Raumwärme	-0,2	-0,4
	Strom	Prozesswärme	-0,1	-0,4
	Strom	Sonstige	-0,025	-0,4
Verkehr	Benzin	Transport	-0,25	-0,7
	Diesel	Transport	-0,05	-0,7

Tabelle 1: Kurz- und langfristige Preiselastizitäten der Energienachfrage. Quelle: DIW (2019) CO₂-Bepreisung im Wärme- und Verkehrssektor: Diskussion von Wirkungen und alternativen Entlastungsoptionen, Tabelle 3-2

2.2 Besonderheiten des nBEHS

Nationale Regelung innerhalb der EU: Die Emissionen aus energie- und handelsintensiven Sektoren in der EU sind größtenteils schon durch das EU ETS abgedeckt, und werden durch das nBEHS nicht doppelt belastet. Dies wird bei der Ermittlung der Carbon Leakage Betroffenheit berücksichtigt werden. Die Sektoren, welche durch das nBEHS abgedeckt werden, sind

hingegen Teil der Effort Sharing Regulation (ESR, zu deutsch Rechtsvorschriften zur Lastenteilung). Diese schafft durch national verbindliche Ziele (mit Handelsmöglichkeiten zwischen den Staaten) eine EU-weite Emissionsobergrenze: daher droht Leakage im engeren Sinn nur bei einer Verlagerung der Emissionen in Drittstaaten außerhalb der EU. Aufgrund existierender Produktionsunterschiede und der Fokussierung der Mitgliedsstaaten auf unterschiedliche sektorale Ziele, kann ein Effekt auf die Wettbewerbsfähigkeit innerhalb Europas natürlich nicht ausgeschlossen werden, ist aber im Vergleich zu Drittstaaten stark vermindert. Zudem haben viele europäische Staaten eigene CO₂-Bepreisungssysteme – so z. B. Dänemark, Schweden, Portugal, Irland – oder implizite CO₂-Bepreisung durch andere Regulierungsmaßnahmen.

Regulierung auf Brennstoffebene: Diese ist ideal im Sinne der Erfassung aller Emissionen, es bleibt allerdings das Problem der Identifikation betroffener Installationen und Sektoren. Ein Emissionshandelssystem mit Fokus auf Wärme und Verkehr, das auf Brennstoffebene ansetzt, ist in seiner Kosten- und Leakagewirkung vergleichbar mit CO₂-Steuern in Dänemark, Irland oder Portugal. In Deutschland sind die Emissionen in den EU ETS Sektoren generell betroffen und es werden nur die dem EU ETS unterliegenden Emissionen aus der Regulierung ausgenommen.

Betroffene Sektoren: Das nBEHS betrifft primär die Emissionen in der Industrie, dem Dienstleistungssektor, dem Transportsektor und der Land- und Forstwirtschaft, die noch nicht im EU ETS erfasst sind. Es können aber auch Emissionen in EU ETS Sektoren erfasst sein, wenn die betroffenen Installationen bisher aufgrund der Ausnahmeregelungen (typischerweise Mindestgrößen, wie z.B. 20 MW thermische Leistung für Verbrennung) nicht im EU ETS erfasst sind. Dieses Gutachten beschäftigt sich insbesondere mit den Emissionen der Industrie und gibt auch eine erste Einschätzung für die Leakage Relevanz des nBEHS für den Transportsektor und die Land- und Forstwirtschaft ab. Gegeben der Datenlage wäre für die Landwirtschaft ein methodisch leicht angepasstes Vorgehen notwendig. Eine oberflächliche Literaturrecherche zeigt, dass sich die verfügbaren Analysen weniger nach Sektoren und Sub-Sektoren als vielmehr nach unterschiedlichen Nutzpflanzen und Nutztieren gliedern und damit eher auf der Prozessebene anzusiedeln sind. Im Sinne der Klimawirkung der Politikmaßnahme sollte darüber hinaus die Wechselwirkung mit anderen Klimagasen der Landwirtschaft (wie Methan oder Lachgas) berücksichtigt werden.

2.3 Identifikation und Vermeidung von Carbon Leakage

Hier werden zunächst verschiedene theoretische Ansätze zur Messung und Vermeidung von Carbon Leakage beschrieben, während in Kapitel 2.4 evaluiert wird, inwieweit diese Maße für den deutschen nationalen Brennstoffemissionshandel sinnvoll und anwendbar sind.

2.3.1 Maße für Kostensteigerung und Handelbarkeit

Zur Spezifikation des Carbon Leakage Risikos wird typischerweise überprüft, ob die Kostensteigerungen für die Branche essentiell sind (Kriterium Nr. 1, Kostensteigerung) und ob die Gefahr besteht, dass betroffene inländische Produkte durch ausländische substituiert werden (Kriterium Nr. 2, Handelbarkeit). Es wird hingegen selten versucht, das eigentliche Carbon Leakage in Form von global verlagerten Emissionen zu messen. Der Grund dafür liegt einerseits in der problematischen Bestimmung dieser Verlagerung und andererseits darin, dass diese ja nur ex-post gemessen werden kann und es damit für eine Politikintervention zu spät wäre. Dennoch gibt es verschiedene Ansätze mit denen versucht werden kann, eine Prognose über die zu erwartenden Verlagerungen abzugeben. Dies bezieht auch die im BEHG vorgesehene Berücksichtigung der indirekten Betroffenheit mit ein.

2.3.1.1 Kriterium Nr. 1: Kostensteigerung

Über die angemessene Berechnung der relevanten Kostensteigerungen herrscht weitestgehend Konsens und kostenbasierte Kriterien gelten als robuste Maße für die Bestimmung Carbon Leakage gefährdeter Sektoren (vgl. Martin et al., 2016; Sato et al., 2015). Wie in der Infobox „Mögliche Maße zur Bestimmung der Relevanz der Kostensteigerungen“ zu sehen, gibt es aber durchaus eine gewisse Auswahl an möglichen Maßen zur Quantifizierung des Kostenkriteriums. Insbesondere Sato et al. (2015) listen eine Reihe von Eigenschaften auf, die zur Auswahl des konkreten Maßes genutzt werden können.

Das erste und weitgehend übliche Maß ist das Verhältnis der Kostensteigerungen zur Bruttowertschöpfung. Die Bruttowertschöpfung entspricht dem Mehrwert, der durch Verarbeitung und Bearbeitung von Inputs geschaffen wird. Aus der Kostenperspektive beinhaltet die Bruttowertschöpfung Arbeits- und Kapitalentlohnungen und Abschreibungen. Das ist ein relativ stabiler und über Sektoren hinweg vergleichbarer Wert. Im zweiten Maß werden die Kostensteigerungen relativ zum Umsatz gemessen. Der Umsatz schließt, im Gegensatz zur Wertschöpfung aus dem ersten Maß, auch die Kosten von Inputs wie Rohstoffen ein. Bei Produkten mit großen Anteilen teurer Materialien (z.B. Kupfer, Aluminium) nimmt der Indikator dabei einen geringen Wert an und suggeriert geringere Carbon Leakage Risiken als bei Produkten aus kosten-

günstigeren Materialien (z.B. Kalkstein). Wenn die Rohstoffkosten einen hohen Anteil am Umsatz ausmachen, ist das Endergebnis uneindeutig und das Maß mit Bezug auf die Wertschöpfung besser geeignet, um zu vergleichen, wie Unternehmen auf die Kostensteigerungen reagieren. Im dritten Maß wird der Kostenanstieg im Verhältnis zum Gewinn gemessen. Dies wirft mehrere Probleme auf. Gewinne sind über Jahre sehr volatil und manchmal negativ. Sie sind stark von der Steueroptimierung und der Abschreibungsstrategie beeinflusst, die dazu führen, dass multinationale Unternehmen Anreize haben können, Gewinne und Kosten zwischen Ländern zu verschieben.

Mögliche Maße zur Bestimmung der Relevanz der Kostensteigerungen

Um zu beurteilen, ob Kostensteigerungen essentiell sind, werden diese in Relation zu anderen Unternehmenskennzahlen gestellt. Dazu gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Dabei ist anzumerken, dass:

- **Maß 1** die Kostensteigerung als prozentualer Anteil der Wertschöpfung zu relativ großen Werten führt und so der Schwellenwert zur Beurteilung einer essentiellen Kostensteigerung relativ hoch gewählt werden sollte,
- **Maß 2** die Kostensteigerung als prozentualer Anteil des Umsatzes zu relativ kleinen Werten führt und so der Schwellenwert zur Beurteilung einer essentiellen Kostensteigerung relativ niedrig gewählt werden sollte,
- **Maß 3** die Kostensteigerung als prozentualer Anteil der EBITDA oder der Profite zu stark variierenden Werten führt, die sogar negativ werden können,
- **Maß 4** die Kostensteigerung als prozentualer Anteil der Gesamtkosten zu relativ großen Werten führt und so der Schwellenwert zur Beurteilung einer essentiellen Kostensteigerung ebenfalls relativ niedrig gewählt werden sollte.
- **Maß 5** Zur Bestimmung der Kostensteigerung wird der zu bepreisende CO₂-Ausstoß ermittelt. Dieser wird, ohne ihn mit einem Preis zu bewerten, direkt ins Verhältnis zum Nenner eines der vorgenannten Maße gesetzt (z.B. Umsatz, Wertschöpfung oder Kosten). So wird lediglich die CO₂-Intensität als Kriterium herangezogen und es sind keine expliziten, wohl aber implizite, Annahmen über den künftigen CO₂-Preis nötig. Je nach Notwendigkeit können indirekte Emissionen (z.B. durch Bezug von Strom) in die Berechnung eingehen.

Das Ausweichen auf das Ergebnis vor Zinsen, Steuern und Abschreibungen (EBITDA) schafft nur bedingt Abhilfe. Somit würde der Fokus auf Kostensteigerungen im Verhältnis zum Kapitaleinsatz gemessen werden. Da der Arbeitseinsatz in der Produktion nicht berücksichtigt wird, ignoriert diese Metrik eine wichtige Möglichkeit der Flexibilität der Unternehmen und ignoriert die erheblichen branchenspezifischen Unterschiede in der relativen Bedeutung des Arbeits- und Kapitaleinsatzes. Im vierten Maß werden Kostensteigerungen als prozentualer Anteil der Gesamtkosten ausgewiesen. Allerdings sollte bei diesem Maß berücksichtigt werden, dass allge-

meine Kostensteigerungen den relativen Anteil der Kostensteigerungen durch die CO₂-Bepreisung sinken lassen. Dies kann in besonders wettbewerbsintensiven Branchen ein problematisches Signal darstellen. Grund dafür ist, dass starke und vom nBEHS unabhängige Kostensteigerungen das Gewicht der durch das nBEHS verursachten Kostensteigerungen senken und so scheinbar das Carbon Leakage Risiko reduzieren. Dieses ist aber nicht zwingend der Fall. Im Fall inländischer Kostensteigerungen bei den betroffenen Sektoren wird eine Produktions- und somit Emissionsverlagerung sogar wahrscheinlicher. Darüber hinaus besteht wiederum das Problem der Verschiebung der Kosten über Transferpreise in multinationalen Unternehmen. Die Betrachtung der CO₂-Intensität im fünften Maß umgeht das Problem, einen Preis für die Emissionen zu wählen. Dieser ist nötig, um die Kostensteigerung zu bestimmen, die Wahl gestaltet sich im Emissionshandel aber als schwierig, da der Preis vergleichsweise volatil ist. Um eine intuitive Interpretation zu ermöglichen oder die Maßzahl verständlich zu machen, werden dann aber doch wieder implizite Preise angesetzt. Auch die Festlegung eines Schwellenwertes setzt eine solche implizite Annahme voraus. Damit bietet es sich gleich an, explizite CO₂-Preise zu benennen und deren Spannbreite vernünftig darzustellen. Insbesondere das erste Maß, die Auswirkungen des CO₂-Preises auf die Kosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung des Sektors, hat das attraktive Merkmal, dass es über die Zeit hinweg eine stabile Messgröße darstellt. Es erlaubt eine direkte und intuitive Interpretation, da es auf dem realen wirtschaftlichen Wert basiert, der durch eine industrielle Aktivität geschaffen wird. Es spiegelt den Anteil der Kosten wieder, die unter direkter Kontrolle des Unternehmens stehen und weniger einer strategischen Optimierung unterliegen (außer über die Umwidmung von Arbeitskosten als Inputkosten durch das Outsourcen von Aktivitäten). Wir argumentieren, dass die Messung des Kostenanstiegs im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung einen guten Indikator für den Kostenanstieg im Vergleich zu anderen Kostenfaktoren darstellt, die vom Management des Unternehmens kontrolliert werden.

2.3.1.2 Kriterium Nr. 2: Handelbarkeit

Von Kostensteigerungen betroffene inländische Produkte, die gut handelbar sind, können durch ausländische Produkte substituiert werden. Das kann die Möglichkeit, Kostensteigerungen an die Abnehmer der Produkte und Dienstleistungen weiterzugeben, einschränken. Dieser Zusammenhang wird in der Praxis häufig durch die Handelsintensität approximiert. In der ökonomischen Forschung wird diskutiert, wie sinnvoll dieses Maß ist und was möglicherweise ein besseres Maß sein könnte. Das Maß der Handelsintensität hat den großen Vorteil, dass die Daten

für seine Berechnung recht gut verfügbar sind. Einerseits korreliert es zudem mit einigen alternativen Maßen für Import-Substituierbarkeit (Fowlie und Reguant, 2018). Auf der anderen Seite gibt es unterschiedliche Spezifikationen für die Maße der Handelsintensität und deren Korrelation untereinander ist relativ gering. Darüber hinaus haben einige Studien gezeigt, dass die Handelsintensität wenig über die Leakage Gefahr eines Sektors aussagt (Martin et al. 2014/2016, Sato et al. 2015). Es gibt allerdings auch kein Maß, das eindeutig als besser identifiziert wurde als die Handelsintensität.

Die Handelsintensität soll messen, wie leicht inländische Produkte durch ausländische Produkte ersetzt werden können.

$$\text{Handelsintensität} = \frac{\text{Importe} + \text{Exporte}}{\text{Produktion} + \text{Importe}}$$

Die nachfolgenden Analysen zeigen, dass die Handelsintensität für die spezifischen Bedürfnisse des BEHGs nicht zielführend ist. Um diese Aussage belegen zu können, ist dennoch eine systematische und methodische Erarbeitung und Quantifizierung geeigneter Maße für die Handelbarkeit notwendig. Um die Argumentation kurz und übersichtlich zu halten, wurde eine detailliertere Diskussion unterschiedlicher Maße für die Handelbarkeit in Anhang VI ausgelagert. Eine konkrete Einordnung bezüglich der Belange des BEHG findet in Abschnitt 2.4.2 statt.

2.3.2 Indirekte Messung der Kostensteigerungen und der Handelbarkeit

Die beschriebenen Kriterien zur Messung der Kostensteigerung messen die direkten Kosten, die bei den Brennstoffnutzern anfallen. Ein solches Maß geht implizit davon aus, dass die direkt betroffenen Sektoren ihre gestiegenen Kosten nicht weiterreichen können.

In den Carbon Leakage Regeln des EU ETS werden neben den direkten Kosten, die bei den regulierten Installationen anfallen, für einen Teilbereich auch indirekte Kosten berücksichtigt: Gestiegene Kosten aufgrund der durch das EU ETS erhöhten Strompreise werden im Kriterium der Kostensteigerung zusätzlich ausgewiesen. Im Fall des EU ETS ist diese Ausweitung vertretbar und leicht durchführbar: Es konnte empirisch gezeigt werden, dass Stromerzeuger ihre Kostensteigerungen zu nahe 100% an ihre Konsumenten weitergeben (Sijm et al., 2006); zudem sind Daten für den Strombezug auf Sektorebene gut verfügbar.

Da der Elektrizitätssektor nicht unter das nBEHS fällt, kann diese Regelung nicht auf das nBEHS übertragen werden. Es gibt unter dem nBEHS keinen klar identifizierbaren Sektor, bei dem eine hundertprozentige Weiterreichung der vom BEHG verursachten Mehrkosten zu erwarten ist. Allerdings gibt es eine Reihe von Sektoren, für die eine Weiterreichung von mehr

als 0% erwartet werden kann (siehe Abschnitt 2.1; Neuhoff und Ritz, 2019; de Bruyn et al., 2015; Felbermayr et al., 2013).

Die Berücksichtigung der indirekten Betroffenheit in den Maßen für die Kostensteigerung oder die Handelsintensität ist methodisch anspruchsvoll und bringt gewisse Einschränkungen mit sich². Die benötigten Input-Output-Daten und Elastizitäten sind lediglich in groben Sektoraggregaten verfügbar. Diese können, je nach Zielsetzung der Analyse, unzweckmäßig sein. Zuerst ist zu klären, was eigentlich direkte und was indirekte Betroffenheit ist. Es wird üblicherweise davon ausgegangen, dass Inverkehrbringer der Brennstoffe die Mehrkosten komplett weiterreichen. Der Mechanismus ist dabei identisch zu anderen Belastungen wie beispielsweise der Mineralölsteuer. Die direkten Bezieher der Brennstoffe werden dann konsequenterweise als direkte Betroffene betrachtet. Die Belastung sollte dann nicht den Inverkehrbringern zugerechnet werden, da sonst Doppelzählungen entstehen würden. Im Kontext dieser Studie wird der üblichen Konvention gefolgt und es werden als direkt betroffene Marktteilnehmer diejenigen bezeichnet, die die Brennstoffe von den Inverkehrbringern erwerben und verbrennen. Es wird davon ausgegangen, dass bei ihnen die Emissionen und die Kosten anfallen. Indirekt betroffene Marktteilnehmer sind die Kunden der direkt betroffenen Akteure. Im weiteren Sinne zählen aber auch deren Kunden und alle weiteren Kunden dieser Kunden in den folgenden Instanzen der gesamten Wertschöpfungskette zu den indirekt Betroffenen, bis zum Konsum durch den Endkunden. Sie sind jeweils in dem Maße betroffen, in dem die Preissteigerungen an sie weitergegeben werden und sie diese Preissteigerungen selbst nicht weitergeben können.

2.3.2.1 Input-Output-Analyse

Grundlage für die tiefere Erfassung der indirekten Betroffenheit ist die Input-Output-Struktur der Volkswirtschaft. Der Ausgangspunkt für die Input-Output-Analyse ist die Input-Output-Matrix, welche die Verwendung der sektoralen Produkte als Vorleistungen oder als Endprodukte (Konsum, Export, Anlageinvestitionen) abbildet. Sie misst alle Güterflüsse in Geldwerten. Hieraus lassen sich alle Verknüpfungen und Zulieferbeziehungen der Zwischenprodukte ableiten und so die erweiterte indirekte Betroffenheit erfassen. So sind dann beispielsweise in den Produkten der Papierwirtschaft auch alle Transportleistungen enthalten, die in dem für die Papierherstellung genutzten Holz aus der Forstwirtschaft stecken, und im Zirkelschluss auch wieder das Papier, das der Transportunternehmer für seinen Lieferschein benutzt.

² Als Beispiel für ein solches Maß bietet sich das in Anhang VI beschriebene Maß von Felbermayr et al. (2013) an.

2.3.2.2 Carbon Cost Footprint

Im Folgenden wird ein theoretischer Ansatz für die Berechnung der erweiterten indirekten Kostensteigerung beschrieben: der Carbon Cost Footprint³. In diesem Ansatz wird berechnet bzw. geschätzt, inwiefern CO₂-Kosten über die Wertschöpfungskette weitergereicht werden können und was schließlich der „CO₂-Kosten-Fußabdruck“ des Endprodukts ist. Ein solches Maß ist nicht als komplementär zu den direkten Kosten zu verstehen, sondern stellt eine alternative Berechnungsmethode dar.

