

Roman Bracht

Hybride Systeme als Reformvorschlag für das EU- Emissionshandelssystem

Bachelorarbeit

Themensteller:

Dr. Oliver Arentz

Vorgelegt in der Bachelorprüfung
im Studiengang der Volkswirtschaftslehre
an der Wirtschafts- und Sozialwissenschaftlichen Fakultät
der Universität zu Köln

Köln, Juni 2020

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	i
Abbildungsverzeichnis	ii
Abkürzungsverzeichnis	iii
1. Einleitung	1
2. Grundlegender Überblick	2
2.1 Theorie einer CO ₂ -Steuer und eines Emissionshandelssystems	2
2.2 Theorie hybrider Systeme	7
2.3 Aufbau des Emissionshandelssystems der Europäischen Union	8
3. Analyse der Preisentwicklung	13
3.1 Phase I (2005-2007)	15
3.2 Phase II (2008-2012)	17
3.3 Phase III (2013-2020): 2013 bis 2017	19
3.4 Phase III (2013-2020): Seit 2018	20
3.5 Handlungsbedarf	21
4. Hybride Systeme	24
4.1 Preisbegrenzung	26
4.1.1 Harter Preiskorridor	26
4.1.2 Auktionsmindestpreis und Kostenbegrenzungsreserve	27
4.1.3 Wirkungskanäle der Preisregulierung	28
4.1.4 Nat. Mindestpreise am Beispiel des Vereinigten Königreichs	30
4.2 EU-Marktstabilitätsreserve	32
4.2.1 Version aus dem Jahr 2015	33
4.2.2 Version aus dem Jahr 2018	34
4.3 Unabhängige Kontrollbehörde für den Emissionshandel	36
5. Diskussion der Ergebnisse	37
6. Fazit	40
Literaturverzeichnis	41
Erklärung	51

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Preis- vs. Mengenregulierung unter Sicherheit (eigene Darstellung)	3
Abbildung 2: Preis- vs. Mengenregulierung unter Unsicherheit (eigene Darstellung)....	4
Abbildung 3: EUA Future-Preise, 2005-2020 (eigene Darstellung).....	15
Abbildung 4: Schema hybrider Systeme (eigene Darstellung)	25

Abkürzungsverzeichnis

AMP	Auktionsmindestpreis
BAU-Emissionen	<i>business-as-usual</i> -Emissionen
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
CDM	Clean Development Mechanism
CER	Certified Emission Reduction
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
EFTA	Europäischen Freihandelsassoziation
ERU	Emission Reduction Unit
EU	Europäische Union
EUA	Emissionszertifikat der Europäische Union (Englisch: <i>European Union Allowance</i>)
EU-Kommission	Europäische Kommission
EU-ETS	Emissionshandelssystem der Europäischen Union
EU-MSR	Marktstabilitätsreserve der Europäischen Union
EZB	Europäische Zentralbank
GGVK	Geschätzte Grenzvermeidungskosten
GNvE	Grenznutzen aus vermiedenen CO ₂ -Emissionen (Englisch: <i>marginal benefit</i>)
GVK	Grenzvermeidungskosten (Englisch: <i>marginal abatement cost</i>)
ICAP	International Carbon Action Partnership
IPCC	Weltklimarat (Englisch: <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
JI	Joint Implementation
KBR	Kostenbegrenzungsreserve
NAP	Nationaler Allokationsplan
SCC	Soziale Kosten von CO ₂ -Emissionen (Englisch: <i>social cost of carbon</i>)

1. Einleitung

Laut des Weltklimarates (Englisch: *Intergovernmental Panel on Climate Change*) (IPCC) „ist [es] äußerst wahrscheinlich, dass mehr als die Hälfte des beobachteten Anstiegs der mittleren globalen Erdoberflächentemperatur von 1951 bis 2010 durch den anthropogenen Anstieg der Treibhausgaskonzentrationen zusammen mit anderen anthropogenen Antrieben verursacht wurde.“¹ Zur Bekämpfung dieses menschengemachten Klimawandels verfolgt die Europäische Union (EU) das Ziel, bis 2050 ihre vollständige Treibhausgasneutralität zu erreichen.² Zur Erreichung ihrer Klimaschutzbestrebungen schuf sie 2005 das Emissionshandelssystem der Europäischen Union (EU-ETS).³ Mithilfe dieses Handelssystems legt die EU eine Emissionsobergrenze (Englisch: *cap*) fest und verteilt im Volumen dieser Obergrenze handelbare Emissionszertifikate. Dadurch wird für die Unternehmen ein Kalkül geschaffen, das für kosteneffiziente Emissionseinsparungen sorgt.⁴

Allerdings haben sich die Zertifikatpreise des EU-ETS in dem Zeitraum von 2013 bis 2017 auf einem sehr niedrigen Niveau von 5 bis 10 Euro pro Zertifikat bewegt. In dieser Arbeit soll die Forschungsfrage untersucht werden, ob die Reformierung des EU-ETS zu einem hybriden System eine sinnvolle Maßnahme ist, um das Problem niedriger Preise und damit verbundener Konsequenzen zu lösen. Grundsätzlich bildet ein hybrides System die Synthese aus einem Emissionshandel und seinem Pendant, der CO₂-Steuer.

Zu Beginn der Arbeit wird ein grundlegender Überblick über die Theorie der Preis- und Mengenregulierung gegeben. Im weiteren Verlauf des zweiten Kapitels wird betrachtet, welche theoretischen Möglichkeiten ein hybrides System bietet und wie sich das EU-ETS über die Jahre entwickelt hat. Daraufhin folgt eine Analyse der Preisentwicklung der letzten Jahre und es wird geklärt, warum bei einem mengenbasierten Instrument, wie dem Emissionshandel, „zu niedrige Preise“ überhaupt ein Problem sein können. In Kapitel drei werden die einzelnen hybriden Systeme und deren Wirkungsweisen vorgestellt. Darauf aufbauend werden die hybriden Systeme miteinander verglichen und es wird abgewogen, ob in der aktuellen Situation überhaupt noch Reformbedarf besteht. Zum Abschluss der Arbeit wird ein Fazit gezogen.

¹ IPCC (2013/2014), S. 15.

² Vgl. EU-Kommission (2020).

³ Vgl. Ellerman, Marcantonini und Zaklan (2016), S. 90.

⁴ Vgl. Stavins (2019) S. 4-5.

2. Grundlegender Überblick

In diesem Kapitel wird zuerst erörtert, ob aus ökonomischer Sicht die Preisregulierung in Form einer CO₂-Steuer oder die Mengenregulierung in der Gestalt eines Emissionshandels besser geeignet ist, um die negativen Externalitäten von Treibhausgasemissionen in das Marktsystem zu internalisieren. Da CO₂ „den Großteil des vom Menschen zusätzlich verursachten Treibhauseffektes aus[macht]“, ⁵ werden die Überlegungen dieser Arbeit der Einfachheit halber hauptsächlich am Beispiel von CO₂-Emissionen diskutiert.

Im zweiten Abschnitt dieses Kapitel werden theoretische Überlegungen zu den Vorteilen hybrider Systeme diskutiert. Zum Schluss wird ein grundlegender Überblick zu der Historie und der Entwicklung des EU-ETS gegeben.

2.1 Theorie einer CO₂-Steuer und eines Emissionshandelssystems

In der ökonomischen Theorie können klimaschädliche Treibhausgasemissionen und im Speziellen CO₂-Emissionen als negative (nicht pekuniäre) ⁶ Externalität verstanden werden. Diese Externalitäten liegen vor, wenn die Konsum- oder Produktionsentscheidung eines Akteurs durch die Konsum- oder Produktionsentscheidung eines anderen Akteurs negativ beeinflusst wird, ohne dass dies zu einer Veränderung der relativen Preise führt. Im Falle einer negativen Produktionsexternalität werden die Kosten einer Externalität, beispielsweise von CO₂-Emissionen, von dem Produzenten nicht in seinem Maximierungskalkül berücksichtigt. Dadurch kommt es zu einer sozial suboptimalen Allokation. ⁷

Zur Internalisierung der Externalitätskosten von CO₂-Emissionen sind in der Praxis zwei Instrumente verbreitet, namentlich die Preisregulierung durch eine CO₂-Steuer und die Mengenregulierung in Form eines Emissionshandels. Die CO₂-Steuer basiert auf der theoretischen Idee von Pigou (1920). Der Staat führt eine Steuer in Höhe der Kosten der Externalität, also in Höhe der Kosten der CO₂-Emissionen, ein. Im Beispiel der negativen Produktionsexternalität erhöhen sich dadurch die Grenzkosten der Produktion exakt in dem Maße, sodass die sozial optimale Allokation realisiert wird. ⁸

⁵ Umweltbundesamt (2019).

⁶ Pekuniäre Externalitäten sind Externalitäten, die durch Handlungen in einem Marktmechanismus und sich dadurch verändernde relative Preise entstehen. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit sind nicht pekuniäre Externalitäten gemeint, es wird jedoch der Einfachheit halber weiterhin nur von „Externalitäten“ gesprochen.

⁷ Dieser Abschnitt folgt Roth (2016), S. 163-167.

⁸ Dieser Abschnitt folgt ebenda, S. 173-177.

Die Europäische Union hat 2005 allerdings keine CO₂-Steuer, sondern einen Emissionshandel eingeführt.⁹ Das Konzept eines Emissionshandels fundiert grundlegend auf der Verhandlungslösung nach Coase (1960). Beim Emissionshandel wird eine Obergrenze an CO₂-Emissionen festgelegt, die innerhalb einer Periode maximal emittiert werden dürfen. Im Umfang dieser Emissionsobergrenze werden Zertifikate an die Unternehmen vergeben. Diese Zertifikate berechtigen ein Unternehmen dazu, eine gewisse Menge an CO₂¹⁰ zu emittieren. Dadurch entsteht für die Unternehmen ein Optimierungskalkül. Entweder sie verringern ihre CO₂-Emissionen und können dann ihren Überschuss an Zertifikaten verkaufen oder aber sie verzichten auf klimafreundlichere Investitionen, lassen sich den Gewinn aus dem Verkauf überschüssiger Zertifikate entgehen und müssen gegebenenfalls sogar zusätzliche Emissionszertifikate kaufen.¹¹

Für einen direkten Vergleich der Effizienz von CO₂-Steuer und Emissionshandel müssen zwei Konzepte eingeführt werden. Gemeint sind zum einen die Grenzvermeidungskosten (GVK) (Englisch: *marginal abatement cost*) und zum anderen der Grenznutzen aus vermiedenen CO₂-Emissionen (GNvE) (Englisch: *marginal benefit*). Die GVK beschreiben die Kosten, die durch Investitionen in emissionsärmere Technologien aufgewendet werden müssen, um die jeweils nächste Einheit CO₂ einzusparen. Bei dem GNvE handelt es sich um den Nutzen, der dem Klima durch die jeweils nächste eingesparte Einheit CO₂ gestiftet wird. Die optimale Höhe der Preis- und der Mengenregulierung resultiert aus dem Schnittpunkt der Gerade der GVK und des GNvE.

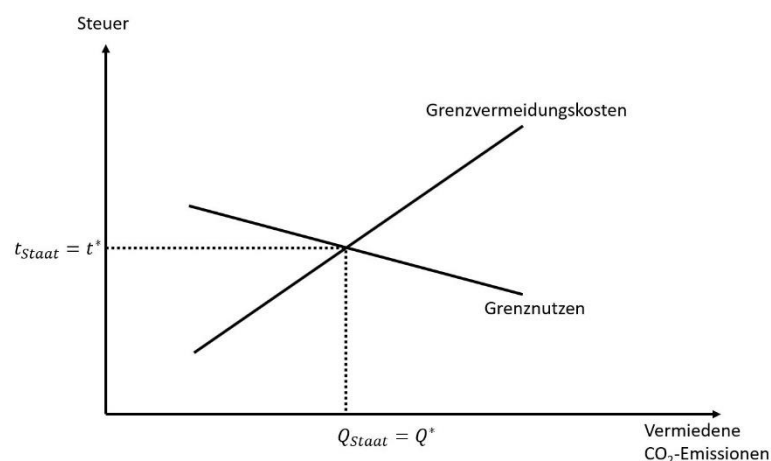


Abbildung 1: Preis- vs. Mengenregulierung unter Sicherheit (eigene Darstellung)¹²

⁹ Vgl. Ellerman et al. (2016), S. 90.

¹⁰ Oder eine gewisse Menge an CO₂-Äquivalent eines anderen Treibhausgases.

¹¹ Vgl. Stavins (2019), S. 4-5.

¹² Vgl. Parker und Ramseur (2010), S. 7.

Wenn vollständige Sicherheit über die Höhe der negativen Externalität herrscht, existiert kein Unterschied in der Effizienz einer Preis- und einer Mengenregulierung.¹³ Es macht keinen Unterschied, ob durch das Schaffen einer CO₂-Steuer in der optimalen Höhe $t_{Staat} = t^*$ die optimale Menge Q^* an CO₂-Emissionen eingespart wird oder aber ob sich der optimale Preis t^* implizit durch die Einführung eines Emissionshandels ergibt, welcher die optimale Menge $Q_{Staat} = Q^*$ an CO₂-Emissionen einspart.

Im Gegensatz dazu unterscheiden sich die Wohlfahrtseffekte von Preis- und Mengenregulierung, wenn Unsicherheit herrscht. In diesem Szenario kennt der Staat die tatsächlichen GVK nicht, da er beispielsweise die zukünftigen Technologieinnovationen nicht ex ante beobachten kann.¹⁴ Der Staat kann die GVK folglich nur schätzen. Zur Bestimmung der Höhe der Steuer t_{Staat} bzw. zur Festlegung der zu vermeidenden CO₂-Emissionsmenge Q_{Staat} kann er lediglich mit den geschätzten Grenzvermeidungskosten (GGVK) arbeiten. Wenn die GVK nicht korrekt durch die GGVK geschätzt werden, kommt es zu dem Zustand, der in Abbildung 2 dargestellt wird.¹⁵

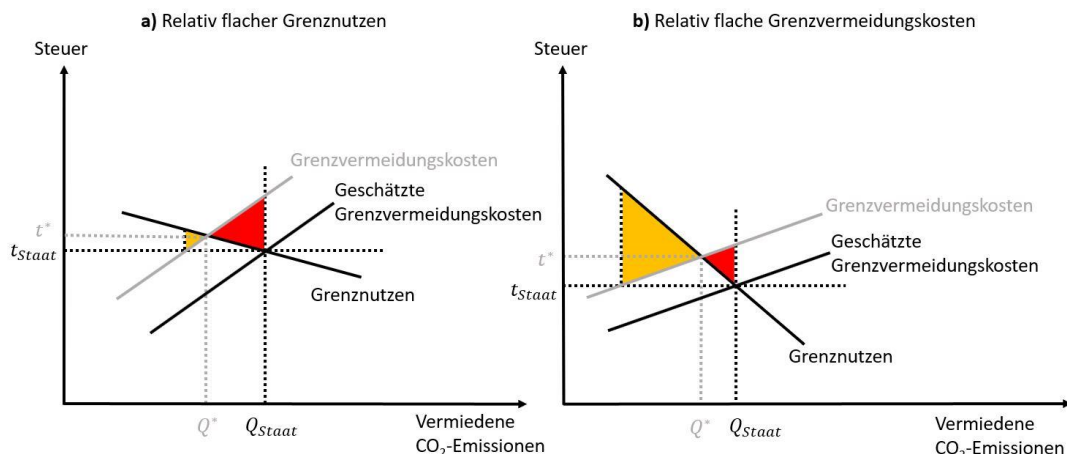


Abbildung 2: Preis- vs. Mengenregulierung unter Unsicherheit (eigene Darstellung)¹⁶

Im linken Szenario von Abbildung 2 ist der Wohlfahrtsverlust (Englisch: *deadweight loss*) (DWL) der Mengenregulierung (rote Fläche) größer, während im rechten Szenario der DWL der Preisregulierung (gelbe Fläche) der größere ist. Die DWLs der Mengenregulierung kommen zustande, weil der Staat vorgibt, dass eine ineffiziente Menge an CO₂-

¹³ Vgl. Weitzman (1974), S. 480.

¹⁴ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 10-11.

¹⁵ Die GVK-Gerade kann auch unterhalb der GGVK-Gerade liegen, allerdings ändern sich in diesem Fall die Implikationen für den Vergleich der Wohlfahrtswirkung der beiden Regulierungsansätze nicht.

¹⁶ Vgl. Gilbert, Kollenberg, Lam, Sachweh, Smith und Taschini (2014), S. 9, und Parker und Ramseur (2010), S. 11-12.

Emissionen $Q_{Staat} \neq Q^*$ eingespart werden muss. In dem Beispiel von Abbildung 2 werden dadurch zu viele Emissionen eingespart und es entstehen im Vergleich zum zusätzlichen Nutzengewinn zu hohe zusätzliche Vermeidungskosten.^{17 18} Die DWLs der Preisregulierung aus Abbildung 2 entstehen, weil die festgelegte Steuer t_{Staat} im Vergleich zur optimalen Steuer t^* zu niedrig ist. Im Vergleich zur optimalen Allokation werden folglich zu wenige Emissionen eingespart.¹⁹ Die unterschiedlichen Wohlfahrtswirkungen der beiden Regulierungsinstrumente ergeben sich aus der relativen Steil- bzw. Flachheit der GVK- und GNvE-Geraden. Ist, wie im linken Fall von Abbildung 2, die GNvE-Gerade relativ flacher, so ist die CO₂-Steuer effizienter. Wenn allerdings die GVK-Gerade relativ flacher ist, dann ist der Emissionsrechtehandel effizienter.²⁰

Dieser Zusammenhang wird in der Literatur häufig als Weitzman-Regel beschrieben, da ihr Namensgeber Weitzman (1974) sie formalisiert hat:²¹

$$(1) \Delta \doteq \frac{\sigma^2 N''}{2VK''^2} + \frac{\sigma^2}{2VK''}$$

Δ ist der Wohlfahrtsgewinn der Preis- gegenüber der Mengenregulierung. \doteq ist als Operator für eine akkurate lokale Approximation zu verstehen.²² N'' symbolisiert die zweite Ableitung des Nutzens aus vermiedenen CO₂-Emissionen und damit die Steigung des GNvE. VK'' ist die zweite Ableitung der Vermeidungskosten, sprich die Steigung der GVK. Außerdem gilt per Annahme $N'' < 0$ und $VK'' > 0$.²³ σ^2 ist die Varianz der Vermeidungskostenkurve. Wenn σ^2 konstant gehalten wird, kann ceteris paribus beobachtet werden, dass sich der an Abbildung 2 verdeutlichte Zusammenhang auch hier ergibt. Ist die GNvE-Kurve relativ flacher ($|N''| < |VK''|$), so ist Δ positiv und die Preisregulierung effizienter. Umgekehrt wird Δ bei einer relativ flacheren GNvE-Kurve ($|N''| > |VK''|$) negativ. Folglich wäre die Mengenregulierung effizienter.²⁴

Im Falle kosteneffizienter Emissionsreduktionen wird ein reguliertes Unternehmen die kostengünstigen zuerst und die kostenintensiven Emissionseinsparungen erst später

¹⁷ Läge die GVK-Gerade unterhalb der GGVK-Gerade, wären zu wenig Emissionen eingespart worden.

¹⁸ Vgl. Newbery, Reiner und Ritz (2019), S. 11- 12.

¹⁹ Läge die GVK-Gerade unterhalb der GGVK-Gerade, wären zu viele Emissionen eingespart worden.

²⁰ Vgl. Parker und Ramseur (2010), S. 10, und Weitzman (1974), S. 485.

²¹ Vgl. Keohane und Olmstead (2016), S. 165, und Weitzman (1974), S. 484.

²² Vgl. Weitzman (1974), S. 483.

²³ Vgl. ebenda, S. 479.

²⁴ Dieser Abschnitt folgt Pizer (2002), S. 412, und Weitzman (1974), S. 484-485.

umsetzen. Dies spricht für eine steigende GVK-Kurve.²⁵ Dahingegen existiert die Annahme, dass die GNvE-Funktion eher eine Konstante ist, da der Klimawandel einem graduellen Wirkungsmechanismus folgt. Dieser Logik zufolge stiftet die nächste eingesparte Einheit CO₂ denselben Nutzen wie die nächste oder die übernächste.²⁶ Diese Kombination aus konstantem GNvE und steigenden GVK würde bedeuten, dass die GNvE-Funktion relativ flach ist. Dies wiederum impliziert, dass eine CO₂-Steuer effizienter wäre.

Diese Kurvenverläufe decken sich mit den Ergebnissen von Pizer (2002). Er führt mit Hilfe des Dynamic-Integrated-Climate-Economy-Modells eine Simulation durch, welche eine Effizienzanalyse der Preis- und Mengenregulierung ermöglicht. Dieses computergestützte Modell simuliert die Wechselbeziehung zwischen Klima und Wirtschaft, wodurch eine Bewertung einzelner Bekämpfungsstrategien möglich wird.²⁷ Pizer (2002) findet, dass die Preisregulierung im direkten Vergleich zur Mengenregulierung einen fünffach so großen Wohlfahrtsgewinn erzeugt.²⁸

Allerdings gibt es zum Verlauf des GNvE auch andere Ansichten: Viele Klimaforscher prognostizieren die Existenz sogenannter Kippunkte (Englisch: *tipping points*), bei deren Eintreten irreversible Schäden, wie beispielsweise das Schmelzen der Polkappen, für das Weltklima entstehen könnten. CO₂-Emission, die vor dem Auftreten solcher Kippunkte eingespart werden, würden folglich einen überdurchschnittlich hohen Nutzen stiften. Dies würde eine abschnittsweise sehr steile GNvE-Kurve implizieren und somit die Mengenregulierung bei gleichbleibenden Annahmen über den Verlauf der GVK-Kurve zu dem theoretisch überlegenen Werkzeug machen.²⁹

Bis jetzt wurde immer angenommen, dass nur Unsicherheit über den Verlauf der GVK-Kurve herrscht. Stavins (1996) lässt zusätzlich dazu Unsicherheit über den Verlauf der GNvE-Kurve zu. Er findet, dass die Unsicherheit bezüglich der GNvE-Kurve den Effizienzvergleich von Preis- und Mengenregulierung nicht beeinflusst.³⁰ Existiert jedoch eine Korrelation zwischen GVK und GNvE, kann dies je nach Stärke des statistischen Zusammenhangs die ursprüngliche Effizienzaussage umkehren. Im Falle einer positiven

²⁵ Vgl. Congressional Budget Office (2008), S. 2.

²⁶ Vgl. Pizer (2002), S. 420.

²⁷ Vgl. Nordhaus (1994), S. 7-9.

²⁸ Vgl. Pizer (2002), S. 413.

²⁹ Dieser Abschnitt folgt Parker und Ramseur (2010), S. 13-14.

³⁰ Vgl. Stavins (1996), S. 220-221.

Korrelation zugunsten der Mengen- und im Falle einer negativen Korrelation zugunsten der Preisregulierung.³¹

Auch losgelöst von den Kurvenverläufen existieren Argumente für die Vorteilhaftigkeit der Preisregulierung. Im Falle risikoaverser Unternehmen ist ein Preisinstrument effizienter, da die regulierten Firmen ihre Verpflichtung lieber unter Preissicherheit begleichen wollen, als Zertifikate unter potenziell volatilen Preisen erhandeln zu müssen.³²

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass auf Grundlage der ökonomischen Theorie sowohl für die Vorteilhaftigkeit einer Preis- als auch einer Mengenregulierung argumentiert werden kann. Allerdings bedarf es dafür Annahmen über den Verlauf der GVK- und GNvE-Kurven.

2.2 Theorie hybrider Systeme

Ein hybrides System bildet die Synthese aus einer reinen Preis- und einer reinen Mengenregulierung. Der elementare Vorteil eines hybriden Systems besteht darin, dass es je nach Ausgestaltungsform einzelne Vorteile der reinen Preis- und einige Vorzüge der reinen Mengenregulierung miteinander kombinieren kann.³³ Um im weiteren Verlauf der Arbeit die konkreten Anwendungsmöglichkeiten der Hybriden in Bezug auf das EU-ETS vergleichen zu können, werden in diesem Unterkapitel die grundlegenden theoretischen Argumente in Bezug auf hybride Systeme diskutiert.

Roberts und Spence (1976) untersuchen die etwaigen Vorteile eines hybriden Systems an dem Beispiel der Abwasserregulierung. Sie beobachten, dass ein hybrides System unter zwei Bedingungen einen größeren Wohlfahrtsgewinn erzeugt. Es muss Unsicherheit über die Vermeidungskosten herrschen. Außerdem muss der durch das Abwasser verursachte Grenzscha-den bei vermehrtem Abwasser signifikant stark steigen. Für die Begrenzung von Treibhausgasemissionen bedeutet dies, dass der GNvE signifikant stark fallen muss. Diese Annahme ist, wie in Kapitel 2.1 dargestellt wurde, strittig.³⁴

Pizer (2002) betrachtet ein hybrides System, bei dem es nur eine Preisobergrenze gibt. Ein Abnehmer kauft ein Zertifikat entweder zum Marktpreis oder zu einem staatlich

³¹ Vgl. ebenda, S. 223-225.

³² Dieser Abschnitt folgt Gilbert et al. (2014), S. 10, und Hepburn (2006), S. 232-233.