Während im Ansatz der direkten Kosten von keiner Möglichkeit der Kostenweiterreichung ausgegangen wird, muss für den Carbon Cost Footprint die Kostenweiterreichung auf jeder Stufe der Wertschöpfungskette bestimmt werden. Dazu können verschiedene Annahmen getroffen werden. Im einfachsten Fall wird von einer vollständigen Kostenweiterreichung ausgegangen und auf das Konzept des sogenannten Carbon Footprints zurückgegriffen. Unter Nutzung der Emissionsintensitäten, der Nachfragen nach sektoralen Endprodukten und der Abbildung der Produktionsverflechtungen kann der implizite CO₂-Gehalt in den Endprodukten bestimmt werden. Dieser Carbon-Footprint bezeichnet die Menge an CO₂, die in der gesamten Wertschöpfungskette genutzt wurde und dem jeweiligen Endprodukt zugeordnet werden kann. Es kann dabei auch ausschließlich das CO₂ aus den durch das nBEHS belasteten Brennstoffen berücksichtigt werden. Wird in jeder Stufe davon ausgegangen, dass die Mehrkosten vollständig weitergeben werden, dann kann zur Berechnung des einfachsten Maßes für den Carbon Cost Footprint der so bestimmte implizite CO₂-Gehalt mit dem relevanten CO₂-Preis multipliziert werden. Hier ist festzustellen, dass auf diese Weise sämtliche Emissionen, die in der „direkten Betroffenheit“ schon auf der Produktionsseite vollständig zugeordnet wurden, jetzt ein zweites Mal vollständig den Endprodukten zugeordnet werden, für die sie implizit genutzt wurden. Es handelt sich also um zwei grundsätzlich unterschiedliche Betrachtungsweisen, die je nach Fragestellung und Zielsetzung der Analyse ihre Berechtigung haben und von Vor- oder Nachteil sein können. Damit ist es offensichtlich, dass es keine sinnvolle Begründung dafür gibt, die direkten Kosten und den Carbon Cost Footprint zu addieren. Die beiden Konzepte sind vollständig unabhängig voneinander zu betrachten und eine Addition würde zu einer Doppelzählung der Belastungen führen.

³ Der Begriff „Carbon Cost Footprint“ ist als solcher in der Literatur nicht geläufig. Der im Rahmen dieser Studie gewählte Begriff des Carbon Cost Footprints erfasst einerseits die Intuition des Maßes und verhindert andererseits eine Verwechslung mit dem etablierten und für den Leser möglicherweise klar belegten Begriff der „indirekten Kosten“ im Sinne der Carbon Leakage Regulierungen der EU.

2.3.2.3 Berücksichtigung der Preiselastizitäten im Carbon Cost Footprint

Im einfachen Ansatz zur Bestimmung des Carbon Cost Footprints wurde davon ausgegangen, dass in jeder Stufe der Produktionskette die Zusatzkosten durch das nBEHS vollständig durchgereicht werden. Im Gegensatz dazu wurde in den direkten Kostenmaßen angenommen, dass die Mehrkosten überhaupt nicht durchgereicht werden. Mit Hilfe von Preiselastizitäten ist es theoretisch möglich, diese Annahmen zu schwächen und eine sektorspezifische Teildurchreichung zu ermöglichen. Dazu bietet sich die Preiselastizität der Nachfrage an. Diese ist definiert als eine prozentuale Änderung der Nachfrage bei einem einprozentigen Preisanstieg. Sie gibt den Grad der Substituierbarkeit eines Produktes von Seiten der Nachfrager an und ist somit eine hilfreiche Ersatzvariable für den Grad der Kostendurchreichung. Preiselastizitäten können zwar methodisch in jeder Stufe der Wertschöpfungskette berücksichtigt werden, jedoch mit den verfügbaren Daten lediglich in groben Sektoraggregaten bestimmt werden.

2.3.2.4 Indirekte Exporte

Je nach Bedarf kann die indirekte Betroffenheit, in der erweiterten Definition, in einem Maß zur Handelbarkeit berücksichtigt werden. Das in Abschnitt 2.3.1.2 beschriebene Maß für die Handelbarkeit beschreibt die Handelsintensität des direkt betroffenen Produkts. Wenn das direkt betroffene Produkt im Inland als Vorleistung verkauft wird und der Bezieher dieser Vorleistung einen Anteil seiner Produktion exportiert, so entstehen indirekte Exporte. Auch bei den indirekten Exporten stellt sich die Frage nach der Kostenweitergabe. Es ist nicht davon auszugehen, dass der Sektor, der letztendlich die Waren (und indirekt Vorleistungen) exportiert, auch wirklich die gesamten zusätzlichen Kosten seiner Vorleistungserbringer bezahlt.

Ebenso wie beim Carbon Cost Footprint kann auch bei den indirekten Exporten mit Preiselastizitäten gewichtet werden. Eine mögliche Umsetzung der Erfassung der indirekten Exporte in einem Maß für Carbon Leakage Betroffenheit ist das bereits genannte Maß von Felbermayr et al. (2013). Hier ist die Grundidee, dass die direkt betroffenen Sektoren (z.B. Wärme) ihre gestiegenen Kosten an ihre Abnehmer weitergeben. Wenn diese Abnehmer (und wiederum weitere indirekte Abnehmer) in internationalen Handel involviert sind, ergibt sich ein indirektes Leakage Risiko. Die indirekten Exporte sind somit eher ein Maß für die (indirekte) internationale Wettbewerbsintensität von direkt betroffenen Sektoren. Dieses Maß wäre neben der Berechnung der direkten CO₂-Kosten zu verwenden (anstelle von oder zusätzlich zu anderen Maßen zur Importsstituierbarkeit).

2.3.2.5 Beurteilung der indirekten Maße

Während ein anwendbares Maß der indirekten Kosten für den Stromsektor im europäischen Emissionshandel leicht zu definieren und umzusetzen war, leiden alle Ansätze zur Ermittlung der indirekten Betroffenheit über mehrere verzweigte Wertschöpfungsstufen aktuell unter grundsätzlichen methodischen und datentechnischen Limitierungen. Diese erscheinen angesichts des Zeithorizonts des nBEHS nicht lösbar. Die folgenden Anmerkungen beziehen sich damit auf Ansätze für zukünftige Forschung, durch die diese Probleme langfristig gelöst werden könnten.

Probleme mit den beschriebenen Ansätzen resultieren häufig aus der unzureichenden Datenverfügbarkeit, da die entsprechenden Daten nur für sehr aggregierte Wirtschaftszweige berechnet werden können. Werden hilfsweise Annahmen getroffen oder Expertenschätzungen verwendet, leidet dadurch die Replizierbarkeit. In den Ansätzen zur indirekten Betroffenheit muss im ersten Schritt zunächst die direkte Betroffenheit quantifiziert werden, und zwar für alle Sektoren. Die Messung der indirekten Betroffenheit mithilfe von Input-Output-Analyse bedeutet, dass die Sektoraggregationsebene der deutschen Input-Output-Tabelle verwendet werden muss und keine tiefere Disaggregation möglich ist. Es ist also zu diskutieren, ob sie als alleiniges Betroffenheitsmaß sinnvoll ist oder eher als Vorstufe genutzt werden sollte, um dann Subsektoren genauer zu betrachten. Die Preiselastizitäten der Nachfrage zu bestimmen ist zudem nicht trivial. Wie in Abschnitt 2.1 beschrieben wird, sorgt allein schon das methodische Vorgehen für unterschiedliche Ergebnisse. Zudem ist es gerade für Dienstleistungen schwierig, Preiselastizitäten auf Basis von Handelsdaten zu schätzen. Hier müsste dann z. B. für die Wärmeversorgung auf eine allgemeine Preiselastizität aller Dienstleistungen zurückgegriffen werden (siehe Felbermayr et al. 2013). Dies ist aufgrund der hohen Heterogenität innerhalb des Dienstleistungssektors problematisch, da so zwar noch nutzbare Aussagen für die aggregierte Makroebene getroffen werden können, die Ergebnisse für die Subsektoren aber in ihrer Verlässlichkeit einbüßen.

Alternativ können mit nationalen Daten erhobene Preiselastizitäten verwendet werden (siehe Abschnitt 2.1 / z. B. Bach et al. 2019 für eine Zusammenfassung von Preiselastizitäten im Wärme- und Transportbereich), jedoch spiegeln diese weniger eine Substituierbarkeit durch Importe wider als ein verändertes Nachfrageverhalten. Im Sinne der Berechnung von Carbon Leakage Risiken ist das vertretbar: man würde in diesem Fall die erwarteten strukturellen Anpassungen durch die CO₂-Bepreisung direkt in die Berechnung mit aufnehmen. Dabei ist allerdings anzumerken, dass die geschätzten Elastizitäten, wie alle beschriebenen Maße, auf Daten

aus der Vergangenheit beruhen. Sie können somit erwartete und durch das nBEHS getriebene technische Entwicklungen, die die Substituierbarkeit von fossilen Brennstoffen verändern (wie z. B. Wärmepumpen oder Elektroautos), nicht abbilden. Zudem ist zu klären, inwiefern auf verschiedene Weise geschätzte Elastizitäten miteinander vergleichbar sind, bzw. ob es möglich ist, für alle Sektoren mit der gleichen Methode die Preiselastizität der Nachfrage zu schätzen. Ein vereinfachter Weg könnte sein, nur für wenige Sektoren überhaupt die direkten Kostensteigerungen zu berücksichtigen (und für alle anderen Sektoren gleich Null zu setzen). Somit würden auch nur für diese ausgewählten Sektoren konsistente Preiselastizitäten benötigt. Allgemein muss der Aufwand für die beschriebene detaillierte Betrachtung im Verhältnis zum Mehrwert stehen: der Carbon Cost Footprint (oder indirekte Exporte) kann theoretisch ein weiteres Maß für die Carbon Leakage Gefahr sein, welches die Annahme, dass gar keine Kosten weitergereicht werden, lockert. Diese Annahme wird aber durch andere Annahmen bzw. empirisch schwer zu ermittelnde Maße ersetzt. Somit wird bei der Berechnung indirekter Maße die Transparenz bzw. die Replizierbarkeit der Ergebnisse reduziert. Bisher wird die indirekte Betroffenheit in erweiterter Form in keinem anderen nationalen EHS berücksichtigt. Es bietet sich im deutschen Kontext allerdings an, einerseits die besondere Bedeutung der Industrie im Vergleich zu anderen Ländern und andererseits die ausgeprägte Verflechtung in internationale Lieferketten zu berücksichtigen. Der Bedarf an einer Betrachtung der indirekten Betroffenheit sollte daher nicht grundsätzlich aufgrund der methodischen Herausforderungen ausgeschlossen werden. Abschließend sei noch einmal betont, dass es sich bei den hier dargestellten Maßen zur erweiterten indirekten Betroffenheit um alternative und nicht um komplementäre Konzepte zur direkten Betroffenheit handelt.

2.3.3 Relevante Praxisbeispiele

Für durch das nBEHS verursachtes Carbon Leakage stellt sich für den Regulierer die Frage der Ausgestaltung der Gegenmaßnahmen in den betroffenen Sektoren. Im Folgenden werden dafür relevante Beispiele ausgeführt. Es werden einerseits Parallelen zum EU ETS und zu CO₂-Steuern gezogen und aufgezeigt, dass bisher wenig Bedarf zum Gegensteuern erkennbar ist. Andererseits werden im internationalen und insbesondere im EU-Kontext Beispiele zur Ausgestaltung von investitionsfördernden Maßnahmen ausgeführt. Zu den weiteren im Emissionshandel regelmäßig genutzten Maßnahmen zählen Ausnahmelisten, beziehungsweise die freie Allokation von Emissionsrechten. Diese könnten auch als detailliertere Ausgestaltung des Emissionshandels bezeichnet werden und müssen nicht zwangsläufig als eigenständiges Politikinstrument

wahrgenommen werden. Diese Maßnahmen mindern die angestrebte Lenkungswirkung in gleichem Maße, wie eine Verzerrung der Wettbewerbsfähigkeit verringert wird. Damit stellen sie keine attraktive Politikoption dar, sofern sie nicht mit zusätzlichen Politikmaßnahmen wie Klimaabgaben kombiniert werden, die beim Verkauf der Produkte das Preissignal wiederherstellen und auf heimische wie importierte Produkte gleichermaßen erhoben werden (siehe Böhringer et al., 2017). Für das nBEHS relevant ist die Möglichkeit, bestehende Steuern und Abgaben zu senken. Insbesondere eine durch das nBEHS finanzierte Senkung der EEG-Umlage kann schon zu einer deutlichen Nettoentlastung der von den steigenden Brennstoffpreisen betroffenen Unternehmen führen. Gerade kleinere Unternehmen, die Kosten unter dem nBEHS haben, würden von einer solchen Senkung der Umlage profitieren. Dieser Effekt wird im vorliegenden Gutachten allerdings nicht berücksichtigt.

Spezielle Politikmaßnahmen wie Carbon-/ Border-Tax-Adjustments oder auch Carbon Tariffs genannte Instrumente zum Ausgleich der CO₂-Preisdifferenzen an der Landesgrenze sind eher im Außenverhältnis der EU relevant. In Kalifornien gibt es allerdings auch ein Beispiel innerhalb des US-Binnenmarktes (Mehling et al. 2019)⁴. Der kalifornische Emissionshandel schließt freilich auch die energieintensivsten Sektoren ein, welche bereits größtenteils im EU ETS erfasst sind und somit nicht vom nBEHS beeinflusst werden. .

2.3.3.1 Nationale CO₂-Bepreisungssysteme

Irland hat 2010 eine CO₂-Steuer eingeführt. Diese Steuer bezog sich explizit auf die Nicht-ETS-Sektoren; die Besteuerung erfolgt ähnlich wie beim nBEHS an der Stelle der Inverkehrbringer von Brennstoffen (Partnership for Market Readiness, 2017). Insofern ist unklar, wie genau die EU ETS-Sektoren von der Besteuerung ausgenommen werden. Inwiefern es Installationen aus EU ETS Sektoren gibt, die dieser Steuer unterliegen, da sie aufgrund ihrer Größe nicht Teil des EU ETS sind, geht aus den verfügbaren Dokumenten nicht hervor. Allgemein sind im Zusammenhang mit der CO₂-Steuer in Irland Sorgen vor Carbon Leakage so gut wie kein Thema, und es sind keine expliziten Maßnahmen zur Vermeidung von Carbon Leakage vorgesehen. In den verfügbaren Quellen wird der internationale Handel in zwei Kontexten erwähnt: 1, die Steuer führte zu einer Abnahme des Tanktourismus von Nordirland nach Irland; 2, um den Import von Kohle mit höherem Schwefelgehalt aus Nordirland zu vermeiden, wurden Schwefelgrenzwerte eingeführt. Es gibt allerdings Ausnahmeregelungen, die möglicherweise auch Carbon Leakage reduzieren, auch wenn das nicht explizit die primäre Motivation gewesen zu sein scheint: eine

⁴ Siehe auch Anhang V.

reduzierte Rate für Schweröl- und LPG-Nutzung in Gartenbau und Pilzzucht sowie seit 2012 eine teilweise Ausnahmeregelung für hocheffiziente KWK-Kraftwerke. Zudem wurde 2012 landwirtschaftlich genutzter Diesel von weiteren Steuererhöhungen ausgenommen bzw. für Landwirte ein entsprechender Einkommenssteuererlass gewährt. Allgemein stand im irischen Diskurs die Sorge um den möglicherweise regressiven Charakter der Steuer im Vordergrund (siehe Partnership for Market Readiness 2017, De Bruin & Yakut 2018, Convery et al. 2013). Auch in Portugal ist nicht ganz klar, inwieweit die ETS Sektoren von der dortigen CO₂-Steuer ausgenommen sind. Auch hier wird die Steuer auf Ebene der Inverkehrbringer erhoben. Laut Pereira et al. (2016) unterliegen in Portugal der Elektrizitätssektor, Kokereien, Chemie und Zellstoff/Papier vollständig dem EU ETS, die Herstellung von nichtmetallischen Mineralprodukten (wie Glas, Keramik, etc.) sei nur teilweise vom EU ETS abgedeckt. Welche Regelungen für Installationen in diesen Sektoren gelten, die nicht Teil des EU ETS sind, geht aus den verfügbaren Dokumenten nicht hervor. Eine Diskussion bezüglich möglicher Leakage Risiken ist in Portugal nicht erkennbar. Die portugiesische CO₂-Steuer liegt allerdings auch deutlich niedriger als die in Irland, British Columbia (s.u.) oder Dänemark (Kossoy et al., 2015).

In Dänemark wurde Carbon Leakage thematisiert. Bis 2005 war die Höhe der CO₂-Steuer für Haushalte und Industrie unterschiedlich. Innerhalb der Industrie unterschied sie sich, je nachdem, ob der Brennstoff zum Heizen oder für industrielle Prozesse genutzt wurde. Dies war in der Umsetzung schwierig, da Tausende Unternehmen spezielle Messgeräte installieren mussten, um die verschiedenen Nutzungsarten zu dokumentieren (siehe Partnership for Market Readiness 2017, Jamet 2012). Zusätzlich konnten Unternehmen Steuervorteile geltend machen, wenn sie an Energieeffizienzprogrammen teilnahmen.

Die kanadische Provinz British Columbia (BC) führte 2007 eine CO₂-Steuer ein, die beim Kauf von fossilen Brennstoffen fällig wird und die 70% der Treibhausgasemissionen in BC abdeckt. Seit 2012 beziehungsweise seit 2014 gibt es Ausnahmen für die Nutzung von Brennstoffen für landwirtschaftliche Zwecke. Abgesehen davon gibt es keine besonderen Regelungen für Leakage gefährdete Industrien und keine Bemühungen, Maße für die Leakage Gefährdung zu entwickeln. Aufgrund eines hohen Anteils an Wasserkraft gehören die Strompreise in BC zu den günstigsten in Nordamerika (Government of British Columbia, 2020a). Dies mag ein Grund dafür sein, dass Wettbewerbs- und Leakage Effekte weniger Beachtung fanden. Von den Strompreisen abgesehen kann man aber, bei einem aktuellen Steuersatz von 40 kanadischen Dollar pro Tonne CO₂ (Government of British Columbia, 2020b), durchaus von einer spürbaren Verteuerung der Energieinputs ausgehen. Seit der Erhöhung der Steuer von 30 auf 35 kanadische

Dollar im April 2018 werden die Einnahmen, die aus Zahlungen oberhalb von 30 Dollar stammen, für das „CleanBC Program for Industry“ verwendet. Hier können sich z. B. große industrielle Anlagen auf die Finanzierung innovativer Ansätze zur Emissionsminderung bewerben (Government of British Columbia, 2020c). Die Bewerbungsvoraussetzungen richten sich allein nach einem Emissionsschwellenwert, es werden keine Sektoren festgelegt oder ausgenommen.

2.3.3.2 EU ETS

Die EU-Kommission führt zunächst ein Carbon Leakage Assessment durch, welches die potentiell von Carbon Leakage betroffenen Sektoren identifiziert. In der zweiten Carbon Leakage Liste (2013-2020) gelten Sektoren oder Subsektoren als Leakage-gefährdet, wenn ein Kostenanstieg von über 30% der Bruttowertschöpfung (Kostenkriterium) oder eine Handelsintensität von über 30% (Handelskriterium) oder die Kombination eines Kostenanstiegs von 5% der Bruttowertschöpfung und eine Handelsintensität von über 10% vorliegt (kombiniertes Kriterium; Europäische Union, 2009). Zusätzliche, qualitative Bewertungen für weitere (Sub-)Sektoren sind möglich.⁵ Für die Regelung nach 2020 gibt es folgenden Entwurf: als quantitatives Betroffenheitsmaß für die Sektoren (auf Ebene der NACE 4-Steller) wird ein kombiniertes Kriterium angewandt, das Produkt aus Handelsintensität (mit dem nicht-EU-Ausland) und Emissionsintensität (Europäische Union, 2018). Als Grenzwert wird ein abstrakter Schwellenwert von 0,2 für dieses kombinierte Kriterium festgelegt. Mit diesem Schwellenwert wird zwar keine explizite, aber dennoch eine implizite Annahme über den CO₂-Preis getroffen: Bei gegebener Handelsintensität impliziert ein niedriger Schwellenwert, dass hohe CO₂-Preise angenommen werden – denn in dem Fall werden Sektoren eher als Leakage gefährdet identifiziert als bei einem hohen Schwellenwert. Eine qualitative Bewertung oder eine quantitative Bewertung auf disaggregierter Ebene (6- oder 8-stellige Prodcom-Ebene) kann beantragt werden, wenn für den 4-stelligen NACE-Sektor der Carbon Leakage Indikator zwischen 0,15 und 0,2 liegt oder die Emissionsintensität über 1,5 liegt oder eine kostenlose Zuteilung auf der Grundlage von Raffinerie-Benchmarkwerten berechnet wird.