³³ Vgl. Hepburn (2006), S. 230 und Newbery et al. (2019), S. 12.

³⁴ Vgl. Roberts und Spence (1976), S. 202-204.

angebotenen Festpreis. Dieser Festpreis ist eine implizite Preisobergrenze, da es irrational ist, ein Zertifikat zum Marktpreis zu kaufen, wenn der Marktpreis oberhalb des Festpreises liegt. Für diese konkrete Ausgestaltung findet der Autor, dass ein hybrides System mindestens das identische Effizienzniveau hat wie eine reine Preisregulierung. Da Pizer (2002) zu dem Ergebnis kommt, dass eine reine Preisregulierung effizienter als eine reine Mengenregulierung ist, ist ein hybrides System beiden Reinformen vorzuziehen.³⁵ Die Effizienz des hybriden Systems wird von der Höhe der Preisobergrenze determiniert. Ist die Preisobergrenze sehr niedrig, stellt das hybride System de facto eine reine Preisregulierung da und kreiert folglich auch die Effizienzverluste einer reinen Preisregulierung. Umgekehrt verursacht eine sehr hohe Preisobergrenze die Nachteile einer reinen Mengenregulierung.³⁶

2.3 Aufbau des Emissionshandelssystems der Europäischen Union

Da ein grundsätzliches Verständnis des EU-Emissionshandels vonnöten ist, um beispielsweise die Preisanalyse aus Kapitel 3 nachvollziehen zu können, wird nun ein kurzer Überblick über die Historie und die Entwicklung des EU-ETS gegeben.

Das EU-ETS ist der größte und älteste Emissionshandel der Welt. Derzeit umfasst es die Treibhausgase CO₂, Distickstoffmonoxid und Perfluorkohlenwasserstoffe. Insgesamt reguliert der EU-Emissionshandel ca. 45 Prozent der EU-weiten Treibhausgasemissionen.³⁷ Am EU-ETS beteiligen sich alle EU-Mitgliedsstaaten. Mit Island, Lichtenstein und Norwegen sind auch drei der vier Mitgliedsländer der Europäischen Freihandelsassoziation (EFTA) ein Teil des EU-ETS.³⁸ Das vierte EFTA-Mitglied, die Schweiz, betreibt einen eigenen Emissionshandel, der seit Januar 2020 mit dem EU-ETS verbunden ist.³⁹

Der EU-Emissionshandel ist im Jahr 2005 geschaffen worden, um unter anderem die Klimaschutzziele der EU aus dem Kyoto-Protokoll zu erfüllen.⁴⁰ Das 1997 verabschiedete Kyoto-Protokoll ist der weltweit erste völkerrechtlich bindende Vertrag zur Eindämmung des Klimawandels. In dem Protokoll verpflichten sich die Vertragsteilnehmer, den

³⁵ Vgl. Pizer (2002), S. 413.

³⁶ Vgl. ebenda, S. 429.

³⁷ Vgl. International Carbon Action Partnership (ICAP) (2020a), S. 1-2.

³⁸ Vgl. Ellerman et al. (2016), S. 90.

³⁹ Vgl. EU-Kommission (2019).

⁴⁰ Vgl. Ellerman et al. (2016), S. 90.

Ausstoß ausgewählter Treibhausgase zu verringern. Das Kyoto-Protokoll wurde bis heute von insgesamt 191 Staaten ratifiziert.⁴¹

Eine Emissionsberechtigung der Europäischen Union (EUA) (Englisch: *European Union Allowance*) räumt ihrem Inhaber das Recht ein, eine Tonne CO₂ oder eine Tonne CO₂-Äquivalent eines anderen Treibhausgases⁴² auszustoßen.⁴³ Die Betriebe, die durch das EU-ETS reguliert werden, müssen jedes Jahr ihre Emissionen dokumentieren. Dieser Bericht wird bis spätestens Ende März des nächsten Jahres überprüft. Bis spätestens Ende April müssen die Betriebe die jeweiligen EUAs abtreten.⁴⁴

Das EU-ETS befindet sich aktuell in Phase III (2013-2020). Phase I dauerte von 2005 bis 2007, während sich Phase II über den Zeitraum von 2008 bis 2012 erstreckte. Phase IV wird von 2021 bis 2030 in Kraft sein.⁴⁵ Innerhalb einer Phase können EUAs aus allen Jahren dieser Phase verwendet werden.⁴⁶ So hätte ein Unternehmen zur Abdeckung seiner Emissionen des Jahres 2016 beispielsweise EUAs für das Jahr 2014 verwenden können. Innerhalb einer jeden Phase des EU-ETS herrscht folglich vollständiges *banking*. Ein Unternehmen hat also die Möglichkeit, seine EUAs „auf die Bank zu bringen“ und später einzulösen. Das Zulassen von *banking* bietet den Vorteil, dass die intertemporale Effizienz des Emissionshandels steigt, da die Unternehmen zu dem Zeitpunkt Einsparungen vornehmen können, an dem es für sie am kostengünstigsten ist.⁴⁷ Das Gegenstück zum *banking* ist das *borrowing*. Wenn in einem Emissionshandel *borrowing* erlaubt ist, könnte ein Unternehmen sich beispielsweise Zertifikate für 2018 ausleihen, um die Emissionen im Jahr 2016 abzudecken. *Borrowing* ist im EU-ETS innerhalb einer Phase nur beschränkt⁴⁸ und zwischen zwei Phasen nicht möglich.⁴⁹

⁴¹ Vgl. Umweltbundesamt (2013).

⁴² Das Umweltbundesamt definiert ein CO₂-Äquivalent folgendermaßen: „Ein Kohlendioxid-Äquivalent beschreibt, wie viel eine genau definierte Masse eines Treibhausgases über einen festgelegten Zeitraum im Vergleich zu Kohlendioxid (CO₂) zum Treibhauseffekt beiträgt.“ (Umweltbundesamt, Unterpunkt „Kohlendioxid-Äquivalent“)

⁴³ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 136-137.

⁴⁴ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 80, und ICAP (2020a), S. 5.

⁴⁵ Vgl. ICAP (2020a), S. 3.

⁴⁶ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 80.

⁴⁷ Vgl. Brink, van der Werf und Vollebergh (2016), S. 606, und Chaton, Creti und Peluchon (2015), S. 339.

⁴⁸ Da die neuen kostenlosen EUAs im Februar des jeweiligen Jahres vergeben werden und EUAs erst bis Ende April des Folgejahres abgegeben werden müssen, kann es technisch zu *borrowing* kommen. Im Konkreten kann ein Unternehmen beispielsweise im Februar 2014 EUAs für 2014 erhalten und diese im April 2014 zur Abdeckung der Emissionen von 2013 verwenden. (Vgl. EU-Kommission (2015), S. 133.)

⁴⁹ Vgl. Diekmann (2012), S. 7, und EU-Kommission (2015), S. 133.

Bei einem Emissionshandelssystem können die Zertifikate grundsätzlich versteigert oder kostenlos zugeteilt werden. Die zwei Extrema der Emissionszertifikateverteilungsmechanismen sind das *grandfathering* und das Auktionsverfahren. Beim *grandfathering* werden die Zertifikate kostenlos an die Betriebe verteilt. Grundlage für den Verteilungsschlüssel sind die historischen Emissionen. Ein Vorteil des *grandfathering* besteht darin, dass ein neugeschaffenes Emissionshandelssystem keine ökonomischen Härtefälle für emissionsstarke Unternehmen verursacht. Allerdings werden bereits klimafreundlichere Unternehmen für ihre bisherigen Einsparungsmaßnahmen nicht belohnt. Vielmehr existiert der Anreiz, in dem Zeitraum vor dem Inkrafttreten des Emissionshandels übermäßig viele Emissionen zu verursachen.⁵⁰

Wenn dahingegen die Zertifikate versteigert werden, besteht die Gefahr, dass emissionsintensive Unternehmen plötzlich einen erheblichen Kostenzuwachs internalisieren müssen. Sie müssen entweder ihre Produktion drastisch umstellen oder eine große Menge an Zertifikaten kaufen. Ein Vorteil des Auktionsverfahren ist, dass die Zertifikate bei einem angemessenen Auktionsaufbau bei dem Unternehmen landen, das den größten Nutzen aus ihnen zieht.⁵¹ Darüber hinaus entstehen beim Versteigern der EUAs Erlöse. Diese Erlöse können neben der Lenkungswirkungen der Zertifikate ebenfalls für emissionsenkende Maßnahmen verwendet werden. Dieser Effekt wird als „doppelte Dividende“ bezeichnet. In der Praxis müssen die EU-Mitgliedsstaaten ihre Erlöse aus den Auktionen mindestens zu 50 Prozent für Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels verwenden.⁵² Im Jahr 2018 wurde durch die Auktionen ein Erlös von 14,1 Milliarden Euro generiert. Laut Angaben der EU-Mitgliedsstaaten sind 70 Prozent davon für Zwecke des Klimaschutz oder der Energiegewinnung verwendet worden.⁵³

Phase I (2005-2007) war eine Testphase.⁵⁴ Jedes Mitgliedsland entschied in nationalen Allokationsplänen (NAP) eigenständig über die Anzahl der Zertifikate und deren Verteilungsschlüssel. Die NAPs mussten allerdings von der Europäischen Kommission (EU-Kommission) genehmigt werden.⁵⁵ In Phase I wurden nahezu alle Zertifikate kostenlos per *grandfathering* vergeben. Nur einige Zertifikate wurden auktioniert oder kostenlos

⁵⁰ Vgl. Feess und Seeling (2013), S. 120.

⁵¹ Vgl. ebenda, S. 120-121.

⁵² Vgl. Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2009), Artikel 10 Absatz 3.

⁵³ Vgl. ICAP (2020b), S. 16.

⁵⁴ Vgl. Creti und Joëts (2017), S. 119.

⁵⁵ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 26.

per *benchmarking* verteilt.⁵⁶ Beim *benchmarking* wird zur Berechnung des Verteilungsschlüssels die Leistungsfähigkeit der Produktion eines Unternehmens herangezogen.⁵⁷

Phase II (2008-2012) war die Antwort der EU auf ihre Klimaziele aus der ersten Kyoto-Verpflichtungsperiode (2008-2012). Die 15 damaligen EU-Mitgliedsstaaten haben sich für diesen Zeitraum dazu verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen in Vergleich zum Basisjahr 1990 um insgesamt 8 Prozent zu senken. Tatsächlich haben sie eine Senkung von 11,7 Prozent erreicht.⁵⁸ Zwischen Phase I und II war *banking* nicht erlaubt.⁵⁹

Auch in Phase II wurden die Obergrenzen und die Verteilung der Zertifikate durch die NAPs festgelegt.⁶⁰ Der Anteil kostenlos vergebener Zertifikate lag bei circa 90 Prozent und war damit niedriger als in Phase I.⁶¹ Eine Neuerung zum Ende von Phase II ist, dass seit 2012 die Emissionen des Flugverkehrs vom EU-ETS mitabgedeckt werden. Der Flugverkehr hat allerdings eine gesonderte Emissionsobergrenze und mit den *European Aviation Allowances* seine eigenen Emissionsberechtigungen.⁶²

Ab Phase II konnten auch internationale Emissionszertifikate verwendet werden. Das Kyoto-Protokoll sah vor, dass durch *Joint Implementation* (JI) Emissionssenkungen in anderen Industrieländern und durch den *Clean Development Mechanism* (CDM) Emissionssenkungen in Entwicklungsländern angerechnet werden können.⁶³ Wenn ein Unternehmen aus der EU ein Projekt im Ausland finanziert hat, erhielt es eine *Emission Reduction Unit* (ERU) oder eine *Certified Emission Reduction* (CER). Diese berechtigen, wie eine EUA, zur Emission von einer Tonne CO₂-Äquivalent und konnten im EU-ETS bis auf wenige Ausnahmen verwendet werden. Ziel dieser Mechanismen war, dass Emissionen zuerst dort gesenkt werden, wo es am kostengünstigsten ist. Schließlich ist der Klimawandel ein globales Phänomen und es macht keinen Unterschied, wo Emissionen eingespart werden. Außerdem sollten durch den CDM im Speziellen Entwicklungsländer durch nachhaltige Technologietransfers unterstützt werden.⁶⁴

⁵⁶ Vgl. ICAP (2020a), S. 3.

⁵⁷ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 40.

⁵⁸ Dieser Abschnitt folgt Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2017a).

⁵⁹ Vgl. Hintermann (2010), S. 44, und Mansanet-Bataller und Sanin (2014), S. 67.

⁶⁰ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 26.

⁶¹ Vgl. ICAP (2020a), S. 3.

⁶² Vgl. EU-Kommission (2015), S. 89-90 und Bullerdiek, Kaltschmitt und Pechstein (2020), S. 3-4.

⁶³ Vgl. BMU (2017b).

⁶⁴ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 96-97.