Die Studien von De Bruyn et al. (2015), Martin et al. (2016), Naegele & Zaklan (2019), Bushnell et al. (2013), aus dem Moore et al. (2019), Ecorys et al. (2013) sowie weitere Untersuchungen beschäftigen sich unter anderem mit der Evidenz für Carbon Leakage durch das EU ETS. Dass es in der Literatur bisher kaum Evidenz für Carbon Leakage durch das EU ETS gibt,

⁵ Anhang V erörtert ausführlich die entsprechenden Regelungen im EU ETS.

kann auf verschiedene Faktoren zurückzuführen sein. Einerseits können natürlich die Maßnahmen gegen Leakage wirksam gewesen sein oder Leakage an sich kein besonderes Problem darstellen. Andererseits war der CO₂-Preis in den untersuchten Zeiträumen eher gering und es gab viel freie Allokation von Zertifikaten. Falls Probleme mit Wettbewerbsfähigkeit auftraten, dann war dies eher durch andere globale Entwicklungen und Energiepreisschwankungen bedingt. Insbesondere für effiziente Unternehmen bedeutete eine großzügige freie Allokation von Zertifikaten in der Vergangenheit Windfall Profits.

Neben dem Hauptinstrument gegen Carbon Leakage, namentlich der freien Zuteilung mit Benchmarks, sieht die Regelung nach 2020 noch die Möglichkeit der Investitionszuschüsse vor (siehe Europäische Union, 2018).⁶ Allerdings ist diese Möglichkeit auf EU-Länder mit einem BIP pro Kopf unter 60% des EU-Durchschnitts und ausschließlich auf Investitionen zur Modernisierung des Energiesektors beschränkt. Dafür sind zwei parallele Optionen vorgesehen, wobei Staaten die Möglichkeit haben, ihre Zertifikate aus Option 1 in Option 2 zu transferieren. In der Option 1 können einer zu modernisierenden Anlage übergangsweise kostenlose Zertifikate zugeteilt werden. Die modernisierte Anlage profitiert also von den entfallenden Aufwendungen für die Zertifikatbeschaffung. Die übergangsweise kostenlos zugeteilten Zertifikate werden von der Zertifikatmenge, die der Mitgliedstaat sonst versteigern würde, abgezogen. Die Gesamtmenge kostenlos zugeteilter Zertifikate darf nicht mehr als 40% der Zertifikate betragen, die der Mitgliedsstaat erhält. Bei Projekten mit einem Gesamtinvestitionsbedarf von über €12,5 Millionen muss die Auswahl der Projekte in dem betreffenden Mitgliedstaat durch ein Ausschreibungsverfahren erfolgen. Ausgewählte Projekte müssen auf Basis einer Kosten-Nutzen-Analyse einen positiven Nettogewinn in Form einer Emissionsreduktion gewährleisten und einen im Voraus festgesetzten hohen Umfang an CO₂-Reduktionen unter Berücksichtigung der Größe der Projekte realisieren. Sie müssen Zusatzcharakter haben, dem Erneuerungs- und Modernisierungsbedarf zweifelsfrei gerecht werden und nicht dazu dienen, eine marktbedingte Steigerung der Energienachfrage zu befriedigen. Sie müssen durch das beste Preis-Leistungs-

⁶ Neben den Investitionszuschüssen finanziert der EU ETS auch einen Innovationsfonds. Hier werden Mittel aus der Versteigerung von Zertifikaten verwendet, um neue Technologien und Demonstrationsanlagen zu fördern. Dieser Fonds ist für Antragsteller aus allen Mitgliedstaaten verfügbar. Eine derartige Förderung mit Fokus auf „Leuchtturmprojekte“ ist sicherlich gewinnbringend für langfristige Emissions- und Kostenreduktionen. Aufgrund der fehlenden Breitenwirkung und der langen Frist kann sie jedoch kurzfristig als Maßnahme zur Vermeidung von Carbon Leakage wenig beitragen. Deshalb wird der Innovationsfonds in diesem Gutachten nicht weiter diskutiert.

Verhältnis gekennzeichnet sein und dürfen weder zur finanziellen Tragfähigkeit von sehr emissionsintensiver Stromerzeugung beitragen noch die Abhängigkeit von emissionsintensiven fossilen Brennstoffen erhöhen.

Als Option 2 sind „Modernisierungsfonds“ vorgesehen. Diese Fonds werden größtenteils durch die Versteigerung von Zertifikaten (bis zu 2% der Gesamtmenge) finanziert. Die Europäische Investitionsbank (EIB) ist verantwortlich, die Zertifikate zu versteigern, die Einnahmen zu verwalten und an der Auswahl geeigneter Projekte mitzuwirken. Die Mitgliedsstaaten senden Projektvorschläge, welche von der EIB und dem Investitionskomitee ausgewählt werden. Das Investitionskomitee besteht aus Vertretern der zehn begünstigten Mitgliedsstaaten, der Europäischen Kommission, der EIB und drei Vertretern anderer Mitgliedsstaaten. Die Option 2 der Modernisierungsfonds ermöglicht im Vergleich zur Option 1 mehr Flexibilität in der Auswahl der Projekte (Option 1 beschränkt sich auf Stromerzeugungsinstallationen unter dem EU ETS). Der Modernisierungsfonds erlaubt es, 100% eines Projekts zu finanzieren (verglichen mit 70% in Option 1), und ist für größere Projekte mit längerem Zeithorizont geeignet.

2.3.3.3 Deutsche Energiesteuer

Aus den deutschen Energiesteuer-Ausnahmeregelungen lassen sich einige Einsichten für die Umsetzung des BEHG ableiten. Der Vergleich bietet sich an, da der deutsche Emissionshandel administrativ an der Stelle der Energiesteuerentstehung ansetzt, also die gleichen Marktteilnehmer wie beim BEHG betroffen sind. Es gelten weitreichende Ausnahmeregelungen für die Energiesteuer für verschiedenste Branchen⁷.

Gemäß § 25 EnergieStG sind Energieerzeugnisse, die nicht als Kraft- oder Heizstoff verwendet werden, steuerbefreit. Die derartigen Ausnahmen in der Energiesteuer sind konzeptuell vergleichbar mit der Tatsache im nBEHS, dass nur Emissionen aus der Brennstoffnutzung bepreist werden. Nutzung von bspw. Öl als Grundstoff in der Chemie fällt absehbar nicht unter das nBEHS (siehe auch Abschnitt 3.1.4). Darüber hinaus sieht das EnergieStG für Energieerzeugnisse, die als Kraft- und Heizstoffe verwendet werden, zahlreiche Steuerentlastungstatbestände vor (u.a. § 51 EnergieStG in Dual Use-Fällen oder § 47 Absatz 1 Nr. 3 EnergieStG bei versteu-

⁷ Gemäß § 53a können in ortsfesten KWK-Anlagen eingesetzte Energieerzeugnisse befreit werden. Zusätzlich können Unternehmen des Produzierenden Gewerbes und der Land- und Forstwirtschaft gemäß § 54 Steuerentlastungen beantragen, wenn sie Wärme für betriebliche Zwecke einsetzen. Dazu kommen Befreiungen für Energieerzeugnisse zur Energieproduktion (Eigenverbrauch, § 26) sowie für Energie aus bestimmten erneuerbaren Quellen (§ 50). Die im Kontext von Carbon Leakage interessanten Entlastungen sieht § 51 vor. Der Paragraph betrifft unter anderem: die Herstellung von Glas oder keramischen Erzeugnissen, die Metallherzeugung und -bearbeitung, chemische Reduktionsverfahren sowie die thermische Abfall- oder Abluftbehandlung.

erter Verwendung als Kraft- oder Heizstoff). In diesen Fällen werden die Energiesteuer-Entlastungen über ein Antragsverfahren geregelt: Die Energiesteuer wird grundsätzlich erst im Nachhinein ermäßigt und muss also beim Lieferer erst einmal in vollem Umfang gezahlt werden.

2.4 Zusammenfassung, Beurteilung und Anwendung auf das BEHG

Für den konkreten Fall des Brennstoffemissionshandelsgesetzes stellt sich die Frage, welche der in Abschnitt 2.3 aufgezählten Ansätze zur Beurteilung der Änderungen in der Wettbewerbsfähigkeit und der Gefahr des Carbon Leakage herangezogen werden sollten. Dabei gilt es abzuwägen, welches Vorgehen einerseits aus theoretischen Überlegungen erstrebenswert ist, aber andererseits auch mit vertretbarem Aufwand, vor dem Zeithorizont der Einführung, und mit verfügbaren Daten praktisch umgesetzt werden kann. Darüber hinaus sind die Anforderungen und die relevanten Problemfelder in einem nationalen Emissionshandelssystem für weniger energieintensive Sektoren anders geartet als die eines europäischen Emissionshandelssystems für die energieintensivsten Sektoren.

Generell ist zu erwarten, dass schon per Definition die Gefahren für die Wettbewerbsfähigkeit und von Carbon Leakage geringer ausfallen als bei den energieintensivsten Sektoren. Dabei ist anzumerken, dass sich diese Studie auf das verarbeitende Gewerbe konzentriert.

2.4.1 Betroffenheitsmaße für Industriesektoren

Die CO₂-Kosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung erweisen sich als sinnvollstes Unterscheidungsmerkmal hinsichtlich Carbon Leakage im nationalen Brennstoffemissionshandel. Die sektorspezifischen CO₂-Kosten werden ins Verhältnis zur Bruttowertschöpfung gesetzt. Dies erlaubt einerseits eine robustere Spezifikation als eine Betrachtung relativ zu den Gesamtkosten und andererseits erfasst die Bruttowertschöpfung auch intuitiv den Teil der wirtschaftlichen Aktivität, den es bezüglich des Leakage Risikos zu schützen gilt. Prinzipiell könnte das Bepreisen der Emissionen auch unterlassen werden und die Emissionen direkt ins Verhältnis zur Wertschöpfung gesetzt werden. Damit würde zwar das Problem der „richtigen“ Preissetzung umgangen werden, allerdings enthält der entsprechende Grenzwert weiterhin einen impliziten Preis, das resultierende Maß ist abstrakt und der entsprechend gesetzte Schwellenwert ist nur schwer mit einer Intuition zu hinterlegen, die für die politische Diskussion hilfreich ist. Zusätzliche Maße, welche die Preis- oder Substitutionselastizitäten berücksichtigen, sind bei

aktueller Datenlage nicht auf disaggregierter Ebene umsetzbar und tragen somit nicht zu einer weiteren Differenzierung bei⁸.

Auch für die Maße der Handelbarkeit im nBEHS ist eine Auseinandersetzung mit der hinreichenden Verfügbarkeit disaggregierter Daten notwendig. Dazu wird im Folgenden ein Überblick zu den tiefergehenden Erläuterungen in Anhang VI gegeben. Unter anderen kommen Fischer und Fox (2018) zu dem Ergebnis, dass insbesondere die Wahl der Aggregationsebene der Sektoren die berechneten Ergebnisse beeinflusst, wenn Elastizitäten genutzt werden. Subsektoren haben teilweise deutlich andere Elastizitäten als die übergeordneten aggregierten Sektoren und die Substitutionselastizitäten an sich haben nur eine geringe Korrelation mit dem Maß für Handelsintensität. Fowlie et al. (2016) kommen zu dem Ergebnis, dass Exportelastizitäten durchgängig höher sind als Importelastizitäten. Je nach Ausgestaltung des Maßes gibt es signifikante Unterschiede bezüglich der Größenordnungen und der resultierenden Reihenfolge der Sektoren. Felbermayr et al. (2013) berücksichtigen in der Berechnung der Handelsintensität die Verflechtungen in der Wertschöpfungskette inklusive der indirekten Im- und Exporte und der Preiselastizitäten. Die genannten Maße haben gemeinsam, dass sie auf die Sektoraggregation der Input-Output-Tabellen und der Elastizitäten angewiesen sind. Eine entsprechend Fischer und Fox (2018) wünschenswerte feinere Aufgliederung ist also nur ohne die indirekten Exporte oder Elastizitäten möglich und eine Nutzung für das nBEHS setzt weitere wissenschaftliche Grundlagenarbeit voraus. Die Berücksichtigung indirekter Betroffenheit ist generell als methodisch anspruchsvoll einzustufen. Darüber hinaus wird in Anhang VI ersichtlich, dass die Auswahl, Reihung und Betroffenheit der Sektoren stark von der konkreten Wahl des Maßes abhängt. Es sollte deshalb theoretisch genau erfasst werden, welches Maß gegeben des Anwendungsfalls das sinnvollste ist und bestmöglich die betrachtete Problemstellung abbildet. Praktisch ist insbesondere die Sektoraggregation relevant, da alle Maße für Subsektoren sehr unterschiedlich ausfallen können. Im Fall des nBEHS lässt sich mit der aktuellen Datenverfügbarkeit auf gewünschter Sektoraggregationsebene nur die Handelsintensität berechnen.

Die Anwendung auf den nationalen Brennstoffemissionshandel zeigt allerdings, dass die Handelsintensität für die konkrete Fragestellung im nBEHS keinen Nutzen hat. Die Handelsintensität ist messbar, aber liefert keine Unterscheidung zwischen den Sektoren, da sie für sämtliche Sektoren mit signifikanten CO₂-Kosten im Vergleich zur Bruttowertschöpfung sehr hoch liegt.

⁸ Eine weiterführende Erläuterung der Vor- und Nachteile unterschiedlicher Kostenkriterien findet sich in Abschnitt 2.3.1; Abschnitt 2.3.2 und 2.4.2 geben einen Überblick über theoretische Maße, die Elastizitäten berücksichtigen.

Die Handelsintensität mit dem Extra-EU Ausland, berechnet entsprechend der Methodik des EU ETS (siehe Anhang VI), ergibt eine Handelsintensität von über 10% für alle Sektoren, die absehbar von Carbon Leakage Risiken betroffen sein könnten. Das Betrachten der Handelsintensitäten führt also beim nBEHS nicht dazu, dass Sektoren, die aufgrund des Kostenanstiegs als potential als Carbon Leakage gefährdet identifiziert werden, doch noch als ungefährdet eingestuft werden. Sie bietet damit kein im nationalen Kontext relevantes Unterscheidungsmerkmal zwischen den Branchen.

2.4.2 Direkte und indirekte Betroffenheit

Indirekte Betroffenheit wird in der Praxis im EU ETS bisher lediglich in Bezug auf gestiegene Stromkosten ausgewiesen. Da die Stromerzeugung bereits im EU ETS erfasst ist, fallen keine indirekten Mehrkosten durch das nBEHS an. Das BEHG setzt bei den Inverkehrbringern der Brennstoffe an. Im Kontext dieser Studie werden diejenigen Marktteilnehmer als direkt betroffen bezeichnet, die von ihnen Brennstoffe erwerben und verbrennen. Dies spiegelt die übliche Annahme wider, dass die Inverkehrbringer ihre gestiegenen Kosten komplett an ihre Käufer weitergeben, wie auch im Fall der Mineralölsteuer o.ä. Gerade bei den Käufern im Wärme- oder Verkehrsbereich ist es plausibel anzunehmen, dass große Teile der Kosten an die nachgelagerten Kunden weitergereicht werden. Gleichzeitig ist der Verkehrsbereich auch bisher schon durch hohe Abgaben betroffen. Dazu zählen nicht zuletzt die fiskalisch bedeutenden Energiesteuern, die in ihrer langen Historie aus den Mineralölsteuern entstanden sind. Es kann also durchaus auf Erfahrungswerte zurückgegriffen werden und eine Orientierung an bisher in diesem Zusammenhang geführten Leakage Diskussionen ist naheliegend. Wie bereits dargelegt, scheint das Leakage Risiko in diesem Bereich nicht als besonders dringlich wahrgenommen zu werden und eine Diskussion ist lediglich für Teilbereiche erkennbar.

In diesem Gutachten wurden indirekte Maße zur Bestimmung der Betroffenheit erörtert: der Carbon Cost Footprint und indirekte Exporte. Es wurde verdeutlicht, dass es sich dabei um eigenständige Herangehensweisen handelt und eine zusätzliche Berücksichtigung des Carbon Cost Footprints zu Doppelzählungen führen würde. Ein ausschließlicher Fokus auf indirekte Betroffenheit wäre insbesondere in dem von Handelsbeziehungen geprägten Industriestandort Deutschland überlegenswert, scheitert aber absehbar an der Verfügbarkeit der benötigten Daten, um den Anforderungen an die sektorale Untergliederung und Replizierbarkeit zu genügen. Da eine Kombination aus direkter und indirekter Betroffenheit nicht sinnvoll ist, analysieren wir im Weiteren (Abschnitt 3) die Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels hinsichtlich der direkten Kosten.

In der Literatur wird noch auf die Möglichkeit eines indirekten Carbon Leakages durch die Interaktion mit dem EU ETS verwiesen. Bei einer langfristig möglichen Verknüpfung des nBEHS mit dem EU ETS wird erwartet, dass der gleichgewichtige Zertifikatspreis steigt (siehe z. B. Sachverständigenrat 2019, Menner & Reichert 2019). Dadurch steigen die Kosten für die energie- und handelsintensiven Industrien, die dem EU ETS unterliegen, und damit steigt auch die Leakage Gefahr. Da es im Moment noch keine konkreten Pläne zur Verknüpfung der Emissionshandelssysteme gibt, wird die davon ausgehende Leakage Gefahr in dieser Studie nicht weiter berücksichtigt.

2.4.3 Kurzer Überblick über nicht-Industrie-Sektoren

Die Sektoren Land- und Forstwirtschaft sowie Dienstleistungen werden im Rahmen dieses Gutachtens nicht explizit analysiert; es ist allerdings kein generelles Risiko für die gesamten Sektoren zu erwarten.

Speziell für die Land- und Forstwirtschaft ist eine aussagekräftige Analyse im Rahmen dieses Gutachtens nur bedingt möglich und es würde sich anbieten, entsprechende Daten zur energetischen Nutzung von Energieträgern auszuwerten. In diesen Sektoren sind im internationalen Kontext zahlreiche Ausnahmen bezüglich der CO₂-Bepreisung zu beobachten. Der Sektordurchschnitt des Anteils der Brenn- und Treibstoffkosten an der Bruttowertschöpfung variiert ungewöhnlich stark in der Landwirtschaft⁹.

Der angesetzte Schwellenwert für nBEHS-bedingte Kostensteigerungen von 5% der Bruttowertschöpfung wird deshalb je nach Betrachtungsjahr schon bei CO₂-Preisen von 55€ oder auch erst bei 95€ pro Tonne erreicht¹⁰. Hier ist allerdings anzumerken, dass die Treibstoffkosten stark von dem jeweiligen Agrarprodukt und dem im Betrieb sinnvollen Anbau- oder Tierhaltungsprozess abhängen. Während üblicherweise ein durchschnittlicher Treibstoffeinsatz von etwa 100 Liter Diesel pro Hektar angesetzt wird, variiert dieser schon von 68 Liter bei pfluglosem Winterweizenanbau zu 125 Liter bei Zuckerrübenanbau mit Pflug (Landesanstalt für Um-

⁹ Bruttowertschöpfung 2018: €16476 Mio. (BMEL, 2019a), Gas, Sonstige Brenn- und Treibstoffe: €2397 Mio. (BMEL, 2019b).