In Phase III (2013-2020) sollten die Emissionseinsparungen aus der zweiten Kyoto-Verpflichtungsperiode (2013-2020) realisiert werden. Die EU hat sich in diesem Zeitraum zu einer Senkung der Treibhausgasemissionen um 20 Prozent im Vergleich zu 1990 verpflichtet.⁶⁵ Das *banking* von Zertifikaten aus Phase II nach Phase III war erlaubt.⁶⁶ Damit haben etwaige Überallokationen aus Phase II potenziell auch einen Einfluss auf Phase III.

Seit Phase III gibt es eine zentral festgelegte EU-weite Emissionsobergrenze, die jedes Jahr um den linearen Reduktionsfaktor in Höhe von 1,74 Prozent sinkt. Die konkrete jährliche Verringerungsmenge ergibt sich aus dem Produkt des linearen Reduktionsfaktors und seiner Bezugsmenge, der Emissionsobergrenze des Jahres 2010.⁶⁷ 57 Prozent der Zertifikate werden insgesamt auktioniert. Die restlichen EUAs werden kostenlos per *benchmarking* vergeben.⁶⁸ CERs und ERUs können weiterhin verwendet werden.⁶⁹ Das grundsätzliche Kalkül bei der kostenlosen Vergabe von EUAs besteht darin, dass die Empfänger der kostenlosen Zertifikate vor *carbon leakage* geschützt werden.⁷⁰ Der Begriff *carbon leakage* beschreibt den Prozess, dass durch Politikmaßnahmen in einer Region der Welt Emissionen eingespart werden und als direkte Konsequenz dessen die Emissionen anderswo in der Welt ansteigen.⁷¹ In diesem Szenario wird die eigene Industrie belastet, ohne dass ein globaler klimapolitischer Mehrwert erzeugt wird.

Im Januar 2019 hat die EU-Marktstabilitätsreserve (EU-MSR) ihren Betrieb aufgenommen. Die EU-MSR kann EUAs aufkaufen bzw. zusätzlich dem Markt hinzufügen, um Über- bzw. Unterallokationen zu bekämpfen.⁷² Die Wirkungsweise der EU-MSR und die Reformierung der Reserve im Zuge von Phase IV werden in Kapitel 4.2 beleuchtet.

Ab Phase IV (2021-2030) soll die Emissionsobergrenze jährlich um 2,2 Prozent der Emissionsobergrenze des Jahres 2010 verringert werden.⁷³ Weiterhin sollen ca. 57 Prozent der Zertifikate versteigert werden.⁷⁴

⁶⁵ Vgl. BMU (2017b).

⁶⁶ Vgl. Hintermann (2019), S. 5.

⁶⁷ Vgl. Bel und Joseph (2015), S. 532, und Mansanet-Bataller und Sanin (2014), S. 67.

⁶⁸ Vgl. ICAP (2020a), S. 3.

⁶⁹ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 18-19.

⁷⁰ Vgl. Acworth, Ismer, Neuhoff, Sartor und Zetterberg (2015a), S. 397.

⁷¹ Vgl. Gąska, Jeszke, Pyrka, Rabciga und Sekuła (2019), S. 6.

⁷² Vgl. Mauer, Okullo und Pahle (2019), S. 2.

⁷³ Vgl. BMU (2018), S. 2.

⁷⁴ Vgl. BMU (2018), S. 10, und Perino (2018), S. 263.

3. Analyse der Preisentwicklung

In diesem Kapitel soll die EUA-Preisentwicklung seit Entstehung des EU-ETS analysiert werden. Für dieses Vorhaben existieren Bewertungsansätze mit unterschiedlich langfristigen Bewertungshorizonten. Der grundlegendste Ansatz beschäftigt sich mit der Frage, ob das EU-ETS als simpler Markt funktioniert und folglich die kurzfristig anvisierte Emissionsobergrenze realisiert. Darüber hinaus können die Preise des EU-ETS auch dahingehend analysiert werden, ob sie die kosteneffiziente Erreichung langfristiger Klimaziele ermöglichen und beispielsweise genügend langfristige Investitionen in emissionsärmere Technologien erzeugen.⁷⁵ Deshalb soll im weiteren Verlauf der Arbeit zwischen kurz- und langfristiger Effizienz unterschieden werden.

Rein deterministisch setzen sich die EUA-Preise aus dem Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage zusammen. Die Entwicklungen dieser beiden Hauptdeterminanten werden ihrerseits durch untergeordnete Fundamentalgrößen und Charakteristika beeinflusst.

Für eine langfristige Effizienzanalyse der Preise im EU-ETS spielt die Angebotsseite eine entscheidende Rolle, da das Angebot an EUAs durch EU-Institutionen⁷⁶ festgelegt wird.⁷⁷ Darum gibt es gerade auf der Angebotsseite Potenzial für Unsicherheiten und Ineffizienzen. Denn, wie in Kapitel 2.1 eingehend diskutiert wurde, ist die Bestimmung der effizienten Emissionsobergrenze auf Grund der Unsicherheit zentraler Faktoren in der Praxis nicht möglich. Selbst wenn die effiziente Emissionsobergrenze bekannt wäre, existieren in realpolitischen Entscheidungsfindungsprozessen innerhalb der EU politökonomische Kalküle, die die Festlegung der Emissionsobergrenze auf dem effizienten Niveau torpedieren könnten. Außerdem bietet das langwierige EU-Festlegungsverfahren der Obergrenze kaum Möglichkeiten, flexibel auf kurzfristige Veränderungen zu reagieren.⁷⁸

Die langfristige Effizienz wird angebotsseitig also entscheidend durch die Höhe der Emissionsobergrenze und deren Bestimmungsverfahren beeinflusst. Doch auch die Regelungen zu *banking* und *borrowing* oder die Zulassung von CERs und ERUs haben einen Einfluss auf die angebotsseitige Preiszusammensetzung.⁷⁹ Wenn *banking* unbeschränkt

⁷⁵ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 1, und Edenhofer, Flachsland, Fuss, Knopf, Koch und Kornek (2018), S. 221-223.

⁷⁶ Im Konkreten sind dies die EU-Kommission, das Europäische Parlament und der Europäische Rat. (Vgl. EU-Kommission (2015), S. 9)

⁷⁷ Vgl. EU-Kommission (2015), S. 9-10.

⁷⁸ Vgl. Battles, Clò und Zoppoli (2013), S. 479, und de Perthuis und Trotignon (2014), S. 103.

⁷⁹ Vgl. Hintermann, Peterson und Rickels (2016), S. 109.

zugelassen ist, werden die Zertifikate nicht nur auf der Grundlage der Marktentwicklungen eines Jahres, sondern auf Basis der ganzen Lebensdauer des EU-ETS bepreist.⁸⁰ Die EUA-Preise werden also über den Verlauf der Zeit geglättet.⁸¹ Wenn internationale Emissionszertifikate zur Begleichung von Emissionen in der EU akzeptiert werden, steigt das Gesamtangebot an Zertifikaten.⁸² So könnte ein etwaiges Überangebot an Zertifikaten noch weiter vergrößert werden.

Aber auch die Nachfrageseite beeinflusst die Preisbildung. Die Nachfrage nach EUAs hängt von den GVK und den *business-as-usual*-Emissionen (BAU-Emissionen) ab. Wie der Name nahelegt, beschreiben die BAU-Emissionen diejenigen Emissionen, die ausgestoßen werden, wenn es keine Emissionseinsparungsanstrengungen gibt und wie gewohnt weiter emittiert wird. Die Höhe der BAU-Emissionen wird unter anderem durch das Wirtschaftswachstum, die Treibhausgasintensität der Volkswirtschaft und die Wettervariationen⁸³ beeinflusst.⁸⁴ Die Differenz aus BAU-Emissionen und der Emissionsobergrenze muss eingespart werden. Die GVK-Kurve sortieren die einzusparenden Emissionen nach ihren Grenzvermeidungskosten.

Wenn nun beispielsweise der durchschnittliche Preis für die Energiegewinnung durch erneuerbare Technologien steigt, hat dies zwei Wirkungskanäle auf die Nachfrage. Einerseits kommt es zu einem Preiseffekt, da durch die höheren Preise für erneuerbare Energien die GVK *ceteris paribus* steigen. Folglich wird es teurer, Emissionen einzusparen. Zusätzlich dazu kommt es zu einem Mengeneffekt. Da in diesem Beispiel die traditionellen Stromerzeugungsarten relativ kostengünstiger sind, werden sie stärker nachgefragt und infolgedessen kommt es zu einem Anstieg der BAU-Emissionen. Bei einer gleichbleibenden Emissionsobergrenze müssen nun nicht nur mehr Emissionen eingespart werden, sondern die Einsparung dieser Emissionen ist auch noch kostenintensiver. In der Konsequenz steigt die Nachfrage nach EUAs.⁸⁵

In Abbildung 3 ist die Entwicklung der Future-Preise der EUAs dargestellt. Konkret sind die Preise der Futures abgebildet, deren Liefertermin im Dezember des jeweils

⁸⁰ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 14.

⁸¹ Vgl. Brink et al. (2016), S. 606.

⁸² Vgl. Hintermann et al. (2016), S. 118.

⁸³ Das Wetter beeinflussen die absolute Energiegewinnung durch erneuerbare Energien und die Nachfrage nach Heizwärme bzw. künstlicher Kühlung.

⁸⁴ Vgl. ebenda, S. 110.

⁸⁵ Vgl. ebenda, S. 116.

darauffolgenden Jahres lag.⁸⁶ Die „EUA I“-Preise sind F1PE-Kontrakte, bei den „EUA II“-Preisen handelt es sich um F2PE-Kontrakte und für die „EUA III“-Preise sind FEUA-Kontrakte verwendet worden.⁸⁷

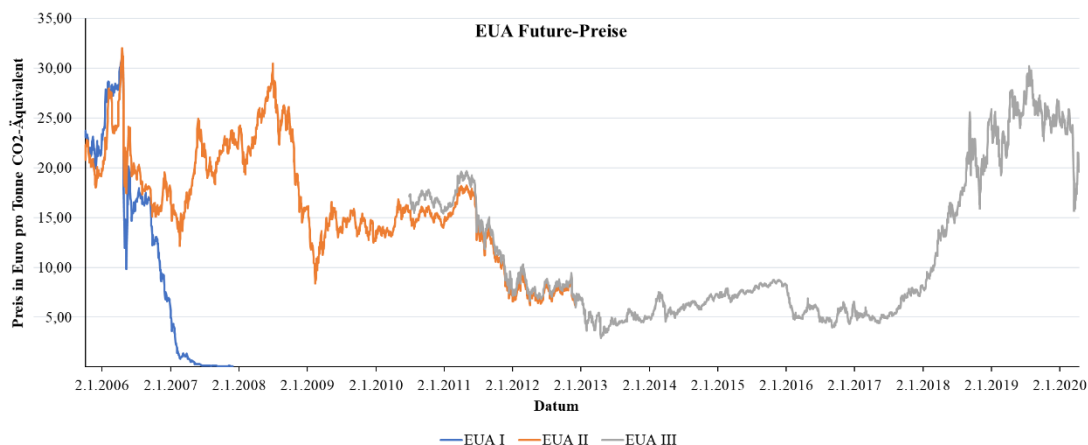


Abbildung 3: EUA Future-Preise, 2005-2020 (eigene Darstellung). Quelle der Daten: European Energy Exchange

3.1 Phase I (2005-2007)

Während der ersten 16 Monate nach dem offiziellen Beginn des EU-ETS stiegen die Preise der Phase-I-EUAs von gut 10 Euro auf in etwa 30 Euro pro Zertifikat an. Im April 2006 fiel der Preis um circa 60 Prozent seines Wertes. Daraufhin erholte er sich bis Oktober 2006 kurzzeitig, woraufhin der Preis allmählich verfiel und sich der Wertlosigkeit näherte.

Für die vergleichsweise hohen Preise zu Beginn von Phase I gibt es keine eindeutige Erklärung. Hintermann (2017) beobachtet, dass sechs der zehn größten Energieunternehmen einen Überschuss an EUAs gehalten haben. Als möglichen Grund für diese Strategie führt er an, dass die Unternehmen diesen Überschuss gebildet haben, um durch ihre Marktmacht die Preise zu ihren Gunsten zu manipulieren.⁸⁸ Eine andere Erklärung für die vergleichsweise hohen Preise ist die Bildung einer Blase. Creti und Joëts (2017) finden in den 16 Monaten vor dem Preisabsturz insgesamt vier Preisblasen, die sich jeweils über

⁸⁶ Die Future-Preise sind die Preise für die Futures, die im Dezember des jeweils darauffolgenden Jahres geliefert werden. Ausnahmen: Die EUA-I-Preise für 2007 sind die Futures für den Dezember 2007. Die EUA-II-Preise für 2005 und 2006 sind die Futures für den Dezember 2008. Die EUA-II-Preise für 2012 sind die Futures für den Dezember 2012. Die EUA-III-Preise für 2010 und 2011 sind die Futures für den Dezember 2013.