¹⁰ Bei einem Treibstoffpreis von 67€ct. im Jahr 2018 (auch eine plausible Annahme im Jahresschnitt 2017 und 2015, siehe UFOP (2018) und Agrarheute (2016)) und Dieselpreisen, die pro 10€ Anstieg des Zertifikatspreises um 3,2€ct. steigen (BMU 2019), bewirkt ein Zertifikatspreis von 70€/t CO₂ einen Anstieg der Treibstoffkosten von einem Drittel. Bei einem Treibstoffkostenanteil von 19% Anteil (2015) bzw. 11% Anteil (2017) wird der Grenzwert von 5% bei einem Zertifikatspreis von 55€ in 2015 oder von 95€ pro Tonne in 2017 erreicht. Die Betrachtung wird dadurch erschwert, dass landwirtschaftliche Betriebe zwischen Agrardiesel, reinem Biodiesel und Pflanzenölen zum Betrieb ihrer Fahrzeuge und Produktionsmaschinen substituieren können. Diese Treibstoffe werden steuerlich unterschiedlich behandelt und erfasst.

welt Baden-Württemberg, 2007). Die Spannbreite vervielfacht sich, wenn die Tierhaltung sowie Gemüse-, Wein- und Obstanbau mit einbezogen werden, so dass Verbräuche von mehreren hundert Litern pro Hektar nicht unüblich sind¹¹.

An diesen Beispielen zeigt sich, dass eine allgemeine Leakage Gefahr für die gesamte Landwirtschaft aufgrund der Heterogenität des Sektors nicht anzunehmen ist. Es wird auch deutlich, dass sich die verfügbaren Analysen weniger nach Sektoren und Sub-Sektoren als vielmehr nach unterschiedlichen Nutzpflanzen und Nutztieren gliedern. Eine Analyse der Carbon Leakage Wirkungen müsste deshalb eher auf der Prozessebene anzusiedeln sein und somit methodisch von der hier für die Industrie durchgeführten Analyse auf Sektor-ebene abweichen. Allerdings wurde im deutschen Kontext auch betont, dass die Ausnahme von der Mineralölsteuer („Agrardiesel“) einen Fehlanreiz darstellt, den es gerade zu korrigieren gelte. Zudem erhält die Landwirtschaft über die EU-weite Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) bereits in großem Umfang staatliche Hilfen (Sachverständigenrat, 2019). Dazu kommt, dass ein Teil der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen (Methan, Lachgas) vom deutschen EHS nicht erfasst sind.

Für den Dienstleistungssektor sowie den Verkehr zu Land und Transport in Pipelines wird die Leakage Gefahr generell als gering angesehen (Feld et al., 2019). Als Praxisbeispiele mit eingeschränkter Leakage Relevanz werden hier Tanken im Ausland („Tanktourismus“) sowie der Heizölbezug in Grenzregionen genannt. Gerade der deutsche Heizölpreis bewegt sich aber eher unter dem EU Durchschnitt, wie in

Abbildung 1 ersichtlich wird.

¹¹ Um eine bessere Einschätzung der Situation in der Landwirtschaft zu erlangen, würde es sich anbieten, systematisch Betriebe auszuwerten, welche bereits über Projekte in bekannten Kostentools für Agrarbetriebe erfasst wurden. Beispiele finden sich in Bahrs et al. (2019) und Mayrhofer (2013). Eine Berechnung ist ebenfalls mit dem ACCT aus Solagro (2020) oder dem KTBL-Feldarbeitsrechner (KTBL2020) möglich.

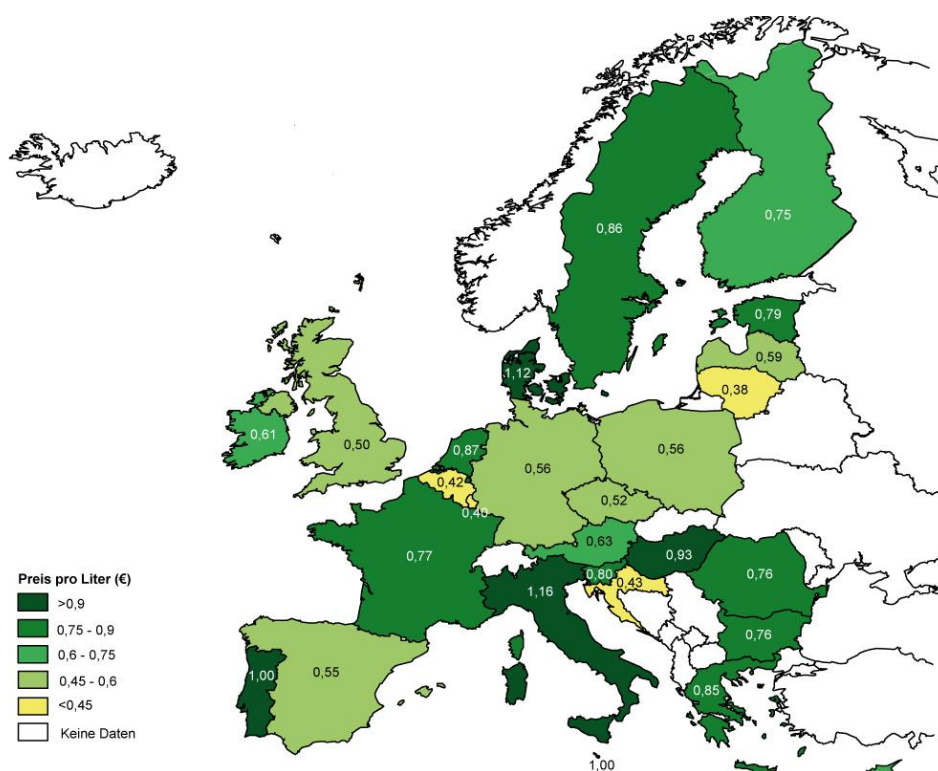


Abbildung 1: Heizölpreise Ende März 2020 im europäischen Vergleich (Quelle: Europäische Kommission, 2020a)

Im Transportsektor erscheint das Risiko von Carbon Leakage im Allgemeinen gering, da Transportdienstleistungen nur sehr begrenzt ins außereuropäische Ausland verlagert werden können. Selbst wenn der innereuropäische Wettbewerb betrachtet wird, lassen sich wenig Anreize zur Verlagerung ins Ausland ermitteln. Diese Einschätzung wird durch erste Berechnungen bestätigt. Für den lokalen Lieferverkehr entstehen durch die CO₂-Bepreisung von Kraftstoffen nur sehr geringe Anreize zum Tanken im Ausland. Die Kosten für den Kraftstoff, Fahrer, Opportunitätskosten – das Fahrzeug könnte auch anders genutzt werden - und Abnutzung des Fahrzeugs machen weite Strecken zur Grenze weitgehend unökonomisch. Beispielsweise für Kleintransporter erhöht sich das Einzugsgebiet, in dem es sich lohnt, im Ausland zu tanken, nur um wenige Kilometer.¹² International fahrende Lastkraftwagen tanken, wenn möglich, im Land mit den günstigsten Kraftstoffpreisen. Selbst wenn es hier zu einer Änderung des Tankverhaltens käme, handelt es sich dabei, wie in Abschnitt 2.1 erläutert, nicht um echtes Carbon Leakage, da aufgrund des europäischen Effort Sharing die Emissionen in den nicht vom europäischen

¹² Setzt man im Jahr 2022 30 €/t CO₂ an, Lohnkosten von 15€/h für den Fahrer und nimmt an, dass die Strecke exklusiv auf der Autobahn zurückgelegt werden kann, so erhöht sich das Einzugsgebiet im Jahr 2022 um 6,9 Kilometer (für Details, siehe Anhang VII).

Emissionshandel erfassten Sektoren begrenzt sind und sie sich somit auch in der Summe nicht erhöhen.

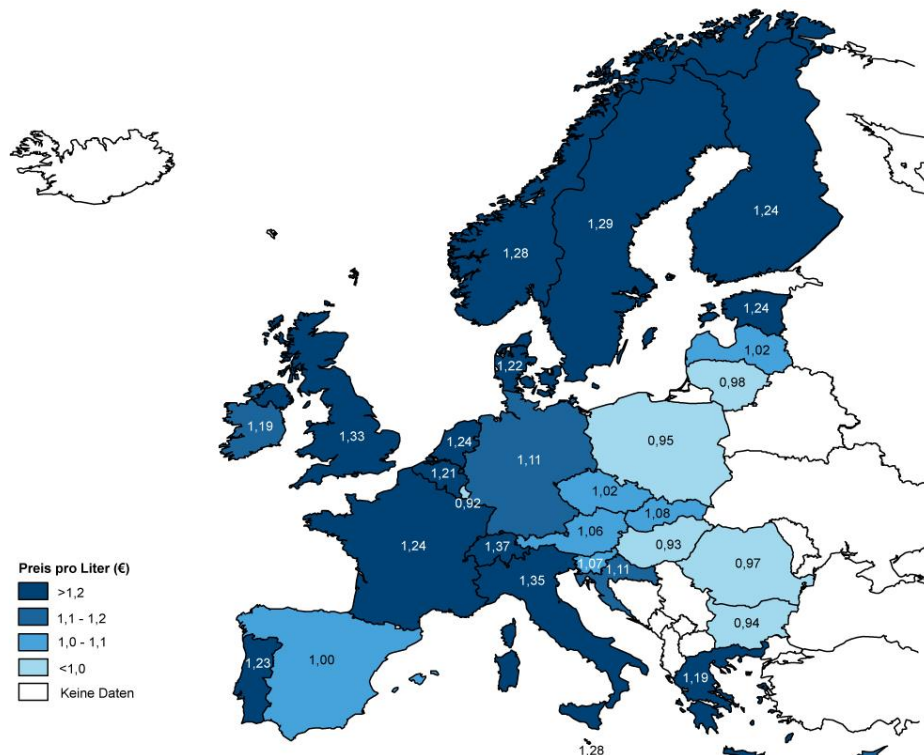


Abbildung 2: Preise für Diesel Ende März 2020 im europäischen Vergleich (Quelle für EU-Länder: Europäische Kommission, 2020a; Quelle für Schweiz: Cargopedia, 2020)

Abbildung 2 zeigt die Preise für Diesel in Europa. Mehrere deutsche Nachbarstaaten, nämlich Dänemark, die Niederlande, Belgien, Frankreich sowie die Schweiz haben höhere Preise als Deutschland (Europäische Kommission, 2020a und Cargopedia, 2020). Wie in Abbildung 3 zu erkennen ist, gilt dies bis auf Belgien auch für Superbenzin. Der nationale Brennstoffemissionshandel reduziert also Tanktourismus nach Deutschland und baut an diesen Grenzen die Ungleichheiten zwischen den Ländern ab.

Bruttowertschöpfung aussagt. Der Grund dafür ist, dass der Umsatz die Wertschöpfung der vorherigen Wertschöpfungsschritte mit einbezieht; dementsprechend würden Güter mit teuren Inputfaktoren als relativ zu emissionsarm bewertet.

Die Analyse beschränkt sich auf die verarbeitende Industrie, den Bergbau und die Gewinnung von Steinen und Erden, da vor allem innerhalb dieser Wirtschaftszweige eine potentielle Leakage-relevante Belastung durch das nBEHS plausibel scheint. Die Betrachtung analysiert die Sektoren auf 4-stelliger Wirtschaftszweigebene, um eine detaillierte Aufschlüsselung zu ermöglichen und entspricht damit dem Vorgehen zur Ermittlung der Carbon Leakage Liste im europäischen Emissionshandel (Europäische Union, 2009 und 2018; siehe auch Anhang V). Aufgrund der Datenverfügbarkeit wird die Analyse für das Jahr 2017 durchgeführt. Das Ausmaß der potentiellen Betroffenheit in den meisten anderen Sektoren ist begrenzt aufgrund niedriger Energiekostenanteile und da viele Dienstleistungen ebenso wie Emissionen aus dem Transportsektor nicht ins Ausland verlagert werden können (siehe Abschnitt 2.4.3).

3.1.1 CO₂-Preis

Die Berechnung der Kosten infolge des nBEHS wird hier auf Grundlage eines Preises von 30 €/t CO₂-Äquivalent dargestellt, was dem für das Jahr 2022 festgelegten Preis entspricht. Basierend auf dem aktuellen Referentenentwurf des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2020) zur Änderung des nBEHS werden darüber hinaus auch die Auswirkungen des erwarteten Preispfades bis 2025 aufgezeigt.

3.1.2 Bruttowertschöpfung und Umsatz

Die Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten und der Umsatz wurden der Kostenstrukturerhebung der verarbeitenden Industrie, des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden des Statistischen Bundesamtes (2020a) entnommen. Zwar werden diese Angaben im Allgemeinen auf vierstelliger Wirtschaftszweigebene veröffentlicht, für manche Sektoren allerdings auch vertraulich gehalten. Für 28 der 245 Sektoren sind diese Daten zwar erhoben, jedoch nicht ohne Weiteres vom Statistischen Bundesamt erhältlich, weswegen die Analyse dort die jeweils nächsthöhere Aggregationsstufe nutzt.

3.1.3 Berechnung gesamter energiebedingter Emissionen

Im ersten Schritt der Analyse der potentiellen CO₂-Kosten werden die gesamten aus der energetischen Nutzung von Brennstoffen resultierenden Emissionen für die betrachteten Sektoren berechnet. Die Analyse basiert auf der Erhebung über die Energieverwendung des Statistischen Bundesamtes (2020b), welche Daten zum Verbrauch von energetisch genutzten Energieträgern

enthält. Über spezifische CO₂-Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (2019) für die fossilen Energieträger Kohle, Gas und Öl wird der Verbrauch dieser Brennstoffe in CO₂-Emissionen umgerechnet (siehe Anhang II). Die nicht-energetische Nutzung von Energieträgern wurde nicht betrachtet.

Bei der Emissionsberechnung wurden biogene Energieträger nicht mit einbezogen, da diese vom nBEHS ausgenommen sind (§7 Abs. 4 Nr. 2 BEHG). Zudem wurden indirekte Emissionen aus dem Bezug von Fernwärme und Strom nicht berücksichtigt, da die Erzeugung von Strom und Wärme im Regelfall bereits vom EU ETS erfasst ist und somit nicht vom nBEHS betroffen sein wird. Einen Sonderfall stellt die Eigenstromerzeugung dar, wie im Abschnitt 3.1.5 dargestellt.

3.1.4 Identifikation von EU ETS Sektoren und Emissionen

Da die Energieverbrauchsstatistik keine Differenzierung zwischen EU ETS und nicht vom EU ETS abgedeckten Sektoren zulässt, berücksichtigt der erste Schritt noch nicht, dass ein großer Teil der hierüber berechneten Emissionen bereits dem europäischen Emissionshandel unterliegt und somit vom nBEHS ausgenommen ist. Zur Identifikation dieser nicht betroffenen Emissionen wird der Transaction Log der EU (EUTL) genutzt, der Angaben über die verifizierten Emissionen der dem EU ETS unterliegenden Anlagen enthält (Europäische Kommission, 2020). Die Zuordnung der Installationen zu ihrem jeweiligen vierstelligen Wirtschaftszweig erfolgt dabei über die Liste für 2015 der EU Kommission, die im Rahmen des Carbon Leakage Assessments veröffentlicht wurde (Europäische Kommission, 2018). Diese Zuordnung wird auf die aktuellsten Emissionsdaten von 2017 aus dem EUTL angewandt (Europäische Kommission, 2020). Seit 2015 sind keine für diese Analyse relevanten Anlagen neu hinzugekommen, da sie entweder so gut wie keine Emissionen aufweisen oder der Stromerzeugung zugerechnet werden.

Mittels der Emissionen unter dem EU ETS kann ermittelt werden, welche Sektoren bereits vollständig dort erfasst sind und deshalb keine Mehrkosten unter dem nBEHS zu erwarten haben. Nach der Aggregation der vom EU ETS abgedeckten Emissionen auf vierstellige Wirtschaftszweigebene werden diese Emissionen mit den aus dem Verbrauch an Energieträgern errechneten Emissionen verglichen. Sind die Emissionen eines Sektors, die dem EU ETS unterliegen und die Eigenstromerzeugung (siehe Abschnitt 3.1.5), mindestens so hoch wie die gesamten Emissionen aus energetisch genutzten Energieträgern, scheint der komplette Sektor vom EU ETS erfasst und somit nicht vom nBEHS betroffen zu sein. Eine Überschätzung der Abdeckung durch den EU ETS kann bei dieser Methodik im Einzelfall nicht zweifelsfrei ausgeschlossen

werden, wenn in einem Sektor bei der Produktion große Mengen an Prozessemissionen anfallen, die nicht aus den in der Statistik erfassten Energieträgern stammen¹³. In den hiervon betroffenen Sektoren könnte es daher noch einzelne, kleine Unternehmen geben, die nicht vollständig dem EU ETS unterliegen (siehe Anhang III). Darüber hinaus wurde der Sektor der Stahl- und Eisenproduktion um die Emissionen aus der Verwendung von Hochofen- und Konvertergasen korrigiert (siehe Anhang III).

3.1.5 Eigenstromerzeugung

Kraftwerke mit einer thermischen Leistung von über 20 MW unterliegen dem EU ETS und sind somit nicht vom nBEHS betroffen. Ihre Emissionen müssen daher genauso wie die übrigen EU ETS Emissionen aus den im ersten Schritt aus der Energieträgerverwendung berechneten Emissionen herausgerechnet werden. Hier unterscheiden sich allerdings der EU ETS Datensatz und die Daten zum Energieverbrauch: Während die Kraftwerke der Industrie in der Energieverbrauchsstatistik den jeweiligen Industriesektoren zugeordnet werden (und als Eigenstromerzeugung erfasst werden), ist dies in der Zuordnung von EU ETS Installationen zu Wirtschaftszweigen oft nicht der Fall. Stromerzeugungsanlagen werden stattdessen im Regelfall dem Stromerzeugungssektor zugeordnet, auch wenn diese von Industrieunternehmen zur Eigenstromerzeugung im Verbund mit einer Industrieanlage genutzt werden. Dies bedeutet, dass dann die Emissionen dieser vom EU ETS abgedeckten Kraftwerke im zweiten Schritt nicht hinreichend von den aus der Energieträgerverwendung berechneten Emissionen der Industriesektoren abgezogen werden. Die CO₂-Kosten und dementsprechend das Carbon Leakage Risiko würden dann überschätzt. Auch Emissionen aus der eigenen Wärmeerzeugung in Anlagen, die dem EU ETS unterliegen, aber nicht dem Industriesektor zugeordnet sind, müssten eigentlich entsprechend herausgerechnet werden. Dieses würde die Risiken für Carbon Leakage weiter reduzieren, ist aber aufgrund mangelnder Datengrundlage im Rahmen dieser Studie nicht durchführbar.

Die Emissionen aus der Eigenstromerzeugung lassen sich ebenfalls aus den Daten der Erhebung über die Energieverwendung ableiten (Statistisches Bundesamt, 2020b). In der Strombilanz wird ebenfalls auf vierstelliger Wirtschaftszweigebene angegeben, wie viel Strom die Industriesektoren aus fossilen Energieträgern erzeugt haben. Über einen Emissionsfaktor der Stromerzeugung kann dies in Emissionen umgerechnet werden (Umweltbundesamt, 2017). Da in der Statistik nicht nach genauem Energieträger unterschieden wird, berechnen wir die Emissionen aus der Eigenstromerzeugung aus fossilen Energieträgern unter der Annahme, dass der gesamte

¹³ Ein Beispiel hierfür ist etwa die Umwandlung von Kalkstein zu Zementklinker in der Zementherstellung.