⁸⁷ Der Handel mit den Kontrakten für die jeweils nächste Periode beginnt bereits vor dem eigentlichen Start der jeweiligen Periode. Deshalb sind in Abbildung 3 EUA-II- und EUA-III-Preise für vor 2008 bzw. 2013 zu sehen.

⁸⁸ Vgl. Hintermann (2017), S. 110.

einen Zeitraum von drei bis neun Tage erstreckt haben.⁸⁹ Diese Analysen bieten Anhaltspunkte dafür, dass das EU-ETS als damals noch sehr junger Markt kurzfristige Kosteneffizienzen aufwies. Wenn einzelne Akteure den Preis manipulieren können oder sich Blasen bilden, funktioniert ein Markt in seiner Reinform nicht vollständig.

Der Preisabsturz im April 2006 ist sehr wahrscheinlich mit der Veröffentlichung der offiziellen Emissionsübersicht bezüglich des vorherigen Jahres zu begründen.⁹⁰ Durch die veröffentlichten Daten wurde publik, dass die für Phase I beschlossenen Emissionsobergrenzen deutlich oberhalb der tatsächlich verursachten Emissionen lagen. Diese Daten offenbarten eine massive Überallokation an Zertifikaten. Dies führte daraufhin zu einer Anpassung der Erwartungen der Akteure und schlussendlich zu dem beobachteten Preiseinbruch.⁹¹

Darüber hinaus finden Alberola et al. (2008), dass es im Oktober 2006 zu einem weiteren strukturellen Bruch kam. Ausgelöst wurde dieser durch die Ankündigung der Europäischen Kommission, dass die Obergrenzen in Phase II deutlich restriktiver sein werden.⁹²

Dahingegen hat sich Hintermann (2012) den EUA-Preisen nach dem Preiseinbruch des Aprils 2006 unter der Prämisse angenommen, dass die Unternehmen keine Emissionen einsparen wollten und die Zertifikate nur zum Zweck der Absicherung gegen das Nichteinhalten der Emissionsobergrenze gehalten haben. Sie verfolgten demnach nur das Kalkül, sich gegen die Möglichkeit abzusichern, dass ihre Emissionen plötzlich steigen und ihr Zertifikateüberschuss verschwinden könnte. Die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten dieser Möglichkeit wird im Laufe der Zeit allerdings stetig kleiner. Unter dieser Prämisse kann die kurzfristige Preisstabilisierung nach dem April 2006 und der darauffolgende gleichmäßige Preisverfall erklärt werden.⁹³

Auf Grund des nicht vorhandenen *bankings* von Phase I zu Phase II unterschieden sich die Spot-Preise von Phase-I-EUAs zum Ende der ersten Phase deutlich von den Future-Preisen von Phase-II-EUAs. Alberola und Chevallier (2009) finden, dass der Preisverfall

⁸⁹ Vgl. Creti und Joëts (2017), S. 123-125.

⁹⁰ Alberola, Chevallier und Chèze (2008), S. 794, Creti, Jouvét und Mignon (2012), S. 330, und Hintermann (2010), S. 45.

⁹¹ Vgl. Buchner und Ellerman (2008), S. 285, und Hintermann (2010), S. 45-46.

⁹² Dieser Abschnitt folgt Alberola et al. (2008), S. 794.

⁹³ Dieser Abschnitt folgt Hintermann (2012), S. 1338-1339.

der Spot-Preise der Phase-I-EUAs zu großen Teilen durch das Verbot von *banking* und *borrowing* zwischen Phase I und Phase II erklärt werden kann.⁹⁴

3.2 Phase II (2008-2012)

In diesem Kapitel wird die Entwicklung der Preise in Phase II untersucht. Eine strikte Abgrenzung der Phase II zu der darauffolgenden Phasen III ist bei der folgenden Preisanalyse allerdings nur beschränkt möglich, da sich die Untersuchungshorizonte mancher Forschungsartikel nicht nur exklusiv auf eine ausgewählte Phase erstrecken.

Zu Beginn von Phase II lagen die Preise in einem Bereich von 20 bis 25 Euro pro Zertifikat. Anfang Juli 2008 lag der Preis kurzzeitig über 30 Euro. Daraufhin fiel er bis Mitte Februar 2009 um gut 70 Prozent. Im weiteren Verlauf stabilisierte er sich bis Mitte 2011 auf einem Niveau um 15 Euro. Zum Ende der Phase fiel er erneut auf ein Level unterhalb von 10 Euro.

In den Zeitraum von Phase II fällt die Große Rezession, welche durch die Weltfinanzkrise 2008 verursacht worden ist. Bel und Joseph (2015) befinden, dass im Zeitraum von 2005 bis 2012 ein Großteil des Emissionsrückgangs auf die wirtschaftlichen Folgen der Weltfinanzkrise zurückzuführen sind. Die CO₂-Emissionen sind also schlichtweg durch einen exogenen Schock, nämlich den Einbruch der Wirtschaftstätigkeit, gesunken. Diese unfreiwilligen und ungeplanten Emissionssenkungen sorgten dafür, dass die Nachfrage nach EUAs unvorhergesehen zurückging. Die damalige Emissionsobergrenze stand allerdings bereits fest und eine flexible Anpassung des Angebots war nicht möglich. Die Kombination aus einer unflexiblen Emissionsobergrenze und einem unplanmäßigen Einbruch der EUA-Nachfrage führte zu einem Überangebot an EUAs.⁹⁵ Durch dieses Überangebot sammelt sich bei den Unternehmen ein massiver Überschuss an EUAs an. Dieser Überschuss bietet eine naheliegende Erklärung für den Preisabsturz in den Jahren 2008 und 2009.⁹⁶

Auch in Phase II sind Ineffizienzen in Bezug auf das EU-ETS als einfaches Marktsystem (kurzfristige Ineffizienzen) zu beobachten. So finden Creti und Joëts (2017) in Phase II die Bildung von sieben Preisblasen, die jeweils für eine Dauer von 3 bis 10 Tage Bestand

⁹⁴ Dieser Abschnitt folgt Alberola und Chevallier (2009), S. 73.

⁹⁵ Vgl. Battles et al. (2013), S. 479.

⁹⁶ Vgl. Acworth, Neuhoﬀ und Schopp (2015b), S. 511, Bel und Joseph (2015), S. 538, und Edenhofer et al. (2018), S. 228.

hatten.⁹⁷ Außerdem kann beim praktischen Handel mit Emissionsberechtigungen eine bedeutsame Rolle von Marktintermediären festgestellt werden. Dies lässt darauf schließen, dass es im EU-Emissionshandel zu großen Transaktionskosten beim Erhandeln von Emissionsberechtigungen kam. Besonders kleine Unternehmen waren davon betroffen.⁹⁸

Da sich das Angebot an Emissionszertifikate im EU-Emissionshandel durch das Zulassen internationaler Zertifikate erhöht, sollte dies intuitiv eine absenkende Wirkung auf die Preise im EU-ETS haben.⁹⁹ Matthes (2013) bestätigt diesen Gedanken. Die Zulassung sehr kostengünstiger ERUs und CERs ist neben den Folgen der Weltfinanzkrise ein zweiter Hauptgrund für die Preisentwicklung in Phase II.¹⁰⁰ Edenhofer et al. (2014) finden in ihrer ökonometrischen Analyse zwar einen statistisch signifikanten negativen Einfluss der CERs auf die Preisentwicklung, der Effekt ist allerdings sehr geringfügig.¹⁰¹ Die Nutzung internationaler Zertifikate wurde für Phase III stärker reguliert und eingeschränkt.¹⁰² Daher finden Chung, Jeong und Young (2018) in Phase III keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den Preisentwicklungen von CERs und EUAs.¹⁰³

Bekanntmachungen der EU-Kommission zum zukünftigen Verlauf der Emissionsobergrenze haben die Preise in Phase II signifikant beeinflusst. Mansanet-Bataller und Sanin (2014) beobachten einen starken Einfluss der Bekanntmachungen der EU-Kommission bezüglich der NAPs von Phase II.¹⁰⁴ Für den Untersuchungszeitraum von 2008 bis 2014 finden Edenhofer, Fuss, Grosjean und Koch (2015) einen positiven Einfluss auf das Preisniveau durch die Bekanntgabe der 2020- und 2030-EU-Politikziele. Für langfristige Ankündigungen ist der Einfluss hingegen nicht vorhanden oder sogar negativ.¹⁰⁵ Angebotsseitig machen Conrad, Rittler und Rotfuß (2012) die Ankündigungen der EU-Kommission zu den Phase-II-NAPs als den mit Abstand wichtigsten Einflussfaktor auf die EUA-II-Preise aus.¹⁰⁶ Diese Beobachtungen decken sich mit der Theorie. Da die EU-Institutionen das langfristige Angebot an EUAs bestimmen, haben diesbezügliche Ankündigungen einen Effekt auf die Preisbildung.

⁹⁷ Vgl. Creti und Joëts (2017), S. 123-125.

⁹⁸ Vgl. Hintermann et al. (2016), S. 118-119.

⁹⁹ Vgl. ebenda.

¹⁰⁰ Vgl. Matthes (2013), S. 4-6.

¹⁰¹ Vgl. Edenhofer et al. (2014), S. 682.

¹⁰² Vgl. Andor, Frondel und Sommer (2015), S. 177.

¹⁰³ Vgl. Chung et al. (2018), S. 27.

¹⁰⁴ Vgl. Mansanet-Bataller und Sanin (2014), S. 84.

¹⁰⁵ Vgl. Edenhofer et al. (2015), S. 23-26.

¹⁰⁶ Vgl. Conrad et al. (2012), S. 326.

Auch das *banking* zwischen Phase II und III hat einen Einfluss auf die Preisentwicklung in Phase II. Mansanet-Bataller und Sanin (2014) identifizieren, dass Ankündigungen der EU-Kommission zur Einführung einer EU-weiten Emissionsobergrenze ab Beginn von Phase III durch das *banking* auch einen Einfluss auf die Preise von Phase II haben.¹⁰⁷ Härdle, Trück und Weron (2015) beobachten in Phase II, dass sich die Future-Preise der EUAs auf ein Niveau oberhalb der Spot-Preise bewegt haben. Diese Entwicklung kann unter anderem dadurch erklärt werden, dass sich die Marktteilnehmer mit EUAs eingedeckt haben, um sich gegen die Befürchtung höherer Preise in Phase III abzusichern.¹⁰⁸

3.3 Phase III (2013-2020): 2013-2017

In den Jahren von 2013 bis 2017 haben sich die Stückpreise für EUAs in einer Spanne von 5 bis 10 Euro bewegt. Wenn man dieses Niveau mit den sozialen Kosten von CO₂-Emissionen (SCC) (Englisch: *social cost of carbon*) vergleicht, lagen die Preise in dem diskutierten Zeitraum auf einem zu niedrigen Niveau. Es gibt zahlreiche Schätzungen bezüglich der Höhe der SCC. Diese bringen auf Grund der Komplexität des Schätzung sehr unterschiedliche Ergebnisse hervor.¹⁰⁹ Die Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2015) berechnet für das Jahr 2015 bei einer Diskontrate¹¹⁰ von drei Prozent durchschnittliche SCC in Höhe von 33 Euro pro Tonne CO₂. Die höchste Diskontrate, die die Arbeitsgruppe in Betracht zog, liegt bei 5 Prozent. Bei dieser Rate ergeben sich für 2015 durchschnittliche SCC in Höhe von 10 Euro pro Tonne CO₂.¹¹¹

Seit dem Beginn von Phase II hat sich ein immer größer werdender Überschuss an Zertifikaten angesammelt. 2013 erreichte diese Entwicklung ihren Höhepunkt. Der Überschuss summierte sich auf eine Gesamtsumme von 2,2 Milliarden überschüssigen EUAs.¹¹² Damit ist der Überschuss größer als die eigentliche Emissionsobergrenze für das Jahr 2013.¹¹³ Als Reaktion auf den massiven Überschuss beschloss die Europäische Union eine Rückverlagerung (Englisch: *back-loading*) der Auktion von 900 Millionen Zertifikaten, die dem Markt eigentlich im Zeitraum von 2014 bis 2016 hätten hinzugefügt

¹⁰⁷ Vgl. Mansanet-Bataller und Sanin (2014), S. 84-85.

¹⁰⁸ Vgl. Härdle et al. (2015), S. 209.

¹⁰⁹ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 224.

¹¹⁰ Zur Vergleichbarkeit der SCC über den Verlauf der Zeit findet das Konzept der Diskontraten auch in der Umweltökonomik Anwendung.

¹¹¹ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 224, und Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2015), S. 3.