Strom von Gaskraftwerken erzeugt wird.¹⁴ Bei der alternativen Berechnung mit Kohlekraftwerken würden die Emissionen höher ausfallen. Die Annahme von Gaskraftwerken führt also zu einer konservativen Schätzung, sodass das Ausmaß von Carbon Leakage auch nach Abzug der Emissionen aus der Stromerzeugung tendenziell überschätzt wird.

Im Folgenden stellen wir die aus der Eigenstromerzeugung berechneten Emissionen separat dar. Unterliegen die Kraftwerke wie in der Regel dem EU ETS und werden dort der Stromerzeugung statt dem Industriesektor zugeordnet, müssen diese Emissionen vollständig von den Emissionen aus der Energieträgerverwendung abgezogen werden. Werden einige Kraftwerke dagegen bereits der Industrie zugeordnet oder ist ein wesentlicher Teil der Kraftwerke zu klein, um unter den EU ETS zu fallen, sollte nur ein Teil der Emissionen aus der Eigenstromerzeugung abgezogen werden.

Für eine abschließende Bewertung sollten die Emissionen, die im EUTL der Stromerzeugung zugeordnet werden, aber eigentlich Industriesektoren zugehören, möglichst genau identifiziert und von den aus den Energieträgern errechneten Emissionen abgezogen werden.¹⁵

3.1.6 Industriestruktur und Bruttowertschöpfung

In den beiden vorherigen Abschnitten wurden Emissionen der Industrie identifiziert, welche bereits sektorspezifisch im EU ETS erfasst werden, oder im Falle der Eigenstromerzeugung gegebenenfalls im EU ETS erfasst sind. Manche Sektoren haben sowohl Anlagen, deren Emissionen dem EU ETS unterliegen, als auch Anlagen, für die dies nicht der Fall ist. Da erstere nicht vom nBEHS betroffen sein werden, sollten zur Einschätzung des Carbon Leakage-Risikos eines Sektors im Idealfall nur die Emissionen der bisher nicht erfassten Anlagen ins Verhältnis zu ihrer Bruttowertschöpfung gesetzt werden. Da aufgrund der Datenlage jedoch keine Informationen zur Aufspaltung der Bruttowertschöpfung in Aktivitäten innerhalb und außerhalb des EU ETS vorliegen, stellt sich die Frage, wie die Emissionsintensität des vom nBEHS betroffenen Teils eines Sektors ermittelt wird. Dazu gibt es zwei Ansätze, welche sich im wesentlichen hinsichtlich der Annahme der Industriestruktur unterscheiden.

Im Regelfall treffen wir die Annahme, dass die Industriestruktur heterogen in Bezug auf die Anlagegrößen (und damit der Teilnahme am EU ETS), aber homogen in Bezug auf die Art und

¹⁴ Im Kohlenbergbau reicht der Gasverbrauch nicht aus, um die Eigenstromerzeugung zu erklären. Für die darüber hinausgehende Stromerzeugung nehmen wir entsprechend Braunkohle als Brennstoff an.

¹⁵ Dazu kann die EU ETS Installationsliste durchgearbeitet werden und die Kraftwerke beispielsweise über die Adresse einer entsprechenden Industrieanlage zugeordnet werden.

damit Emissionsintensität der Aktivitäten ist. Abbildung 4 stellt die Betrachtung der CO₂-Kosten in Relation zur Bruttowertschöpfung beispielhaft für den Sektor Öle und Fette dar. Auf der horizontalen Achse (Breite des Balkens) ist der Anteil des Sektors an der gesamtdeutschen Bruttowertschöpfung (Statistisches Bundesamt, 2020c) dargestellt, auf der vertikalen Achse (Höhe des Balkens) die CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung, welche sich aus der Berechnung der Emissionen aus der Energieträgerverwendung ergeben. Im Durchschnitt fallen weniger als 2% CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung durch das nBEHS an (Höhe des grünen Balkens). Allerdings kann es durch eine heterogene Industriestruktur bezüglich der Anlagengröße (und damit der verpflichtenden Teilnahme am EU ETS) im Extremfall sein, dass die Aktivitäten eines Unternehmens mit ausschließlich kleinen emittierenden Anlagen (welche nicht vom EU ETS erfasst werden) voll unter das nBEHS fallen und das Unternehmen somit Kosten in Höhe des vollen Balkens (4,3%) hat. Hingegen könnten die Aktivitäten eines anderen Unternehmens mit ausschließlich großen Anlagen (welche vom EU ETS erfasst sind) voll unter den EU ETS fallen und deshalb keine Kosten durch das nBEHS haben. Die Bewertung der Betroffenheit nach dem gesamten Balken ist daher eine konservative Annahme, die das Ausmaß der Betroffenheit durch das nBEHS eher überschätzt. Hätten alle Unternehmen proportional Aktivitäten sowohl unter dem EU ETS als auch außerhalb, so lägen die CO₂-Kosten für jedes Unternehmen nur bei 1,9%.

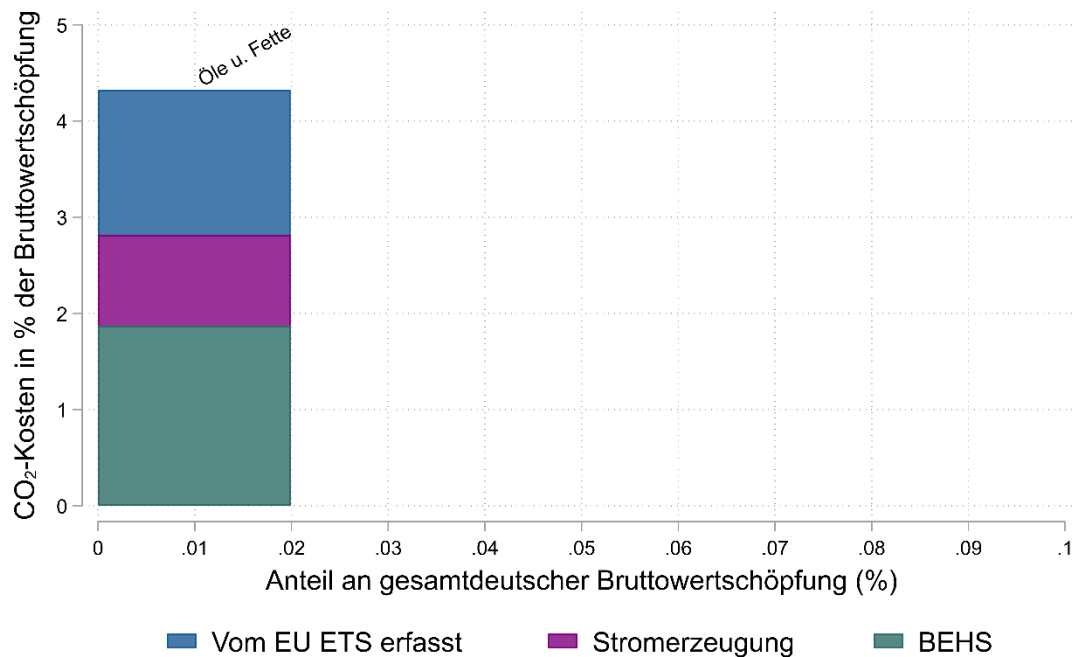


Abbildung 4: Annahme, dass die Industriestruktur sich vorrangig anhand der Größe der Anlagen unterscheidet, nicht anhand der Aktivitäten

Eine alternative, für manche Sektoren zutreffende Annahme ist es, dass die emissionsintensivsten Aktivitäten eines Sektors durch den EU ETS abgedeckt sind, welche aber nur einen Bruchteil der Wertschöpfung abdecken. Die verbleibenden weniger emissionsintensiven Aktivitäten, welche im nBEHS erfasst werden, machen einen Großteil der Wertschöpfung aus. Dies ist z.B. in der chemischen Grundstoffindustrie der Fall, in dem Grundstoffe mit einer relativ niedrigen Wertschöpfung in Steamcrackern produziert werden, und dann in kleineren Anlagen mit hoher Wertschöpfung veredelt werden. In diesem Falle wäre eine Bewertung der Betroffenheit anhand aller Emissionen irreführend.

Dieser Fall ist in Abbildung 5 am Beispiel der organischen Chemieindustrie exemplarisch dargestellt, in dem die Wertschöpfung zwischen EU ETS und nBEHS Aktivitäten aufgespalten ist. Entsprechend Marscheider-Weidemann und Neuhoff (2008) entspricht die Wertschöpfung der emissionsintensiven Grundstoffprozesse ungefähr 11,4 Prozent der Bruttowertschöpfung des Sektors.

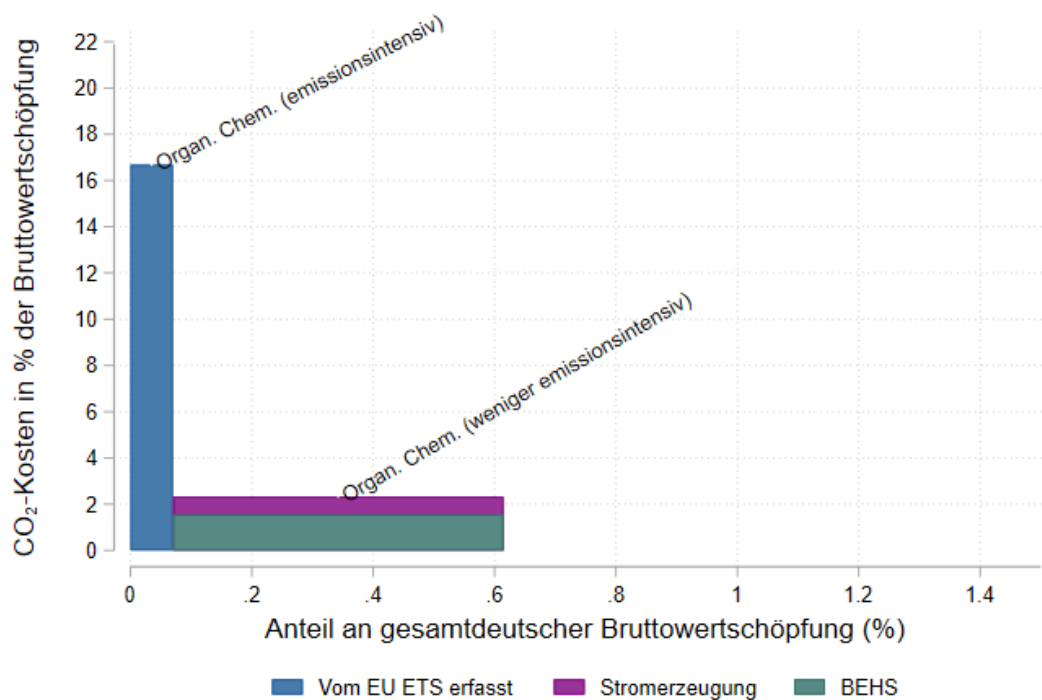


Abbildung 5: Annahme für die organische Chemie, dass sich die Aktivitäten des Sektors zwischen EU ETS und nBEHS fundamental unterscheiden

Diese Annahme wurde im Rahmen dieser Kurzstudie für die Sektoren organische und anorganische Industrie getroffen. Für eine abschließende Bewertung ist zu empfehlen, für die (relativ wenigen) Branchen, in denen signifikante CO₂-Kosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung auftreten, detailliert zu untersuchen, inwiefern begründet von der Basisannahme abgewichen werden sollte. Zur Ermittlung der Wertschöpfungsanteile kommt eine Produktionsprozessanalyse und eine Nutzung der Preise von handelbaren Zwischenprodukten in Frage. Dadurch würde auch für andere Branchen als diese chemischen Branchen von der konservativen Annahme abgewichen und das ermittelte Risiko von Carbon Leakage prinzipiell gesenkt.

3.1.7 Investitionen

Die hier verwendeten Investitionsvolumina entsprechen den Bruttoinvestitionen aus der Investitionserhebung der Unternehmen im verarbeitenden Gewerbe des Statistischen Bundesamtes (2020d). Eine Nutzung von Nettoinvestitionsvolumina aus der Strukturellen Unternehmensstatistik von Eurostat wurde zwar in Erwägung gezogen, ein Abgleich der Daten zeigt jedoch, dass sich Brutto- und Nettoinvestitionen in den betrachteten Sektoren in der Regel nur geringfügig (meistens weniger als 5% Unterschied) unterscheiden.

3.2 Ergebnisse Carbon Leakage Ausmaß

Im Folgenden werden die Ergebnisse des Carbon Leakage Assessments für die Industrie und den Bergbau aufgezeigt und diskutiert. Das Assessment nutzt einen Grenzwert von 5% CO₂-Kosten im Vergleich zur Bruttowertschöpfung als Kriterium, vergleichbar mit dem Grenzwert des kombinierten Indikators des EU ETS. Die Beurteilung basiert auf diesem Grenzwert, da die Handelsintensität durchgängig sehr hoch liegt (siehe Abschnitt 2.4.1) und somit die CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung bestimmen, ob ein Sektor Risiken von Carbon Leakage aufweist oder nicht.

3.2.1 Überblick Energiekostenanstieg relativ zur Bruttowertschöpfung

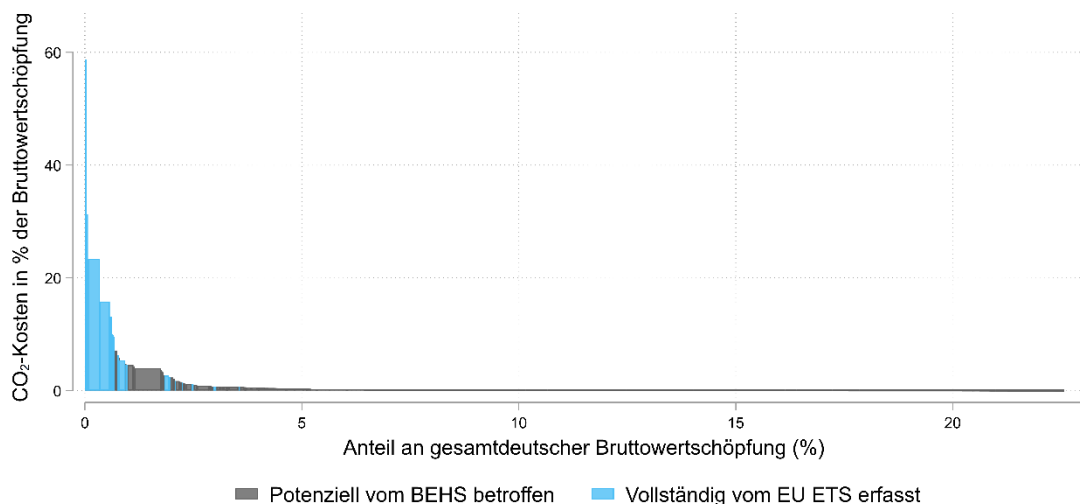


Abbildung 6: Direkte CO₂-Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung für die Sektoren der verarb. Industrie, des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden (CO₂-Preis 30€/t)

Abbildung 6 zeigt für alle Branchen der verarbeitenden Industrie, des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen ihre jeweiligen CO₂-Kosten im Verhältnis zu ihrer Bruttowertschöpfung. Die horizontale Achse stellt ihren jeweiligen Anteil an der gesamtdeutschen Bruttowertschöpfung dar. Höhere Balken bedeuten also höhere relative Kosten durch den nationalen Brennstoffemissionshandel, breitere Balken bedeuten, dass die Sektoren größere Rollen für die deutsche Bruttowertschöpfung einnehmen. Die Kosten sind für den für 2022 erwarteten CO₂ Preis von 30€ pro Tonne CO₂-Äquivalent abgebildet.

Für die allermeisten Sektoren stellt der nationale Brennstoffemissionshandel keine signifikante Belastung dar. Da eine große Zahl der Sektoren keine hohe Energieintensität aufweist, liegt der Kostenanstieg durch den CO₂-Preis für Brennstoffe für sie unter 0,1% der Bruttowertschöpfung und ist damit weitgehend unbedeutend. Für sie wurden die Emissionen aus der energetischen Nutzung von Energieträgern berechnet. Am linken Rand der Abbildung finden sich dennoch

einige Sektoren, die energieintensiv sind und dadurch stärker von einem CO₂-Preis betroffen wären. Dabei wird allerdings auch ersichtlich, dass viele dieser Sektoren, in blau dargestellt, bereits vollständig vom EU ETS erfasst und somit vom Kostenanstieg durch das nBEHS ausgenommen sind. Die dargestellten Emissionen wurde für sie basierend auf den Emissionen aus den Daten des EU ETS und den Emissionen aus der Eigenstromerzeugung berechnet, siehe Abschnitt 3.1.4.

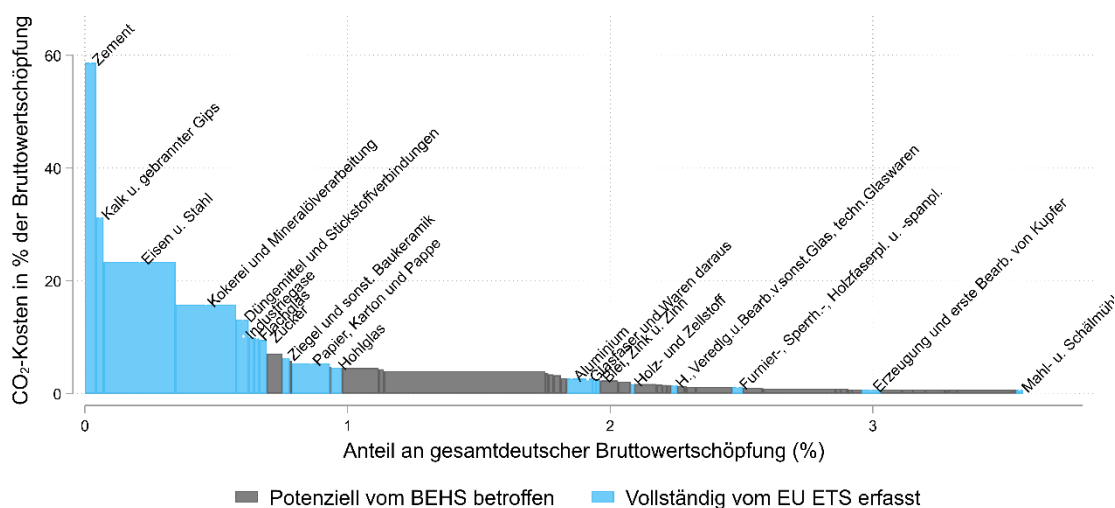


Abbildung 7: Direkte CO₂-Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung der 56 am meisten betroffenen Sektoren (CO₂-Preis 30€/t)

Abbildung 7 zeigt wiederum die CO₂-Kosten aus EU ETS und nBEHS im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung für die 56 am stärksten betroffenen Sektoren. Diese Aufschlüsselung lässt erkennen, dass die Sektoren mit sehr hohen hypothetischen CO₂-Kosten bereits vom EU ETS erfasst sind und in diesem Umfang keine zusätzlichen Kosten durch das nBEHS tragen. Neun der zehn emissionsintensivsten Sektoren sind bereits vollständig vom EU ETS erfasst. Anschließend fallen die Kosten stark ab. Die Sektoren in grau, die zumindest zum Teil vom nBEHS betroffen sein werden, weisen bereits deutlich niedrigere CO₂-Kosten in Relation zur Bruttowertschöpfung auf. In der folgenden Analyse werden die als vollständig vom EU ETS erfasst identifizierten Sektoren ausgenommen, da das nBEHS für sie nicht relevant ist. Dies betrifft unter anderem die Produktion von Zement, Kalk und gebranntem Gips, Eisen und Stahl, Düngemittel, sowie Papier, Karton und Pappe.