¹¹² Vgl. Deutsche Emissionshandelsstelle (2018).

¹¹³ Vgl. Deutsche Emissionshandelsstelle (2019), S. 1, Gibis, Kühleis und Weiß (2015), S. 26.

werden sollen. Ursprünglich sollten die rückverlagerten Zertifikate dem Auktionsvolumen in den Jahren 2019 und 2020 wieder hinzugefügt werden.¹¹⁴ Mit der Einführung der EU-MSR wurden die Zertifikate allerdings der Reserve hinzugefügt.¹¹⁵ Bei perfekt rationalen und langfristig denkenden Marktakteuren hat die temporale Verschiebung der Auktion von Zertifikaten (und damit das *back-loading*) keinen Einfluss auf die Preisentwicklung. Schließlich durchschauen die Akteure, dass sich das langfristige Angebot nicht verändert, da die rückverlagerten EUAs dem Markt später wieder hinzugefügt werden. Chaton et al. (2015) finden jedoch, dass die temporär begrenzte Verknappung des Angebots an EUAs (also das *back-loading*) durchaus einen positiven Einfluss auf die Preisentwicklung hat, da die Akteure nicht vollständig rational sind und nur für eine beschränkten Zeitspanne planen.¹¹⁶ Im Gegensatz dazu argumentieren Edenhofer et al. (2015), dass die schiefe Notwendigkeit einer derartigen Marktintervention zu einem Vertrauensverlust der Akteure in die Wahrscheinlichkeit zukünftig ansteigender Preise geführt hat. Folglich hat die Rückverlagerungsmaßnahme trotz ihrer theoretisch preisstimulierenden Effekte in der Praxis für einen Preisrückgang gesorgt.¹¹⁷

3.4 Phase III (2013-2020): Seit 2018

Im Zeitraum von Ende 2017 bis Anfang 2018 kam es zu einem rasanten Anstieg der EUA-Preise. Seitdem haben sich die Preise in einem Bereich von circa 20 bis 30 Euro eingependelt. Möglicherweise ist dieser Trend auf die Reformierung der EU-MSR zurückzuführen. Im Zuge dieser Reform wurde Anfang 2018 offiziell beschlossen, dass ab 2023 Zertifikate durch die EU-MSR gelöscht werden sollen.¹¹⁸ Kollenberg und Taschini (2019) argumentieren, dass diese Ankündigung einer zukünftigen Verknappung des Angebots den Preisanstieg Anfang 2018 verursacht haben könnte.¹¹⁹ Der Einfluss der EU-MSR auf den Preisanstieg seit 2018 wird in Kapitel 4.2 näher thematisiert.

Auch der Einfluss der COVID-19-Pandemie macht sich in der jüngeren Preisentwicklung bemerkbar. Durch die Beschränkungen, die zur Eindämmung des Virus verhängt wurden, kommt es seit Anfang 2020 zu einer weltweiten Rezession. Der Internationale

¹¹⁴ Vgl. Chaton et al. (2015), S. 333.

¹¹⁵ Vgl. Deutsche Emissionshandelsstelle (2018) und Treptow (2020), S. 365.

¹¹⁶ Vgl. Chaton et al. (2015), S. 339.

¹¹⁷ Vgl. Edenhofer et al. (2015), S. 25.

¹¹⁸ Vgl. BMU (2018), S. 3, und Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2018), Artikel 2, Punkt 2.

¹¹⁹ Vgl. Kollenberg und Taschini (2019), S. 222.

Währungsfonds spricht von dem größten Einbruch seit der Großen Depression 1929.¹²⁰ Aller Voraussicht nach führte dieses temporäre Erliegen signifikanter Teile der Wirtschaft zu einem weltweiten Rückgang der Treibhausgasemissionen.¹²¹ Der Ex-ante-Schätzung von Ferdinand (2020) zufolge ist im Regulierungsbereich des EU-ETS für das Jahr 2020 mit einem Rückgang der Treibhausgasemissionen von 24,4 Prozent zu rechnen.¹²² Ein solcher exogener Schock auf die Nachfrage nach EUAs führt zu einem Rückgang der Preise.¹²³ Die EUA-Preise sind im Zeitraum vom 19. Februar (25,66 Euro) bis zum 18. März 2020 (15,24 Euro) um 40 Prozent gefallen. Bis zum 9. April konnten sie sich wieder auf ein Niveau von 21 Euro erholen.¹²⁴ Dieser kurzzeitige Preisverfall stellt für Unternehmen, die auf emissionsintensivere Produktionstechnologien gesetzt haben, einen Vorteil dar, da sie Zertifikate preiswert auf Vorrat erwerben und so ihre erhöhten zukünftigen Emissionen kostengünstiger begleichen können.¹²⁵

3.5 Handlungsbedarf

Im Zeitraum von 2013 bis 2017 lagen die Preise im EU-ETS in einem Bereich von 5 bis 10 Euro und haben sich damit auf einem sehr niedrigen Niveau bewegt. Die damaligen Preise wurden sogar als „zu niedrig“ beschrieben.¹²⁶ Bei solchen Aussagen stellt sich allerdings die Frage, warum bei einem Emissionshandel, der explizit die Menge und eben nicht den Preis von CO₂-Emissionen reguliert, bestimmte Preise ein Problem sein können. Denn grundsätzlich sind niedrige Preise in einem Emissionshandel kein Problem, sondern vielmehr ein Indiz dafür, dass die notwendigen Emissionseinsparungen zu niedrigeren Vermeidungskosten realisiert werden können, als es zuvor erwartet worden war.¹²⁷ Unter der Annahme, dass der Emissionshandel das Emissionslevel auf ein naturwissenschaftlich ausreichendes Niveau reguliert, bedeuten niedrige Preise lediglich, dass eine kostengünstige Eingrenzung des Klimawandels, z.B. durch Technologieinnovationen, möglich ist. Schließlich ist die Kerneigenschaft eines effizienten Emissionshandels die optimale Minimierung der Kosten zur Erreichung eines gegebenen Einsparungsziels.¹²⁸

¹²⁰ Vgl. Ping Chan (2020).

¹²¹ Vgl. Ambrose (2020).

¹²² Vgl. Ferdinand (2020).

¹²³ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 15, Bocklet und Hintermayer (2020) und Treptow (2020), S. 365.

¹²⁴ Vgl. Erbach (2020), S. 4, und Pahle (2020).

¹²⁵ Vgl. Treptow (2020), S. 365.

¹²⁶ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 7.

¹²⁷ Vgl. Andor et al. (2015), S. 184.

¹²⁸ Vgl. de Perthuis und Trotignon (2014), S. 101, und Edenhofer et al. (2018), S. 221.

Allerdings muss bei der Schätzung der SCC auch im Bewusstsein aller Ungenauigkeiten festgestellt werden, dass die EUA-Preise in dem angesprochenen Zeitraum von 2013 bis 2017 sehr wahrscheinlich unterhalb der tatsächlichen SCC lagen. Dieser Sachverhalt kann natürlich damit erklärt werden, dass die Emissionsobergrenze des EU-ETS aus politischen Kalkülen unterhalb den naturwissenschaftlich benötigten Emissionseinsparungen festgelegt worden ist.¹²⁹ Die zu niedrigen Preise wären nur ein Symptom dessen. Es ist ebenfalls möglich, dass das Emissionseinsparungsvolumen zwar nach bestem naturwissenschaftlichem Wissen bestimmt wurde, aber trotzdem zu niedrig ist. Im Konkreten kann sich die Emissionsobergrenze beispielsweise durch einen exogenen Schock oder andere Unsicherheitsquellen als ex post zu hoch erweisen. Eine solche Unterschätzung des Einsparungsvolumens hätte Preise zur Folge, welche nicht hoch genug wären, um den Klimawandel hinreichend einzugrenzen.

Es existieren allerdings auch theoretische Argumente für einen Emissionshandel, der trotz der naturwissenschaftlich optimalen Obergrenze die durch sie angeschlagenen Einsparungen nicht kosteneffizient realisiert. Eine naheliegende Erklärung ist, dass der Emissionshandel als simpler Markt (kurzfristige Effizienz) nicht funktioniert hat. So wurde in den vorherigen Unterkapiteln herausgearbeitet, dass es gerade in Phase I und II zu Problemen kam, die gegen einen vollständig effizienten Markt gesprochen haben. Darüber hinaus hängt die Bildung des Preisniveaus auch entscheidend von den Erwartungen und etwaigen Spekulationen der regulierten Unternehmen ab.¹³⁰ Der Einfluss von Fundamentalgrößen, wie Unterkosten der Vermeidungskosten, ist dahingegen gering.¹³¹

Da das Angebot an Zertifikaten und mögliche Eingriffe in den Markt des EU-ETS in Folge politischer Verhandlungen innerhalb der EU beschlossen werden, verursachen diese regulatorischen Unsicherheiten Spekulationspotenzial über die zukünftige Gestaltung des Emissionshandels. Als Konsequenz aus diesen Spekulationen können sich die Erwartungen der Marktteilnehmer verändern, was direkte Einflüsse auf den Preis und die Kosteneffizienz des Marktsystems hätte.¹³² Im Extremfall würden die Marktakteure ihr Vertrauen in die Glaubwürdigkeit des politischen Engagements in den Emissionshandel grundsätzlich verlieren.¹³³ Edenhofer et al. (2015) finden auf Grundlage einer

¹²⁹ Vgl. Andor et al. (2015), S. 184.

¹³⁰ Vgl. de Perthuis und Trotignon (2014), S. 101.

¹³¹ Vgl. Friedrich, Mauer, Pahle und Tietjen (2020), S. 29.

¹³² Vgl. Acworth et al. (2017), S. 20-21, und Edenhofer et al. (2018), S. 230-231.

¹³³ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 20.

Ereignisstudie eine hohe Marktsensitivität des EU-ETS auf politische Entwicklungen, die mit dem Emissionshandel in Zusammenhang stehen.¹³⁴ Mansanet-Bataller und Sanin (2014) und Conrad et al. (2015) finden einen Einfluss politischer Ankündigungen in Bezug auf die Festlegung der nationalen Emissionsobergrenzen von Phase II.¹³⁵

Kurzfristige Akteure stellen ein weiteres potenzielles Problem dar. Auf Grund des intra- und inter-Phasen *bankings* kann eine EUA, die aus dem Jahr 2019 stammt, noch bis mindestens 2030 genutzt werden, um Emissionen zu beglichen. Das EU-ETS ist also ein langfristig konzipierter Markt. Wenn ein signifikanter Anteil der Marktakteure allerdings nicht über die lange Frist plant, sondern nur einen beschränkten Planungshorizont besitzt, dann kalkulieren diese Akteure nur mit einem Teil der langfristigen Nachfrage und des langfristigen Angebots.¹³⁶ Dies kann zu Verzerrungen ihrer Erwartungen in Bezug auf die Preisentwicklung führen und infolgedessen zu kostenineffizienten Entscheidungen in dem Marktmechanismus des Emissionshandels sorgen.

So haben die wirtschaftlichen Folgen der COVID-19-Pandemie zweifelsohne einen temporär schwerwiegenden exogenen Schock auf die Nachfrage im EU-ETS verursacht. Allerdings stellt sich unter dem Gesichtspunkt der langfristigen Gestaltung des EU-ETS und unter der wahrscheinlich immer ambitionierter werdenden Klimapolitik der EU die Frage, inwieweit der rapide Preisabsturz von 40 Prozent im März 2020 langfristig rational ist.¹³⁷

Die Kurzsichtigkeit der Marktteilnehmer könnte durchaus auf regulatorische Unsicherheiten zurückgeführt werden. Eine hohe wahrgenommene regulatorische Unsicherheit kann dazu führen, dass Akteure eine Diskontrate verwenden, die ihrer Ansicht nach risikobereinigt ist und deshalb oberhalb der tatsächlichen Diskontrate der SCC liegt. Auf Grund dieser höheren Diskontrate gewichten die Unternehmen den Schaden zukünftiger Emissionen verglichen mit dem Schaden heutiger Emissionen zu hoch. Dadurch werden heute weniger Emissionen eingespart, als es der kosteneffiziente Ansatz eigentlich vorsähe. Diese Verzerrung spiegelt sich auch in den Preisen wider. Der Schaden heutiger Emissionen wird unterbewertet, folglich sind die heutigen Preise zu niedrig. Schäden aus

¹³⁴ Vgl. Edenhofer et al. (2015), S. 26.

¹³⁵ Vgl. Conrad et al. (2012), S. 326, und Mansanet-Bataller und Sanin (2014), S. 84.

¹³⁶ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 229.