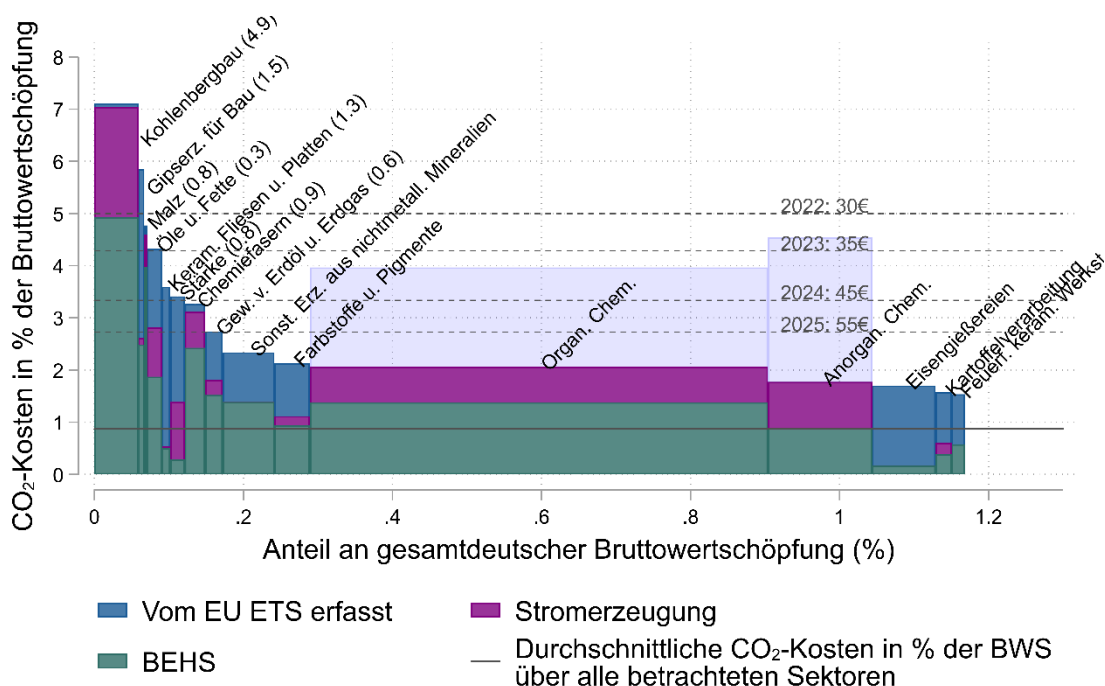


Abbildung 8: Direkte CO₂-Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung der 15 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO₂-Preis 30 €/t)

In Abbildung 8 sind nur noch die Sektoren dargestellt, denen mindestens teilweise tatsächlich Kosten durch den nationalen Brennstoffemissionshandel entstehen. Der Anteil der Abdeckung variiert dabei erkennbar stark. So sind die Emissionen der Sektoren der keramischen Fliesen und Platten und der Eisengießereien zum größten Teil bereits vom EU ETS erfasst, während andere Sektoren wie die Herstellung von Chemiefasern relativ stark vom nBEHS betroffen sein werden. Der EU ETS Anteil der organischen und anorganischen Chemie wurde dabei aufgrund der Überlegungen im Abschnitt 3.1.6 ausgeklammert und nur in hellblau angedeutet. Zudem machen die hier insgesamt dargestellten Branchen nur noch einen Anteil von knapp über 1% an der gesamtdeutschen Bruttowertschöpfung aus. Die durchschnittlichen CO₂-Kosten (EU ETS und nBEHS) über alle betrachteten Sektoren sind als Linie eingezeichnet und betragen rund 0,9% der Bruttowertschöpfung. Dies entspricht der Belastung der Industrie, wenn die Last gleichmäßig auf alle Sektoren aufgeteilt werden würde.

Auch in dieser Abbildung ist noch erkennbar, dass die CO₂-Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung innerhalb der ersten acht Sektoren schnell abfallen und danach schon nur noch bei rund 2% liegen. Setzt man wie im Carbon Leakage Kriterium des EU ETS einen Grenzwert von 5% Kostenanstieg in Relation zur Bruttowertschöpfung an, so würden im Jahr 2022 nur der Kohlenbergbau und die Gipserzeugnisse für den Bau als einem Carbon Leakage Risiko ausgesetzt eingestuft. Dabei ist anzumerken, dass aufgrund des politischen Ziels, im Rahmen

des Kohleausstiegs aus dem Braunkohletagebau auszusteigen, eine durch ein erhöhtes Carbon Leakage Risiko begründete Sonderregelung für den Kohlenbergbau unangemessen erscheint. Entsprechend ist er in der weiteren Diskussion um Investitionszuschüsse ausgenommen.

Mit dem sich über die Jahre erhöhenden CO₂-Preis liegen sukzessive die Kosten weiterer Branchen über dem Grenzwert von 5%. Diese Verschiebung ist hier durch die gestrichelten Linien dargestellt. Der Grenzwert von 5% entspricht beispielsweise in 2023 bei einem CO₂-Preis von 35 €/t einem Grenzwert von 4,2% bei 30 €/t CO₂. So liegen ab 2023 die Sektoren der Herstellung von Malz und von Fetten und Ölen, ab 2024 die Herstellung von Stärke und Stärkeerzeugnissen und von keramischen Fliesen und Platten, sowie ab 2025 der Sektor der Herstellung von Chemiefasern zusätzlich über dem 5% Grenzwert. Bei der in 2025 auf dem Grenzwert liegenden Gewinnung von Erdöl und Erdgas wäre wiederum zu erwägen, ob sie aufgrund ihres Charakters aus generellen Überlegungen heraus von der Carbon Leakage Liste ausgeschlossen werden sollte.

Die dem nBEHS unterliegenden Emissionen der identifizierten Sektoren machen nur einen kleinen Teil der vom nationalen Brennstoffemissionshandel abgedeckten Emissionen aus. Im Jahr 2022 liegen sie bei ungefähr 0,03%, im Jahr 2025 bei 0,37% der gesamten deutschen Emissionen unter der europäischen Verordnung zur Lastenteilung im Jahr 2017 (European Environment Agency, 2020).

Die CO₂-Bepreisung zielt darauf ab, Emissionen zu senken und beispielsweise die Substitution emissionsintensiver Güter durch klimafreundliche Güter zu ermöglichen. Durch solche gewünschten Effekte kann es über die Zeit dazu kommen, dass hier identifizierte Sektoren ihre Produktionsprozesse entsprechend anpassen und dadurch langfristig niedrigere zusätzliche Kosten haben werden und somit auch bei steigenden CO₂-Preisen nicht zwangsläufig CO₂-Kosten von mehr als 5% der Bruttowertschöpfung haben werden.

Für die acht Sektoren, die perspektivisch das 5% -Kriterium erfüllen, ist in Klammern hinter der Kennzeichnung zudem noch der Kostenanstieg im Verhältnis zum Umsatz bei einem CO₂-Preis von 30 €/t CO₂ angegeben, um eine direktere Interpretation im Verhältnis zu einer betriebswirtschaftlicher Kennzahl zu ermöglichen. Dieser variiert zwischen 0,3 und 1,5% und ist damit selbst für manche der hier identifizierten Branchen noch moderat.

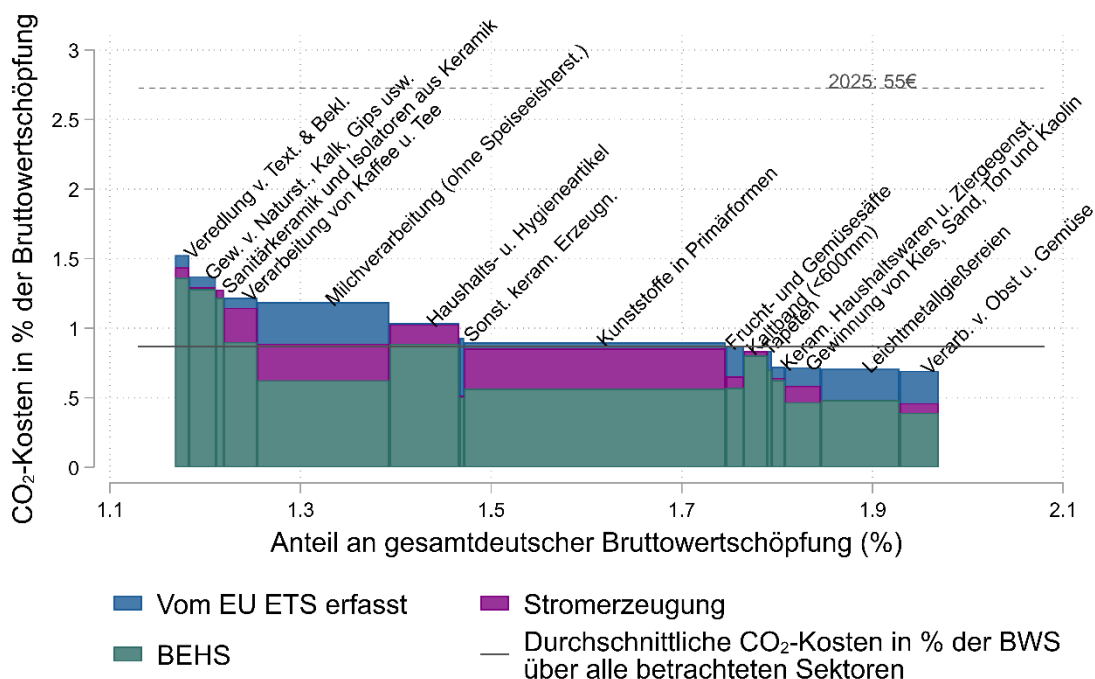


Abbildung 9: Direkte CO₂-Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung der 16 bis 30 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO₂-Preis 30€/t)

Abbildung 9 führt die Betrachtung für die nächsten 16 bis 30 am meisten betroffenen Sektoren fort. Hier ist zu erkennen, dass diese Sektoren selbst im Jahr 2025 noch weit davon entfernt sind, den Grenzwert von 5% CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung zu erfüllen. Zudem bewegen sich die CO₂-Kosten in Prozent der Bruttowertschöpfung in einer Region, die nahe dem Durchschnitt von rund 0,9% ist. Eine signifikante Betroffenheit ist für diese Sektoren dementsprechend nicht zu erwarten.

3.2.2 Überblick Investitionen

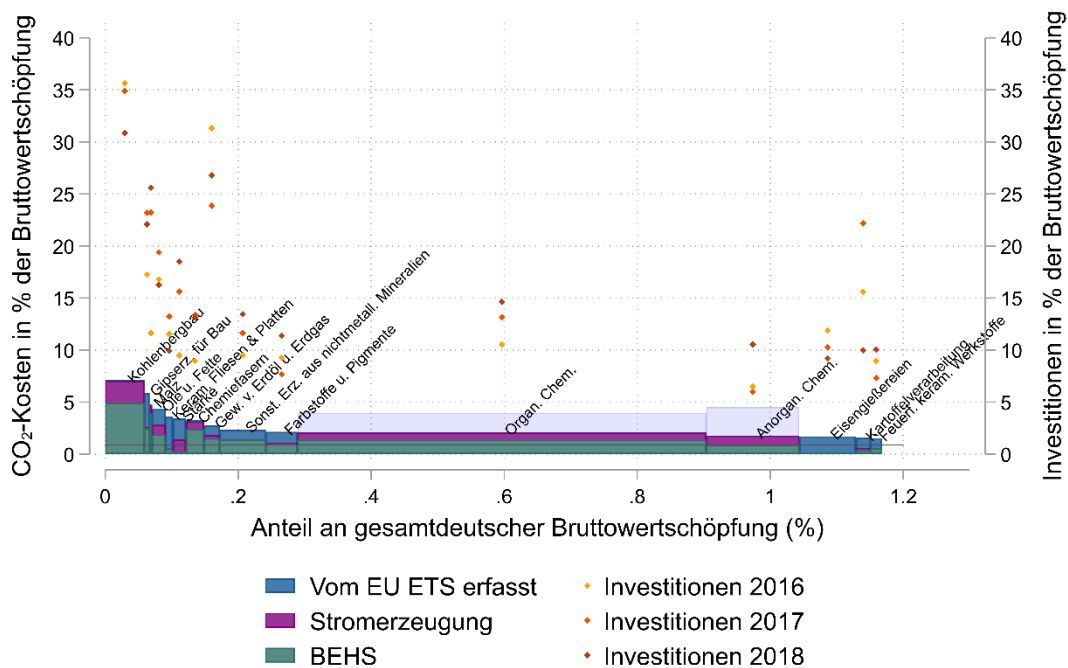


Abbildung 10: Direkte CO₂-Kosten und Investitionen in Prozent der Bruttowertschöpfung der 15 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO₂-Preis 30€/t)

Abbildung 10 setzt auf der rechten Achse die jährlichen Investitionen der Sektoren ins Verhältnis zur Bruttowertschöpfung¹⁶, während die übrigen Achsen unverändert bleiben. Die Investitionsvolumina können somit direkt mit den Kostenanstiegen infolge des nBEHS (bei einem CO₂-Preis von 30 €/t CO₂-Äquivalent) verglichen werden. Anhand dieser Darstellung wird deutlich, dass die Investitionen der am meisten betroffenen Sektoren um ein Vielfaches höher als die potentiellen Kostenanstiege liegen. Eine Kompensation der zusätzlichen CO₂-Kosten der besonders betroffenen Sektoren über moderate Investitionsförderungen, beispielsweise für Effizienzmaßnahmen, scheint daher möglich. Anhang IV zeigt die Investitionen weiterer Sektoren.

3.3 Gestaltung von Investitionszuschüssen

Die Investitionszuschüsse sollten Unternehmen dabei unterstützen, Investitionen in Energieeffizienz und weniger CO₂-intensive Energieträger zu tätigen, um dadurch auch bei steigenden CO₂-Preisen keine Nachteile im internationalen Wettbewerb zu erleiden. Dazu sollten entsprechend transparente Vergabekriterien sichergestellt werden.

¹⁶ Die Investitionen werden hier auch für 2016 und 2018 abgetragen, um Schwankungen der Investitionen zwischen den Jahren zu berücksichtigen.

Hierfür bietet es sich an, im ersten Schritt das beschriebene Carbon Leakage Assessment durchzuführen und eine Liste der Sektoren mit Carbon Leakage Risiko zu erstellen. Unternehmen in den entsprechenden Sektoren qualifizieren sich für (zusätzliche) Investitionszuschüsse beziehungsweise Tilgungszuschüsse für Darlehen für Energieeffizienzinvestitionen. Die zusätzlich zu den bisherigen Programmen geleisteten Zuschüsse würden begrenzt durch die angefallenen, oder die in beispielsweise fünf Jahren zu erwartenden, durch das nBEHS entstehenden Mehrkosten. Somit würden Unternehmen, die zwar in einer Branche aktiv sind, die auf der Carbon Leakage Liste steht, aber ausschließlich Aktivitäten unter dem EU ETS hat, nicht von den Investitionszuschüssen profitieren.

Mit der Gewährung solcher Investitionszuschüsse für Energieeffizienzmaßnahmen hat die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) bereits langjährige Erfahrungen im Rahmen der Bundesförderung für Energieeffizienz gesammelt. Aktuell gewährt die KfW zinsgünstige Darlehen mit Tilgungszuschüssen, die über die Hausbank abgerufen werden können, während das Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (Bafa) ein paralleles Programm mit direkten Zuschüssen umsetzt. In beiden Fällen wird ein Prozentsatz der für die Effizienzmaßnahmen relevanten Kosten (förderfähigen Kosten) bezuschusst. Der maximale Fördersatz orientiert sich an den Vorgaben der EU Beihilferichtlinien. Es könnte erwogen werden, ob dieser maximale Fördersatz in den betroffenen Sektoren angehoben werden kann. Die absolute Förderung dürfte nicht höher liegen als die erwarteten Mehrkosten bzw. ein bestimmter Anteil dieser Mehrkosten des nBEHS, wobei diese Mehrkosten über mehrere Jahre berechnet werden könnten. Dann wären entsprechend auch die Investitionszuschüsse nur einmal in diesem Zeitraum zu gewähren.

In den traditionellen Programmen der KfW ist der spezifische Sektor, dem ein Unternehmen zuzurechnen ist, nicht relevant. Im März 2020 startete mit der Klimaschutzoffensive Mittelstand ein Programm, bei dem nur Aktivitäten unterstützt werden, die nach der EU Taxonomie als grün klassifiziert werden. Diese Definition ist noch enger gefasst als einzelne Sektoren. Das deutet daraufhin, dass die Zugehörigkeit zu den oben identifizierten Sektoren als Qualifikationskriterium für eine erhöhte Förderintensität von Effizienzmaßnahmen möglich sein sollte. Die detaillierte Ausgestaltung und beihilferechtliche Klärung bedürfen noch weiterer Untersuchungen.

4 Fazit

Das Risiko, dass einzelne Sektoren von Carbon Leakage und verminderter internationaler Wettbewerbsfähigkeit durch die Einführung des nationalen Brennstoffemissionshandels betroffen

sein können, kann durch existierende Unterscheidungsmerkmale evaluiert werden. Dafür eignen sich insbesondere die erwarteten CO₂-Kosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung. Weitere Maße wie die Handelsintensität eignen sich hingegen nicht zur Bewertung, da sie entweder wenig Aussagekraft auf das Carbon Leakage Risiko in spezifischen Sektoren haben, oder aber kein hinreichendes Unterscheidungsmerkmal zwischen Sektoren darstellen.

Setzt man die erwarteten CO₂-Kosten in Relation zur Bruttowertschöpfung, so ergibt sich ein gebräuchliches Maß dafür, wie hoch die Kosten im Vergleich zu den Aktivitäten eines Sektors liegen. Dieses Maß wird auch nicht, wie es beispielsweise bei der Betrachtung im Vergleich zum Umsatz der Fall wäre, von den Kosten für Vorprodukte beeinflusst, sondern spiegelt nur die Aktivitäten innerhalb des betrachteten Sektors wider. Wollte man alternative Kriterien wie Preis- und Nachfrageelastizitäten mit einbeziehen, so bräuhete man eine auf absehbare Zeit nicht verfügbare Datengrundlage. Selbiges gilt auch für die Berücksichtigung indirekter Kosten, welche darüber hinaus auch noch problematisch in der Abgrenzung von den direkten Kosten sind.

Das Potential für Carbon Leakage in der Industrie liegt insgesamt deutlich unter der Größenordnung im europäischen Emissionshandel. Die Betrachtung zeigt, dass nur sehr wenige Sektoren CO₂-Kosten haben werden, die potentiell zu Carbon Leakage führen könnten. Legt man, in Anlehnung an die EU ETS Kriterien (2009), einen Grenzwert von 5% CO₂-Kosten relativ zur Bruttowertschöpfung an, so überschreiten nur vereinzelte Sektoren diese Grenze, so dass die bis 2026 insgesamt betroffenen Sektoren weniger als 0,1% des deutschen Bruttoinlandsprodukts ausmachen und nur ungefähr 0,4% der vom nBEHS abgedeckten Emissionen. Insgesamt ist das Carbon Leakage Risiko also als gering einzuschätzen, insbesondere im Vergleich mit der Bedeutung und den Auswirkungen des europäischen Emissionshandels auf die entsprechenden Sektoren, da dort die Kosten aufgrund der höheren Energieintensivität wesentlich höher liegen.

Dabei ist im Einzelfall nachzuvollziehen, welche Stromerzeugungsanlagen im Transaction Log des europäischen Emissionshandels der Stromerzeugung zugeordnet sind, obwohl sie mittelbar Industriesektoren zugehören. Das ermöglicht die genaue Aufteilung der Eigenstromerzeugung in EU ETS (nicht betroffen) und NonETS (vom nBEHS betroffene) Anlagen und somit die klare Abgrenzung dazwischen. Außerdem könnte für vereinzelte Branchen, die nahe am Grenzwert des Carbon Leakage Kriteriums liegen, die Industriestruktur nachvollzogen werden. In der vorliegenden Betrachtung wurde solch eine Abschätzung für den Chemiesektor vorge-

nommen, während für die anderen Branchen die Annahme getroffen wurde, dass die Industriestruktur innerhalb der Branchen sich hinsichtlich der Größe, aber nicht hinsichtlich der Art der Anlagen, unterscheidet. Ohne diese Annahme würden absehbar die berechneten Kosten sinken, da emissionsintensive Aktivitäten, die vorrangig dem europäischen Emissionshandel unterliegen, bei der Betrachtung nicht berücksichtigt und entsprechend weniger Branchen als von Carbon Leakage betroffen identifiziert würden.

Für die Gewährung von Investitionszuschüssen gibt es bestehende Förderverfahren, an deren Systematik angeknüpft werden kann. Im ersten Schritt werden dafür mittels des Carbon Leakage Assessments Branchen identifiziert, die Carbon Leakage Risiken ausgesetzt sind. Investitionszuschüsse werden dann für Unternehmen dieser Branchen im Verhältnis zu nachgewiesenen Belastungen durch den nationalen Brennstoffemissionshandel gewährt.

5 Literatur

- Agrarheute (2016), Preise für Agrardiesel auf 11-Jahrestief, <https://www.agrarheute.com/management/finanzen/preise-fuer-agrardiesel-11-jahrestief-519780>
- Bahrs, E., L. Kiefer, M. Elsässer, J. Dentler und T. Hummler (2019), Nachhaltige Grünlandnutzung in ausgewählten Problemgebieten Baden-Württembergs, EIP Agri Projekt
- BMEL (2019a), Gesamtrechnung für den Bereich Landwirtschaft, 118. Wertschöpfung der Landwirtschaft, <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3130500-0000.xlsx>
- BMEL (2019b), Gesamtrechnung für den Bereich Landwirtschaft, 122. Ausgaben der Landwirtschaft für Treib-, Energie- und Schmierstoffe, <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3130900-0000.xlsx>
- Böhringer, Christoph, Knut Einar Rosendahl und Halvor Briseid Storrosten (2017), Robust policies to mitigate carbon leakage, in: Journal of Public Economics, 149, S. 35-46, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2017.03.006>
- Cargopedia (2020), European Fuel Prices 30.03.2020, <https://www.cargopedia.net/europe-fuel-prices>
- De Bruyn, S.M., R. Vergeer, E. Schep, M. 't Hoen, M. Korteland, J. Cludius, K. Schumacher, C. Zell-Ziegler, S. Healy (2015), Ex-post investigation of cost pass-through in the EU ETS: An analysis for six sectors, Bericht für die Europäische Kommission, Luxemburg.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (2011), Begleitdokument des 2. Nationalen Energieeffizienz-Aktionsplan (NEEAP) der Bundesrepublik Deutschland. Berlin. <http://www.buildup.eu/sites/default/files/content/DE%20-%20Energy%20Efficiency%20Action%20Plan%20Technical%20DE.pdf>
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2019), Fossile Brennstoffe wie Benzin, Heizöl und Gas werden ab 2021 teurer, <https://www.bmu.de/pressemitteilung/bundeskabinett-bringt-nationalen-kohlenstoffdioxid-emissionshandel-auf-den-weg/>
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2020), Referentenentwurf eines Ersten Gesetzes zur Änderung des Brennstoffemissionshandelsgesetzes. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19_Lp/behg_aenderung/Entwurf/behg_aenderung_refe_bf.pdf
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (2019), CO₂-Bepreisung im Wärme- und Verkehrssektor: Diskussion von Wirkungen und alternativen Entlastungsoptionen. https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.676034.de/diwkompakt_2019-140.pdf
- Edenhofer, Ottmar, Christian Flachsland, Matthias Kalkuhl, Brigitte Knopf und Michael Pahle (2019), Optionen für eine CO₂ - Preisreform, Expertise für den Sachverständigenrat zur

- Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung, Arbeitspapier 04/2019. Wiesbaden. https://www.sachverstaendigenrat-wirtschaft.de/fileadmin/dateiablage/Arbeitspapiere/Arbeitspapier_04_2019.pdf
- Europäische Kommission (2018), NACE Matching Table. https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/events/docs/0127/7_nace_eutil_installations_matching.xlsx
- Europäische Kommission (2020), European Union Transaction Log 2017. <https://ec.europa.eu/clima/ets/>
- Europäische Kommission (2020a), Weekly Oil Bulletin 30.03.2020. <https://ec.europa.eu/energy/observatory/reports/List-of-WOB.pdf>
- Europäische Union (2009), Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des Gemeinschaftssystems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32009L0029>
- Europäische Union (2018), Richtlinie (EU) 2018/410 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2018 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Unterstützung kosteneffizienter Emissionsreduktionen und zur Förderung von Investitionen mit geringem CO₂-Ausstoß und des Beschlusses (EU) 2015/1814. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0410>
- European Environment Agency (2020), ESD dataset 2019 for the time period 2005-2018.
- Eurostat (2020), EU Handel nach CPA 2008 seit 1988 (DS-1060915), 2017. Luxemburg.
- Felbermayr, Gabriel, Rahel Aichele, Markus Zimmer und Inga Heiland (2013), Entwicklung eines Maßes für die Intensität des internationalen Wettbewerbs auf Unternehmens- oder Sektorebene. Kurzgutachten des ifo Instituts im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie. München. <https://www.ifo.de/DocDL/Studie-Felbermayr-EEG-Wettbewerb-BMWi-2013.pdf>
- Feld, Lars P., Christoph M. Schmidt, Isabel Schnabel, Achim Truger und Volker Wieland (2019), Aufbruch zu einer neuen Klimapolitik: Sondergutachten. Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung. <https://www.sachverstaendigenrat-wirtschaft.de/sondergutachten-2019.html>
- Fischer, Carolyn und Alan K. Fox (2018), How Trade Sensitive are Energy-Intensive Sectors?, in: AEA Papers and Proceedings, 108, S. 130-135. American Economic Association. <https://doi.org/10.1257/pandp.20181088>
- Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (2018), Einstieg in eine Reform der Energiewendefinanzierung - Künftige Finanzierung der Energieversorgung durch erneuerbare Energien. Berlin.
- Fowlie, Meredith L. und Mar Reguant, (2018), Challenges in the Measurement of Leakage Risk, in: AEA Papers and Proceedings, 108, S. 124-129. American Economic Association. <https://doi.org/10.1257/pandp.20181087>
- Fowlie, Meredith L., Mar Reguant und Stephen P. Ryan (2016), Measuring Leakage Risk. California Air Resources Board. <https://ww3.arb.ca.gov/cc/capandtrade/meetings/20160518/ucb-intl-leakage.pdf>

- Government of British Columbia (2020a), B.C.'s Electricity Rates. <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/electricity-alternative-energy/electricity/residential-electricity/rates?keyword=electricity&keyword=rates>
- Government of British Columbia (2020b), British Columbia's Carbon Tax, <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/climate-change/planning-and-action/carbon-tax>
- Government of British Columbia (2020c), CleanBC Program for Industry, <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/climate-change/industry/cleanbc-program-for-industry>
- IVT/ProgTrans/STASA (2004), Analyse von Änderungen des Mobilitätsverhaltens – insbesondere der Pkw-Fahrleistung – als Reaktion auf geänderte Kraftstoffpreise. Institut für angewandte Verkehrs- und Tourismusleistung e.V. (Hrsg.). Heilbronn, ProgTrans AG, Basel und Steinbeis-Transferzentrum Angewandte Systemanalyse, Stuttgart. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bonn. Heilbronn. http://www.ivt-verkehrsforschung.de/pdf/Kraftstoffpreise_und_Mobilitaet.pdf
- Kossoy, Alexandre, Grzegorz Peszko, Klaus Oppermann, Nicolai Prytz, Noémie Klein, Kornelis Blok, Long Lam, Lindee Wong und Bram Borkent (2015), State and Trends of Carbon Pricing, World Bank, Washington, D.C.
- KTBL (2020), KTBL-Feldarbeitsrechner, <https://daten.ktbl.de/feldarbeit/home.html>.
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2007), Bewertung von Strategien zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung in Baden-Württemberg. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS.
- Liu, Gang (2004), Estimating Energy Demand Elasticities for OECD Countries. A Dynamic Panel Data Approach. Research Department Statistics Norway. Discussion Papers, 373. Oslo. <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/192355/1/dp373.pdf>
- Madlener, Reinhard, Ronald Bernstein und Miguel Ángel Alva González (2011), Econometric Estimation of Energy Demand Elasticities. RWTH Aachen University. E.ON Energy Research Center Series, Volume 3, Issue 8. Aachen. <https://www.eonerc.rwth-aachen.de/cms/E-ON-ERC/Das-Center/Aktivitaeten-und-Publikationen/~eidp/E-ON-ERC-Reihe/lidx/1/>
- Marscheider-Weidemann, Frank und Karsten Neuhoff (2008), Estimation of Carbon Costs in the Chemical Sector. Climate Strategies, Discussion Paper. Cambridge. <https://www.jstor.org/stable/resrep15908>
- Martin, Ralf, Mirabelle Muûls und Ulrich J. Wagner (2016), The Impact of the European Union Emissions Trading Scheme on Regulated Firms: What Is the Evidence after Ten Years?, in: Review of Environmental Economics and Policy, 10(1), S. 129-148. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/reep/rev016>
- Mayerhofer, Peter (2013), Weniger wäre mehr – Über Energieeinsatz und Treibhausgasemissionen in der Milchviehhaltung, Der kritische Agrarbericht 2013, AgrarBündnis e.V.

- Naegele, Helene und Aleksandar Zaklan (2019), Does the EU ETS Cause Carbon Leakage in European Manufacturing?, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, 93, S. 125-147. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.11.004>
- Neuhoff, Karsten (2011), *Climate Policy after Copenhagen - The Role of Carbon Pricing*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511819605>
- Neuhoff, Karsten, William Acworth, Andrzej Ancygier, Frédéric Branger, Ian Christmas, Manuel Haussner, Roland Ismer, Arjan van Rooij Oliver Sartor, Misato Sato, Stefan Schleicher und Anne Schopp (2014), *Carbon Control and Competitiveness Post 2020: The Steel Report*. Climate Strategies Report. <http://climatestrategies.org/wp-content/uploads/2014/10/20141014-steel-report---final-formatted-4.3.pdf>
- Neuhoff, Karsten, William Acworth, Roland Ismer, Oliver Sartor und Lars Zetterberg (2015), Maßnahmen zum Schutz vor Carbon Leakage für CO₂-intensive Materialien im Zeitraum nach 2020. DIW Wochenbericht 29/30. https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.510974.de/15-29-3.pdf
- Neuhoff Karsten, Swantje Kuchler, Sarah Rieseberg, Christine Wörlen, Christina Heldwein, Alexandra Karch und Roland Ismer (2013), Vorschlag für die zukünftige Ausgestaltung der Ausnahmen für die Industrie bei der EEG-Umlage. DIW Berlin: Politikberatung kompakt 75. https://www.diw.de/sixcms/detail.php?id=diw_01.c.458230.de
- Neuhoff, Karsten und Robert A. Ritz (2019), Carbon cost pass-through in industrial sectors, EPRG Working Paper 1935.
- Nikodinoska, Dragana und Carsten Schröder (2016), On the Emissions–Inequality and Emissions–Welfare Trade-offs in Energy Taxation: Evidence on the German Car Fuels Tax., in: *Resource and Energy Economics* 44, S. 206–233. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2016.03.001>
- Pereira, Alfredo M., Rui M. Pereira und Pedro G. Rodrigues, A new carbon tax in Portugal: A missed opportunity to achieve the triple dividend? In: *Energy Policy*, 93, S. 110-118.
- Sato, Misato, Karsten Neuhoff, Verena Graichen, Katja Schumacher und Felix Matthes (2015), Sectors Under Scrutiny: Evaluation of Indicators to Assess the Risk of Carbon Leakage in the UK and Germany, in: *Environmental and Resource Economics*, 60(1), S. 99-124. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10640-014-9759-y>
- Sijm, Jos, Karsten Neuhoff und Yihsu Chen (2006), CO₂ cost pass through and windfall profits in the power sector, in: *Climate Policy*, 6(1), S. 49-72. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14693062.2006.9685588>
- Solargro (2020), ACCTool, ACCT (simplified version), ACCT DOM, <https://solargro.org/travaux-et-productions/outils/acctool-acct-simplified-version-acct-dom>.
- Statistisches Bundesamt (2020a), *Kostenstrukturerhebung im Verarbeitenden Gewerbe, im Bergbau sowie in der Gewinnung von Steinen und Erden (42251-0001), 2017*. Wiesbaden.

- Statistisches Bundesamt (2020b), Erhebung über die Energieverwendung der Betriebe des Verarbeitenden Gewerbes sowie des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden, 2017. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2020c), Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen des Bundes (81000-0001), 2017. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2020d), Investitionserhebung im Verarbeitenden Gewerbe, im Bergbau sowie in der Gewinnung von Steinen und Erden (42231-0011), 2016 bis 2018. Wiesbaden.
- UFOP (2018), Rapsölkraftstoff preisgünstiger als Agrardiesel, <https://www.ufop.de/presse/aktuelle-pressemitteilungen/rapsoelkraftstoff-preisguenstiger-als-agrardiesel>.
- Umweltbundesamt (2017), Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger: Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2016. Climate Change 23/2017. Dessau-Roßlau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-10-26_climate-change_23-2017_emissionsbilanz-ee-2016.pdf
- Umweltbundesamt (2019), Kohlendioxid-Emissionsfaktoren für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2017. Dessau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/co2_ef_nir_2019_brennstoffe_industrie_zusammen_korr.xlsx
- Umweltbundesamt (2019), Umweltbezogene Steuern und Gebühren. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/umweltbezogene-steuern-gebuehren#entwicklung-umweltbezogener-steuern>

6 Anhang

I. Übersicht Datenquellen

Daten	Datenquelle
Energetischer Energieverbrauch	Statistisches Bundesamt (2020b)
Emissionen unter dem EU ETS nach Installationen	Europäische Kommission (2020)
Zuordnung von EU ETS Installationen zu Wirtschaftszweigen	Europäische Kommission (2018)
CO ₂ -Preisfad	BMU (2020)
Bruttowertschöpfung und Umsatz	Statistisches Bundesamt (2020a)
Bruttoinvestitionen	Statistisches Bundesamt (2020d)
Handelsvolumina (Importe und Exporte, Intra und Extra-EU)	Eurostat (2020)
Brennstoffemissionsfaktoren	Umweltbundesamt (2019)
Emissionsfaktoren der Stromerzeugung	Umweltbundesamt (2017)

II. Emissionsfaktoren

1) Brennstoffemissionsfaktoren (Umweltbundesamt, 2019):

Energieträger	Einheit	
Steinkohlen		
- Ohne Eisen & Stahl	tCO ₂ /TJ	93,4
- Eisen & Stahl	tCO ₂ /t	2,94
Steinkohlenkoks		
- Ohne Eisen & Stahl	tCO ₂ /TJ	108,3
- Eisen & Stahl	tCO ₂ /t	3,18
Steinkohlenbriketts	tCO ₂ /TJ	95,9
Kohlenwertstoffe aus Steinkohle	tCO ₂ /t	3,33
Rohbraunkohlen	tCO ₂ /TJ	106,2
Hartbraunkohlen	tCO ₂ /TJ	94,6
Braunkohlenbriketts	tCO ₂ /TJ	99,3
Braunkohlenkoks	tCO ₂ /TJ	109,6
Wirbelschichtkohle	tCO ₂ /TJ	98,1
Staub- und Trockenkohle	tCO ₂ /TJ	98,1
Dieselmotoren	tCO ₂ /TJ	74,0
Heizöl, leicht	tCO ₂ /TJ	74,0
Heizöl, schwer	tCO ₂ /TJ	80,8
Flüssiggas	tCO ₂ /TJ	66,3
Raffineriegas	tCO ₂ /TJ	53,3
Petrolkoks	tCO ₂ /TJ	104,3
Andere Mineralölprodukte	tCO ₂ /TJ	83,0
Erdgas, Erdölgas	tCO ₂ /TJ	55,8
Grubengas	tCO ₂ /TJ	68,1
Kokereigas	tCO ₂ /TJ	40,7
Hochofengas, Konvertergas	tCO ₂ /TJ	258,3
Sonstige hergestellte Gase	tCO ₂ /1000 m ³	1,77

2) Annahmen zur Berechnung der Emissionen aus der Eigenstromerzeugung (Umweltbundesamt, 2017):

- Gesamte Eigenstromerzeugung aus Gaskraftwerk (Mittelung von K0ndensations- und KWK-Betrieb)
- Brutto-Nutzungsgrad: 57%
- Emissionsfaktor der Stromerzeugung für Gas: 209,3 g CO₂-Äq./kWh

III. Emissionen unter dem EU ETS: Sonderfälle

Es gibt zwei Sonderfälle, die beim Vergleich zwischen Emissionen unter dem EU ETS und den aus der Nutzung energetischer Energieträger berechneten Emissionen zu beachten sind.

Sonderfall Prozessemissionen: Diese fallen an, wenn in Industrieprozessen Inputs, die keine Energieträger sind, chemisch reagieren, so dass (u. a.) Kohlenstoffdioxid daraus resultiert. Dies trifft beispielsweise auf Kalkstein bei der Zementherstellung zu, durch dessen Einsatz im Produktionsprozess Kohlenstoffdioxid freigesetzt wird. Die resultierenden Emissionen sind im Transaction Log des EU ETS erfasst und werden der Zementindustrie zugeordnet. Da sie jedoch nicht aus der Energieverwendung resultieren, sind sie dagegen bei der Berechnung der Emissionen aus den energetisch genutzten Energieträgern nicht berücksichtigt. Daher können in diesem Fall größere Emissionsmengen dem EU ETS unterliegen als insgesamt für einen Sektor überhaupt Emissionen aus energetisch genutzten Energieträgern berechnet werden. In der Analyse nehmen wir an, dass Sektoren vollständig dem EU ETS unterliegen, wenn die Emissionen im EU ETS mindestens so groß sind wie Emissionen, die aus der Berechnung der Energieträger anfallen. Es könnte in diesen speziellen Fällen also sein, dass aufgrund der Prozessemissionen ein Sektor als vollständig vom EU ETS erfasst identifiziert wird, obwohl es darin tatsächlich noch kleine Unternehmen mit Emissionen aus der Energieverwendung gibt, die nicht dem EU ETS unterliegen

Kuppelgase (nur Stahl und Eisen): Kohle wird bei der Stahlerzeugung genutzt, wodurch Kuppelgase (bspw. Gicht-, Konverter- und Kokereigas) entstehen. Diese emissionsreichen Gase können anschließend noch zur Stromerzeugung energetisch genutzt werden. Die resultierenden Emissionen werden im EU ETS Transaction Log dort zugerechnet, wo sie verbrannt werden, also in den Kraftwerken zur Stromerzeugung. Jedoch wird die zugrundeliegende Kohle bei der Berechnung der Emissionen aus energetisch genutzten Energieträgern der Stahl- und Eisenerzeugung zugerechnet. Entsprechend müssen diese unterschiedlich erfassten Emissionen beim Vergleich beachtet werden, was möglich ist, da sie in den Daten zum Energieverbrauch erfasst werden.