¹³⁷ Dieser Abschnitt folgt Pahle (2020).

zukünftigen Emissionen werden hingegen überbewertet, wodurch die zukünftigen Preise im Vergleich zum kosteneffizienten Verlauf zu hoch sind.¹³⁸

Ein Problem, das gerade bei einem supranationalen Emissionshandel wie dem EU-ETS auftreten kann, ist der Wasserbetteffekt. Der Wasserbetteffekt beschreibt ein Problem, das bei dem Zusammenspiel einer fixen supranationalen Emissionsobergrenze und unilateraler Klimaschutzprogramme einzelner Nationalstaaten auftritt. Wenn beispielsweise Deutschland den Kohleausstieg umsetzt, sorgt dieser dafür, dass im Regulationsbereich des EU-ETS unabhängig vom Marktmechanismus des Emissionshandels Emissionen eingespart werden. Allerdings steigt durch diese nationale Politikmaßnahme die gesamte Nachfrage nach EUAs, weil die deutschen Kohlekraftwerke schließlich keine Zertifikate mehr aufkaufen müssen. Logischerweise hat dies bei einem konstanten Angebot die Folge, dass der EUA-Preis sinkt. Dadurch werden Emissionseinsparungsmaßnahmen für andere Unternehmen im EU-ETS unattraktiver, weshalb sie weniger Emissionen vermeiden. Im schlimmsten Fall führt die nationale Politikmaßnahme innerhalb der EU-ETS-Staaten zu keiner Netto-Emissionseinsparung.¹³⁹

4. Hybride Systeme

Auf Grundlage der Erkenntnisse aus der Preisanalyse wird in Kapitel 4 erklärt, wie die jeweiligen Arten hybrider Systeme konkret aufgebaut sind. Außerdem wird analysiert, welche Effekte die Reform des EU-ETS hin zu dem jeweils diskutierten hybriden System nach sich zöge.

Preise, die wie im EU-ETS 2013 bis 2017 unterhalb der SCC lagen, verursachen bei der Erreichung von langfristigen Klimazielen massive Probleme. Unternehmen haben kaum Anreize in klimaschonendere Technologien zu investieren, weil es kostengünstiger ist, für die nicht eingesparten Emissionen EUAs zu kaufen.¹⁴⁰ Dies kann in seiner Konsequenz zu einem *lock-in*-Effekt in emissionsintensivere Technologie führen und die zukünftigen Vermeidungskosten zusätzlich erhöhen.¹⁴¹ Auch die Unsicherheit über etwaig erneut niedrige Preise senkt die Anreize für klimaschonendere Investitionen, da Unternehmen die zukünftige Preisentwicklung zuerst abwarten und die Investitionen

¹³⁸ Dieser Abschnitt folgt Acworth et al. (2017), S. 18-19.

¹³⁹ Dieser Abschnitt folgt Andor et al. (2015), S. 175-176, de Perthuis und Trotignon (2014), S. 102-103, und Edenhofer et al. (2017), S. 9-10.

¹⁴⁰ Vgl. Acworth, Bernstein und Schambil (2020), S. 5, und Salant (2015), S. 2.

¹⁴¹ Vgl. Acworth et al. (2015b), S. 511, Edenhofer et al. (2017), S. 6, und Newbery et al. (2019), S. 19.

aufschieben.¹⁴² Letztendlich führen die vorherigen Verfehlungen bei den Emissionseinsparungsanstrengungen zu teureren CO₂-Einsparungsmaßnahmen in der Zukunft, wenn das langfristige Einsparungsvolumen konstant bleibt.¹⁴³

Preise, die verglichen mit den SCC auf einem signifikant zu hohem Niveau liegen, können verursachen, dass Unternehmen einen starken Schaden erleiden, da ihr kurzfristiges CO₂-Einsparungspotential beschränkt ist und durch die hohen Zertifikatpreise massive Kosten entstehen.¹⁴⁴ Ein derartiges Szenario könnte bewirken, dass der Emissionshandel in seiner aktuellen Form aus realpolitischen Überlegungen für manche politische Akteure nicht mehr tragbar ist und Emissionseinsparungsvorhaben reduziert oder gar aufgegeben werden.¹⁴⁵

Die Verhinderung dieser Probleme stellt einen entscheidenden Beweggrund für die Reform des EU-ETS zu einem hybriden System dar.¹⁴⁶ In diesem vierten Kapitel sollen verschiedene Ausgestaltungsformen der Transformation des EU-ETS hin zu einem hybriden System diskutiert werden. Bei den diskutierten Systemen handelt es sich um die EU-Marktstabilitätsreserve, eine Kombination aus Auktionsmindestpreis (AMP) und Kostenbegrenzungsreserve (KBR), einen harten Preiskorridor und eine unabhängige Kontrollbehörde für den Emissionshandel.

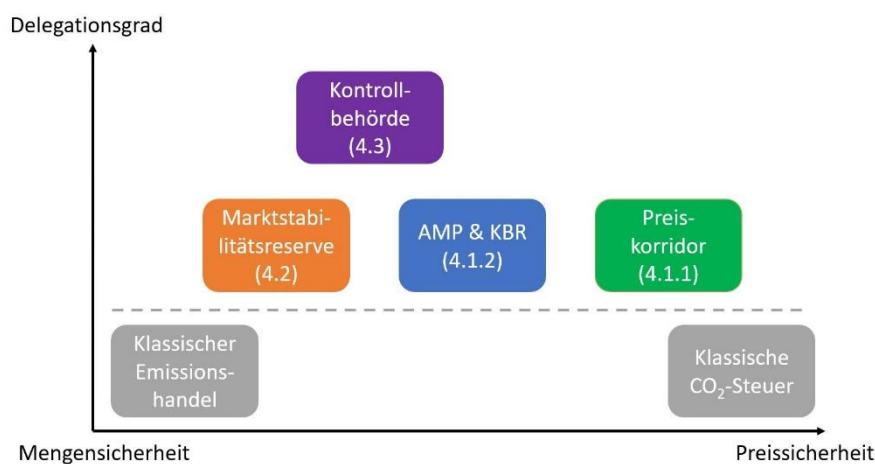


Abbildung 4: Schema hybrider Systeme (eigene Darstellung)¹⁴⁷

¹⁴² Vgl. Acworth et al. (2020), S. 5.

¹⁴³ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 230.

¹⁴⁴ Vgl. Acworth et al. (2020), S. 9.

¹⁴⁵ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 5 und Edenhofer et al. (2018), S. 230.

¹⁴⁶ Vgl. Acworth et al. (2020), S. 5 und S. 9.

¹⁴⁷ Vgl. Acworth, Flachslund, Grosjean und Marschinski (2014), S. 25, Acworth et al. (2017), S. 23, und Acworth et al. (2020), S. 26.

Wie Abbildung 4 nahelegt, geht es bei der Reform des EU-ETS hin zu einem hybriden System immer um die implizite Abwägung der Mengensicherheit gegen die Preissicherheit. In Kapitel 2.1 ist ausgiebig diskutiert worden, dass ein reiner Emissionshandel den Vorteil bietet, dass die Menge der CO₂-Reduktion sicher ist. Dahingegen sind bei einer reinen CO₂-Steuer die Kosten für den Ausstoß einer Tonne CO₂ sicher. Wenn nun aber eine Mischform dieser beiden Instrumente implementiert wird, wird die vollständige Sicherheit der einen Größe aufgegeben, um die Unsicherheit der anderen Größe zu verringern. Dies gilt für alle diskutierten hybride Systeme. Der Grad der Delegation wird erst in Kapitel 4.3 relevant.¹⁴⁸

4.1 Preisbegrenzung

4.1.1 Harter Preiskorridor

Bei einem harten Preiskorridor handelt es sich um dasjenige hybride System, welches im Vergleich zu den anderen Reformen in seiner Wirkungsweise einer reinen CO₂-Steuer am nächsten kommt. Bei einem Preiskorridor legt die Regierung einen Mindest- und einen Höchstpreis fest. Außerhalb dieses Korridors darf sich der Preis der EUAs nicht bewegen.¹⁴⁹

In der Praxis kann ein solcher Preiskorridor geschaffen werden, indem sich die EU unbegrenzt dazu verpflichtet, im Falle von Preisen außerhalb des Korridors das EUA-Angebot anzupassen. Kommt es zu einer Unterschreitung des Mindestpreises, wird das Angebot verknappt. Eine Überschreitung des harten Höchstpreises kann wiederum durch den bedingungslosen Aufkauf von Zertifikaten verhindert werden. Als Nebeneffekt kann es bei solchen Aufkäufen allerdings zu Verteilungswirkungen kommen. Dies wäre beispielsweise der Fall, wenn die EU mit Steuergeld ursprünglich kostenlos vergebene EUAs zurückkaufen würde.¹⁵⁰

Ein harter Höchstpreis kann in der Praxis jedoch auch durch eine Fixpreisoption geschaffen werden. So geschieht es beispielsweise in Neuseeland. Seit 2009 existiert im dortigen Emissionshandelssystem eine Fixpreisoption. Diese Option erlaubt es den Teilnehmern des Emissionshandels, zu jeder Zeit eine neuseeländische Emissionsberechtigung für

¹⁴⁸ Dieser Abschnitt folgt de Perthuis und Trotignon (2014), S. 105, Kollenberg und Taschini (2016), S. 21, und Fankhauser und Hepburn (2010), S.4368.

¹⁴⁹ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 233.

¹⁵⁰ Vgl. Fankhauser und Hepburn (2010), S.4368.

einen fixen Preis von 25 Neuseeland-Dollar (circa 14,06 Euro) zu kaufen.¹⁵¹ Da es bei einem Marktpreis von mehr als 25 Neuseeland-Dollar irrationale wäre, die Fixpreisoption nicht zu nutzen, fungiert sie als ein harter Höchstpreis.¹⁵² In der Praxis wurde der Fixpreis jedoch auch zu Zeiten genutzt, in denen der Handelspreis unterhalb von 25 Neuseeland-Dollar lag, da die Nutzung des Fixpreises für Kleinakteure praktikabler war.¹⁵³

4.1.2 Auktionsmindestpreis und Kostenbegrenzungsreserve

Ein etwas nachgiebigerer Preiskorridor kann durch die Kombination aus einem Auktionsmindestpreis und einer Kostenbegrenzungsreserve realisiert werden. Aktuell verfügen unter anderem die Emissionshandelssysteme in Kalifornien und Québec, sowie die Regional Greenhouse Gas Initiative über diesen oder ein sehr ähnliches Verfahren.¹⁵⁴

Der Auktionsmindestpreis funktioniert wie der Startpreis bei einer eBay-Auktion. Ein Verkäufer legt einen Preis fest, unterhalb dessen ein Angebot nicht angenommen wird.¹⁵⁵ Im Falle des EU-ETS sind die EU-Institutionen der Verkäufer und die regulierten Unternehmen sind die Käufer. EUAs, die nicht verkauft werden, weil kein Akteur den Auktionsmindestpreis bezahlen will, werden in späteren Auktionen erneut angeboten oder in eine Reserve transferiert. Durch dieses Verfahren wird bei den Auktionen ein Mindestpreis geschaffen, allerdings keine harte Preisuntergrenze. Wenn beispielsweise auf dem Sekundärmarkt ein signifikanter Überschuss an Zertifikaten existiert, kann der dortige Marktpreis unterhalb des Auktionsmindestpreises liegen.¹⁵⁶ Dies ist ein entscheidender Unterschied zu der harten Preisuntergrenze aus 4.1.1.

Die Kostenbegrenzungsreserve schafft einen indirekten Höchstpreis, der allerdings nachgiebiger ist als der harte Höchstpreis aus 4.1.1. In der Kostenbegrenzungsreserve werden Zertifikate eingelagert, die beispielsweise nicht auktioniert werden konnten oder deren Auktion vorgezogen wird. Außerdem kann die Reserve, wie in Kalifornien praktiziert, regelmäßig mit einem Anteil der Emissionsobergrenze aufgefüllt werden.¹⁵⁷ Wenn ein Auslösungspreis überschritten wird, werden aus dieser Reserve zusätzliche Zertifikate

¹⁵¹ Vgl. ICAP (2020c), S. 4.

¹⁵² Vgl. Kerr und Leining (2018), S. 8.

¹⁵³ Vgl. Acworth et al. (2020), S. 12.

¹⁵⁴ Vgl. ICAP (2020d), S. 4, ICAP (2020e), S. 3-4, und ICAP (2020f), S. 3.

¹⁵⁵ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 11.

¹⁵⁶ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 25, und Acworth et al. (2020), S. 5.

¹⁵⁷ Vgl. Acworth et al. (2020), S. 9, Fankhauser und Hepburn (2010), S. 4367-4368, und ICAP (2020d), S. 4.

auktioniert, um den Preis zu drücken. Wenn das Volumen der Reserve vollständig ausgenutzt ist, können die Preise nicht weiterhin unterhalb des Höchstpreises gehalten werden.¹⁵⁸ Die Kombination aus Auktionsmindestpreis und Kostenbegrenzungsreserve erschafft einen Preiskorridor, der die Preise nur zu einem gewissen Teil innerhalb seiner Spanne halten kann.