IV. Investitionen weiterer Sektoren

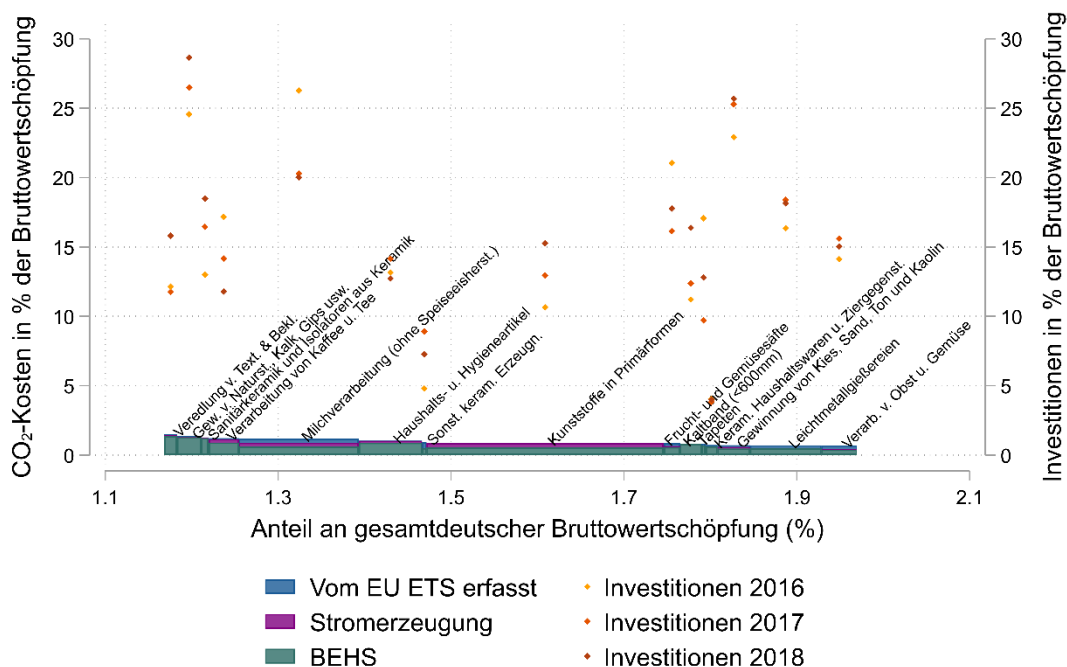


Abbildung 11: CO₂-Kosten und Investitionen in Prozent der Bruttowertschöpfung der 16 bis 30 am meisten betroffenen Sektoren (ohne EU ETS Sektoren; CO₂-Preis 30 €/t)

Abbildung 11 setzt für die 16 bis 30 am meisten betroffenen Sektoren, die jährlichen Investitionen der Sektoren ins Verhältnis zu den potentiellen, nBEHS-bedingten Kostenanstiegen. Aufgrund der niedrigeren Emissionsintensitäten dieser Sektoren liegen die Investitionsvolumina hier im Vergleich zu den erwarteten nBEHS-bedingten Kostenanstiegen sogar noch deutlich höher.

V. Carbon Leakage Regulierungen in bestehenden Emissionshandelssystemen

Im Folgenden werden die Eigenheiten des EU ETS sowie des kalifornischen Emissionshandels dargelegt.

EU ETS: 2013-2020 (Zweite Carbon Leakage Liste, Beschluss der Kommission vom 27. Oktober 2014)

Als Maßnahme gegen Carbon Leakage wird die kostenlose Zuteilung von Zertifikaten genutzt. Als Grundlage dient Benchmarking auf Produktbasis. Also die freie Zuteilung anhand der Formel: Produktion (in Tonnen) * Produktbenchmark (Emissionen pro Tonne). leakage-gefährdete

Sektoren erhalten eine kostenlose Zuteilung von 100% des Benchmarks. Alle anderen Industrie-sektoren erhielten 2013 eine kostenlose Zuteilung von 80% die bis 2020 auf 30% reduziert wurde.

EU ETS: Post-2020

Die Liste der Leakage-gefährdeten Sektoren basiert auf dem delegierten Beschluss (EU) 2019/708 der EU Kommission zur Sektorenliste. Die Richtlinie (EU) 2018/410 des europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2018 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Unterstützung kosteneffizienter Emissionsreduktionen und zur Förderung von Investitionen mit geringem CO₂-Ausstoß und des Beschlusses (EU) 2015/1814) enthält die Leakage Definition (§ 10b) und die Maßnahmen zur Investitionsförderung (§ 10c). Hauptinstrument der Leakage Vermeidung bleibt die freie Zuteilung von Zertifikaten unter Zuhilfenahme von Benchmarks. Bei festgestelltem Leakage Risiko werden 100% der Zertifikate frei zugeteilt. In weniger betroffenen Sektoren läuft die freie Zuteilung ab 2026 stufenweise aus (von 30% bis 0% 2030). Die Benchmarks werden nach fünf Jahren aktualisiert, um möglichen technologischen Fortschritt zu erfassen. Es gibt eine Reserve für die Zuteilung bei steigender Produktion. Daneben gibt es die Möglichkeit, Investitionen zur Modernisierung des Energiesektors durchzuführen. Die Option 1 zur übergangsweisen kostenlosen Zuteilung von Zertifikaten zur Modernisierung des Energiesektors basiert auf Artikel 10c. Daneben gibt es die auf Artikel 10d beruhende Option 2 der Modernisierungsfonds. Beide Möglichkeiten existieren parallel; Staaten haben aber die Möglichkeit, ihre Zertifikate aus Option 1 zu Option 2 zu transferieren.

In der Option 1 muss die Auswahl der Projekte mit einem Gesamtinvestitionsbedarf von über €12,5 Millionen in dem betreffenden Mitgliedstaat im Wege eines Ausschreibungsverfahrens durchgeführt werden. Dabei sind die Grundsätze der Transparenz, der Nichtdiskriminierung, der Gleichbehandlung und der wirtschaftlichen Haushaltsführung zu wahren. Es sind nur Projekte teilnahmeberechtigt, die zur Diversifizierung des Energiemix und der Versorgungsquellen des Mitgliedstaats, zur nötigen Umstrukturierung, zur Umweltverbesserung und Nachbesserung der Infrastruktur, zu sauberen Technologien (wie Technologien für erneuerbare Energien) oder zur Modernisierung des Energieerzeugungssektors (wie effiziente und nachhaltige Fernwärme) und des Energieübertragungs- und Energieverteilungssektors beitragen. Die Rangordnung der Projekte hat nach klaren, objektiven, transparenten und nichtdiskriminierenden Auswahlkriterien zu erfolgen. Ausgewählte Projekte müssen auf Basis einer Kosten-Nutzen-Analyse einen positiven Nettogewinn in Form einer Emissionsreduktion gewährleisten und einen im Voraus festgesetzten hohen Umfang an CO₂-Reduktionen unter Berücksichtigung der Größe

der Projekte realisieren. Sie müssen Zusatzcharakter haben, dem Erneuerungs- und Modernisierungsbedarf zweifelsfrei gerecht werden und dürfen nicht dazu dienen, eine marktbedingte Steigerung der Energienachfrage zu befriedigen. Sie sind durch das beste Preis-Leistungs-Verhältnis gekennzeichnet und tragen weder zur finanziellen Tragfähigkeit von sehr emissionsintensiver Stromerzeugung bei, noch erhöhen sie die Abhängigkeit von emissionsintensiven fossilen Brennstoffen. Bis zu 70% der relevanten Investitionskosten können durch kostenlose Zuteilung gefördert werden, sofern die Restkosten von privaten juristischen Personen finanziert werden.

Als Option 2 sind „Modernisierungsfonds“ vorgesehen in die die Mitgliedsstaaten bis zu 2% der Gesamtmenge der Zertifikate und zusätzlich ihre frei zuteilbaren Zertifikate und ihre zusätzlichen Zertifikate, die sie „im Interesse von Solidarität, Wachstum und Verbund in der Union“ erhalten, transferieren können. Das Investitionskomitee, welches aus aus Vertretern der zehn begünstigten Mitgliedsstaaten, der Europäischen Kommission, der EIB und drei Vertretern anderer Mitgliedsstaaten besteht, bestimmt die zu fördernden Projekte. Fünf Mitgliedsstaaten haben von der Option Gebrauch gemacht, ihre frei zuteilbaren Zertifikate in den Innovationsfonds zu transferieren (Kroatien, Tschechien, Litauen, Rumänien und die Slowakei).

Emissionshandel in Kalifornien

Die Untergliederung der Sektoren richtet sich danach, inwiefern dies für die Berechnung von Emissions- und Handelsintensität innerhalb eines Sektors sinnvoll (homogen) ist. Dementsprechend werden einige Sektoren im kalifornischen Emissionshandel mit dem 3-stelligen NAICS-Code definiert, andere mit dem 6-stelligen. Als Betroffenheitsmaß wird eine Kombination aus CO₂- und Handelsintensitätskriterium genutzt. Sektoren werden jeweils in hohes, mittleres und geringes Risiko eingeteilt. Da dies auf Basis einer Betrachtung der vorliegenden Daten („eyeballing“) geschieht und „natürliche“ Brüche in den Daten genutzt werden, kommt es zu wenigen Grenzfällen. Hohes Risiko besteht für Sektoren mit hoher oder mittlerer CO₂-Intensität und hoher Handelsintensität. Mittleres Risiko besteht für mittlere CO₂-Intensität und mittlere oder geringe Handelsintensität oder geringe CO₂-Intensität und mindestens mittlere Handelsintensität. Und geringes Risiko besteht für Sektoren mit geringer Emissionsintensität. Die Berechnung der Betroffenheitsmaße ist an die Methode im australischen CPRS (Carbon Pollution Reduction Scheme) angelehnt. Die CO₂-Intensität wird als durchschnittliche Emissionen pro Millionen Dollar Umsatz gemessen. Für die Handelsintensität wird die Summe aus Importen und Exporten ins Verhältnis zur Summe aus Produktionswert (Shipments) und Importen gesetzt. Als Maßnahme gegen Leakage wird die freie Zuteilung anhand von Produktbenchmarks genutzt. Falls

keines der Benchmark-Produkte produziert wird, wird die freie Zuteilung anhand von Energieverbrauchsdaten berechnet. Der Anteil der freien Zuteilung hängt von der Risikokategorie ab. Aktuell (2020) ist der Industry Assistance Factor bei hohem Risiko 100%, bei mittlerem Risiko 50%, und bei geringem Risiko 30%. Außerdem wird im Stromsektor eine Form von Border Carbon Adjustments gegenüber anderen US-Staaten angewendet (siehe Mehling et al. 2019). Im kalifornischen Fall ist das einerseits umsetzbar und wird andererseits als notwendig angesehen da: 1) Kalifornien eng mit den umliegenden US-Strommärkten verbunden ist, 2) Verbindungen zu nicht-US-amerikanischen Strommärkten nicht relevant erscheinen, und 3) die Grenzausgleichszahlung auf Ebene der Stromimporteure (also der Stromversorger) erhoben wird und somit geringer administrativer Aufwand im Vergleich zu anderen Handelsgütern anfällt. Der Bedarf für die zusätzliche Regulierung folgt aus dem Ziel, „Resource Shuffling“ zu vermeiden (also beispielsweise den Kauf eines kalifornischen Kohlekraftwerks oder seines Stroms durch einen unregulierten Versorger außerhalb Kaliforniens, der im Gegenzug seinen eigenen „grüneren“ Strom günstig nach Kalifornien exportieren kann).

VI. Maße zur Bestimmung der Handelbarkeit

Das Maß von Fischer und Fox (2018): Fischer und Fox (2018) berechnen für verschiedene Sektoren die Substitutionselastizitäten für Importe, die sogenannten Armington-Elastizitäten. Sie geben die prozentuale Änderung der Importe aufgrund einer prozentualen Änderung in den relativen Preisen importierter und heimischer Güter wieder. Dabei nutzen Fischer und Fox Änderungen von Zöllen und anderen Handelskosten als Proxy für die Variation in den relativen Preisen. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass insbesondere die Wahl der Aggregationsebene der Sektoren die berechneten Elastizitäten beeinflusst. Subsektoren haben teilweise deutlich andere Elastizitäten als die übergeordneten aggregierten Sektoren. Die Substitutionselastizität alleine hat nur eine geringe Korrelation mit dem Maß für Handelsintensität. Als Maß für absolute „Importempfindlichkeit“ („Import Vulnerability“) multiplizieren Fischer und Fox die Armington-Elastizität mit dem Quotienten aus Importen und der Summe aus Produktion plus Importe. Bei diesem Maß ist die Korrelation deutlich höher. Das ist grundsätzlich nicht verwunderlich, da nun auf beiden Seiten der Gleichung teilweise die gleichen Maße stehen.

Maß für Importempfindlichkeit nach Fischer und Fox (2018)

$$\text{Importempfindlichkeit} = \frac{\text{Armington-Elastizität} \times \text{Importe}}{\text{Produktion} + \text{Importe}}$$

Allerdings ist die Korrelation insbesondere für die „EITE“-Sektoren (Energy-Intensive, Trade-Exposed) hoch. Daraus könnte sich schließen lassen, dass die Handelsintensität ein recht guter Indikator für die Handelssensibilität dieser Sektoren ist. Es gibt jedoch mit den beiden Sektoren Eisen- und Stahlrohre sowie Zement zwei relevante Ausnahmen, für die die Schätzung der Elastizität keine signifikanten Ergebnisse hervorbrachte und für die die Elastizität und Importempfindlichkeit kaum Übereinstimmung haben.

Das Maß von Fowlie und Reguant (2018) / Fowlie, Reguant und Ryan (2016): Zur Bestimmung der Elastizität sind beobachtbare Variationen in den Kosten notwendig. Dieses Maß nutzt die Variation in den Energiekosten zwischen heimischen und ausländischen Produzenten. Es bildet somit eher die Unterschiede in den Inputkosten ab, die für den Fall eines CO₂-Preises entstehen. Fowlie et al. (2016) berechnen sowohl Import- als auch Exportelastizitäten und kommen zu dem Ergebnis, dass Exportelastizitäten durchgängig höher sind als Importelastizitäten. Die von ihnen ermittelten Importelastizitäten und die Armington-Elastizitäten aus Fischer und Fox (2018) sind korreliert. Es gibt aber signifikante Unterschiede bezüglich der Größenordnungen und der resultierenden Reihenfolge der Sektoren. Ursächlich dafür könnte sein, dass Handelsströme anders auf Änderungen in den Inputkosten reagieren als auf Änderungen in den Handelskosten. Die Analysen und Schätzungen von Fowlie et al. (2016) hängen allerdings auch von weiteren Annahmen ab, die nicht überprüft werden können und potentiell das Ergebnis beeinflussen.

Das Maß von Felbermayr et al. (2013): Felbermayr et al. (2013) stellen fest, dass das Maß der Handelsintensität bedeutende Aspekte nicht beachtet. Die Verflechtungen in der Wertschöpfungskette sind wichtig und insbesondere die indirekten Exporte sollten beachtet werden. Die Autoren zeigen, dass Import- und Exportsensitivität voneinander abweichen und, dass es sinnvoll ist, diese getrennt zu betrachten. Felbermayr et al. erläutern zudem, wie diese in den Index der Handelsintensität integriert werden können. Ebenfalls zeigen sie wie Preiselastizitäten berücksichtigt werden können, indem die direkten und indirekten Handelsströme mit den entsprechenden Gewichten versehen werden. Diese Methode ist auf die Sektoraggregation der Input-Output-Tabellen und der Elastizitäten angewiesen. Eine entsprechend Fischer und Fox (2018) wünschenswerte feinere Aufgliederung ist also nur ohne die indirekten Exporte oder Elastizitäten möglich. Die Berücksichtigung indirekter Betroffenheit ist generell als methodisch anspruchsvoll einzustufen.

Vergleich der Maße für Handelbarkeit: Tabelle 2 zeigt für die unterschiedlichen oben aufgeführten Maße jeweils die fünf Sektoren mit der höchsten Handelsintensität. Grundlegend

kann hier festgestellt werden, dass die Auswahl, Reihung und Betroffenheit der Sektoren stark von der konkreten Wahl des Maßes abhängt. Es sollte deshalb genau geprüft werden, welches Maß im jeweiligen Anwendungsfall das sinnvollste ist und bestmöglich die betrachtete Problemstellung abbildet. Im Verlauf der Studie wurde deutlich, dass deren Nutzen für die konkrete Fragestellung im nBEHS beschränkt ist, da die mit den verfügbaren Daten umsetzbaren Maße keinen hinreichenden Mehrwert bezüglich der Differenzierung der Betroffenheit bieten.

Tabelle 2: Die 5 Sektoren mit den höchsten Handelbarkeiten. Vergleich der Maße für Handelbarkeit aus Fischer und Fox (2018), Fowlie, Reguant und Ryan (2016), sowie Felbermayr et al. (2013).

Maß für Handelsintensität	Rang				
	1	2	3	4	5
Fischer und Fox Handelsintensität (aus US-Daten)	Zellstofffabriken <i>(pulp mills)</i>	Zeitungspapierfabriken <i>(newsprint mills)</i>	Sonstiges Glass <i>(other glass)</i>	Synthetischer Kautschuk <i>(synthetic rubber)</i>	Herstellung einfacher organischer Chemikalien (<i>basic organic chemistry manufacturing</i>)
Fischer und Fox Armington-Elastizität (US-Import-Daten)	Ethylalkohol <i>(ethyl alcohol)</i>	Herstellung einfacher organischer Chemikalien (<i>basic organic chemistry manufacturing</i>)	Synthetischer Kautschuk <i>(synthetic rubber)</i>	Plastik und Harze <i>(plastics and resins)</i>	Papiermühlen <i>(paper mills)</i>
Fowlie, Reguant und Ryan Importelastizität (US-Import-Daten)	Synthetischer Kautschuk <i>(synthetic rubber)</i>	Plastik und Harze <i>(plastics and resins)</i>	Herstellung einfacher organischer Chemikalien <i>(basic organic chemistry manufacturing)</i>	Gießereien <i>(iron foundries)</i>	Petrochemische Fertigung (<i>petrochemical manufacturing</i>)
Felbermayr et al. Preiselastizität (internationale Daten zu bilateralen Handelsströmen)	NE-Metalle und Halbzeug daraus	Kokerei- und Mineralölzeugnisse	Forstwirtschaftliche Erzeugnisse und Dienstleistungen	Papier, Pappe und Waren daraus	Dienstleistungen

VII. Tanktourismus

Im Folgenden wird quantifiziert, inwiefern die CO₂-Bepreisung von Kraftstoffen durch den nBEHS verstärkte Anreize zum Tanken im Ausland schafft. An den Grenzen, an denen Deutschland bislang die niedrigeren Dieselpreise hat, s. Abschnitt 2.4.3, tritt dieser Effekt so nicht ein, sondern reduziert die Strecke, die beispielsweise niederländische Fahrer über die

Grenze nach Deutschland fahren würden, insofern die Dieselpreise in den Niederlanden gleich bleiben. Die nachfolgende Betrachtung gilt also für den Fall der verbleibenden Grenzen, an denen die deutschen Dieselpreise heute niedriger liegen als im benachbarten Ausland.

Durch das nBEHS erhöht sich der Dieselpreis um voraussichtlich 9,6€Ct./Liter im Jahr 2022 bei einem erwarteten CO₂-Preis von 30 €/t CO₂-Äquivalent (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2020). Bei Annahme von ansonsten konstanten Dieselpreisen sowohl in Deutschland als auch im Ausland kann ein Unternehmen im Jahr 2022 durch den größeren Preisunterschied 6,72€ zusätzlich einsparen, wenn es einen Kleintransporter mit 70 Liter Tankvolumen im Ausland volltankt. Demgegenüber entstehen durch die längere Fahrt ins Ausland allerdings auch zusätzliche Kosten für den benötigten Kraftstoff, den Fahrer und die Abschreibung bzw. Abnutzung des Fahrzeugs. Als Schätzung der erhöhten Kosten für den Kraftstoff und die Abschreibung bzw. Abnutzung des Fahrzeugs gehen wir von 30€Ct./km entsprechend der Kilometerpauschale zur Absetzung von Geschäftsreisen aus (§5 Abs. 2 BRKG). Zur Berechnung der zusätzlichen Kosten für den Fahrer wird angenommen, dass die Lohnkosten 15 € pro Stunde betragen und das Fahrzeug mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 80 km/h zur Tankstelle fährt.

Unter diesen Annahmen ergibt sich, dass sich die maximale Entfernung zur Grenze, bei der es sich noch lohnt, ins Ausland zum Tanken zu fahren, um 6,9 Kilometer erhöht. Das bedeutet, dass es sich bei einer zusätzlichen Entfernung zum heutigen Status Quo, also zusätzlich zu bestehenden Preisunterschieden, von 6,9 Kilometern zur Grenze gerade nicht mehr lohnt, über die Grenze zu fahren.