Mit dem nationalen Emissionshandelssystem sieht Deutschland die Schaffung eines Emissionshandels ab 2026 vor. Dabei wird es für das Jahr 2026 einen Auktionsmindestpreis von 35 Euro und Auktionshöchstpreis in der Höhe von 60 Euro geben. Im Jahr 2025 soll entschieden werden, ob und in welcher Höhe eine solche Preisbegrenzung ab 2027 weiterhin notwendig ist.¹⁵⁹

In Neuseeland gibt es Überlegungen, die aktuelle Preisobergrenze¹⁶⁰ durch eine Kostenbegrenzungsreserve zu ersetzen, welche bei einem Preis von 50 Neuseeland-Dollar (circa 28,20 Euro) ausgelöst werden soll. In diesem Zuge könnte auch ein Auktionsmindestpreis in Höhe von 20 Neuseeland-Dollar (circa 11,28 Euro) eingeführt werden.¹⁶¹

4.1.3 Wirkungskanäle der Preisbegrenzung

Allgemein ermöglicht der Preiskorridor den Akteuren des EU-ETS eine höhere Planungssicherheit in Bezug auf ihre langfristigen Investitionsentscheidungen, da die Unsicherheit über den Verlauf zukünftiger Preise verringert wird. Trotz der Verringerung dieser Unsicherheit, die auch durch die Einführung einer CO₂-Steuer realisiert werden könnte, bleibt die intertemporale Flexibilität des Emissionshandels bestehen.¹⁶² Da in der Vergangenheit EUA-Preise, die in Relation zu den SCC zu niedrig lagen, das Problem im EU-ETS waren, ist der Mindestpreis der gegenwärtig relevantere Bestandteil des Preiskorridors.¹⁶³ Dies zeigen auch Erfahrungen aus anderen Emissionshandelssystemen, die bereits über einen aktiven Mindestpreis verfügen.¹⁶⁴

Generell würde die Einführung eines Mindestpreises ein Minimum an Investitionen in emissionsärmere Technologien garantieren.¹⁶⁵ Flora und Vargiolu (2020) zeigen anhand

¹⁵⁸ Vgl. Acworth et al. (2020), S. 9, und Fankhauser und Hepburn (2010), S. 4367-4368.

¹⁵⁹ Dieser Abschnitt folgt Bundesregierung (2019), S. 4.

¹⁶⁰ Vgl. Kapitel 4.1.1

¹⁶¹ Dieser Abschnitt folgt ICAP (2020c), S. 4.

¹⁶² Vgl. Brunk et al. (2016), S. 613, und Fankhauser und Hepburn (2010), S.4368.

¹⁶³ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 10, und Newbery et al. (2019), S. 2.

¹⁶⁴ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 25.

¹⁶⁵ Vgl. Brunk et al. (2016), S. 613, und Fankhauser und Hepburn (2010), S.4368.

eines Modells auf Grundlage der EUA-Preise aus dem Februar 2019, dass bei einem Mindestpreis von 30 Euro sofortige Investitionen in emissionsärmere Technologien optimal wären.¹⁶⁶ Nichtsdestotrotz erfolgt auch die Festlegung des Mindestpreis unter Unsicherheit, weshalb sich der Mindestpreis ebenfalls als zu niedrig erweisen kann und die gewünschten Investitionsanreize möglicherweise nicht geschaffen werden können.¹⁶⁷ Die korrekte Kalibrierung der Parameter, die festlegen, ab wann eingegriffen wird, ist jedoch kein exklusives Problem des Mindestpreises bzw. des Preiskorridors.¹⁶⁸

Ein bindender Mindestpreis vermag es, die Kurzsichtigkeit von Akteuren, den Wasserbetteffekt und regulatorische Unsicherheiten zu verringern. Im Falle kurzsichtiger Akteure sind die gegenwärtigen EUA-Preise dank der bindenden Preisuntergrenze näher an den SCC, als es die unregulierten Marktpreise im Alternativszenario ohne Mindestpreis gewesen wären. Dadurch können kurzsichtige Akteure die derzeitigen SCC nur noch begrenzt unterschätzen. Folglich bilden die regulierten Preise die langfristigen Kosten von CO₂-Emissionen in der Gegenwart besser ab. Auch die Wirkungskraft des Wasserbetteffektes wird begrenzt, wenn der Mindestpreis bindend ist. Wie in Kapitel 3.5 besprochen, wird das Angebot an EUAs im Zuge des Wasserbetteffektes durch eine unilaterale Emissionseinsparungsmaßnahme künstlich vergrößert. Dadurch fällt der Preis. Da das Potenzial für fallende Preise allerdings durch einen bindenden Mindestpreis einschränkt wird, sorgt die Preisuntergrenze so für eine Beschränkung des Wasserbetteffektes.¹⁶⁹ Außerdem wird durch die Implementierung eines Mindestpreises ein gewisses Maß an politischer Zukunftsfähigkeit des EU-Emissionshandels signalisiert. Allein durch die Einführung der Reform dürften sich die Erwartungen der Akteure bezüglich der zukünftigen Stringenz des Emissionshandels also vergrößern.¹⁷⁰

Grundsätzlich verhindert der Höchstpreis, dass grassierende Vermeidungskosten EUA-Preise verursachen würden, die für Unternehmen existenzgefährdend hoch wären.¹⁷¹ Da zur Einhaltung des Höchstpreises zusätzliche Zertifikate emittiert werden müssen, werden die Folgen der Abwägung von Preis- gegen Mengensicherheit hier am plastischsten deutlich. Wenn die EU die Emissionsobergrenze des EU-ETS ausschließlich an Hand

¹⁶⁶ Vgl. Flora und Vargiolu (2020), S. 389.

¹⁶⁷ Vgl. Jotzo und Wood (2011), S. 1747.

¹⁶⁸ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 28-29.

¹⁶⁹ Vgl. Burtraw et al. (2019), S. 4.

¹⁷⁰ Vgl. Acworth et al. (2017), S. 25.

¹⁷¹ Vgl. Brink et al. (2016), S. 613, und Edenhofer et al. (2017), S. 10.

ihrer Verpflichtungen aus dem Pariser Klimaabkommen bestimmen würde, dann hieße die Einführung eines bindenden Höchstpreises, dass die EU diese Klimaziele nicht einhält. Zur Umsetzung des Höchstpreises müsste sie nämlich das Angebot an EUAs über die ursprüngliche Emissionsobergrenze hinaus erhöhen.¹⁷²

Burtraw, Kahn und Palmer (2009) und Fell und Morgenstern (2009) finden auf Modellbasis, dass ein Preiskorridor die Leistungsfähigkeit eines Emissionshandels vergrößert und so für einen Wohlfahrtszugewinn sorgt.¹⁷³ Fell und Morgenstern (2009) kommen darüber hinaus zu dem Schluss, dass der Preiskorridor nicht nur besser als ein reiner Emissionshandel, sondern auch besser als eine reine CO₂-Steuer für eine effiziente Vermeidung der Treibhausgasemissionen sorgt.¹⁷⁴

Als Orientierungswert für die Breite eines Preiskorridors lohnt sich ein Blick auf Schätzungen der notwendigen CO₂-Preise, mit denen die EU ihre langfristigen CO₂-Einsparungsziele erreichen würde. Edenhofer et al. (2017) berechnen auf Grundlage von Chen et al. (2013), dass die Preise für den Ausstoß einer Tonne CO₂ für 2020 in einem Intervall von 20 bis knapp 40 Euro¹⁷⁵ liegen sollten. Dann würde die EU ihr Ziel erreichen, bis 2050 80 Prozent weniger CO₂ als im Basisjahr 2005 zu emittieren.¹⁷⁶ Die benötigten Preisintervalle, die Edenhofer et al. (2017) zur Erreichung des 2050-Ziels berechnet haben, bewegen sich im Laufe der Zeit auf ein immer höheres Niveau.¹⁷⁷

4.1.4 Nationale Mindestpreise am Beispiel des Vereinigten Königreichs

Seit April 2013 existiert im Vereinigten Königreich ein nationaler Mindestpreis, den es unilateral zusätzlich zu seiner Mitgliedschaft im EU-ETS eingeführt hat.¹⁷⁸ Dieser nationale Mindestpreis gilt für Stromerzeugungsanlagen, die fossile Brennstoffe verwenden. Die Implementierung eines nationalen Mindestpreises wird in der Praxis durch einen Preisaufschlag realisiert werden. In Großbritannien wird zur Berechnung des Preisaufschlages die Differenz des nationalen Mindestpreises und des geschätzten EUA-Preises

¹⁷² Vgl. Kollenberg und Taschini (2016), S. 21 und Fankhauser und Hepburn (2010), S.4368.

¹⁷³ Vgl. Burtraw et al. (2009), S. 4931, Fell und Morgenstern (2009), S. 295, und Jotzo und Wood (2011), S. 1747.

¹⁷⁴ Vgl. Fell und Morgenstern (2009), S. 295.

¹⁷⁵ Dabei handelt es sich um das 50-Prozent-Intervall.

¹⁷⁶ Dieses Ziel soll, wie im Dezember 2019, erweitert werden. Die EU-Mitgliedsstaaten haben mit der Ausnahme von Polen auf das Ziel geeinigt, bis 2050 klimaneutral sein zu wollen. (Vgl. Kolb (2019))

¹⁷⁷ Dieser Abschnitt folgt Chen et al. (2013), S. 21-23, und Edenhofer et al. (2017), S. 6 und S. 10.

¹⁷⁸ Vgl. Känkänen, Makkonen, Närhi, Patronen und Suksi (2019), S. 13, und Newbery et al. (2019), S. 5.

herangezogen.¹⁷⁹ Die finale Höhe des Preisaufschlags ergibt sich aus dem Produkt dieser Differenz und des Emissionsfaktors des jeweiligen fossilen Energieträgers. Liegt der EU-Preis oberhalb des nationalen Mindestpreises, so beträgt der Preisaufschlag null.¹⁸⁰

Der Mindestpreis zeigt im Vereinigten Königreich Wirkung und fördert Investitionen in emissionsärmere Technologien. Seit der Einführung im Jahr 2013 ist die Energieproduktion durch Kohlekraftwerke massiv zurückgegangen. So ist der Anteil der Kohlekraftwerke an der gesamten Energieproduktion im Zeitraum von 2013 bis 2017 von 41 auf 8 Prozent gesunken. Dem Mindestpreis wird ein bedeutsamer Anteil an dieser Entwicklung zugeschrieben.¹⁸¹ Bei der Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf andere europäische Länder darf nicht außer Betracht gelassen werden, dass Großbritannien auf Grund seiner geringen Vernetzung mit dem europäischen Stromnetz eine geringere Gefahr des *carbon leakage* durch Stromimporte aus anderen Ländern aufweist.¹⁸²

Die Koexistenz unterschiedlicher nationaler Mindestpreise in einem gemeinsamen supranationalen Emissionshandel führt zu starken Ineffizienzen, da vergleichbare Anlagen unterschiedlich hohen CO₂-Preisen gegenüberstehen.¹⁸³ Folglich werden einem Land mit einem hohen Mindestpreis sehr kostenintensive Einsparungen vorgenommen, während in einem Land mit einem niedrigen Mindestpreis selbst sehr kostengünstige Einsparungsmaßnahmen nicht durchgeführt werden.

Wie andere unilaterale Emissionseinsparungspolitikmaßnahmen, die losgelöst vom EU-ETS beschlossen werden, verursacht auch ein nationaler Mindestpreis einen Wasserbetteffekt. Weil durch einen bindenden nationalen Mindestpreis unabhängig vom EUA-Preis Emissionen eingespart werden, sinkt die Gesamtnachfrage nach Zertifikaten. Da die Emissionsobergrenze und damit auch das Angebot an EUAs allerdings konstant bleiben, sinkt durch den nationalen Mindestpreis der EU-Preis. Dadurch wird es für die Marktteilnehmer unattraktiver, Emissionen einzusparen. Im Falle eines vollständigen Wasserbetteffekts wird die Wirkung des nationalen Mindestpreises in Hinblick auf das gesamte EU-ETS vollumfänglich konterkariert.¹⁸⁴ ¹⁸⁵ Um den Wasserbetteffekt zu neutralisieren,

¹⁷⁹ Die Schätzung des EU-Marktpreises wird drei Jahre im Voraus getätigt. (Vgl. Hirst (2018), S. 9)

¹⁸⁰ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 12, und Hirst (2018), S. 8-9.

¹⁸¹ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 12, Hirst (2018), S. 20, und Newbery et al. (2019), S. 6.

¹⁸² Vgl. Känkänen et al. (2018), S. 14, und Ramaker (2018), S. 21.

¹⁸³ Vgl. Fankhauser, Hepburn und Park (2010), S. 221- 222, und Newbery et al. (2019), S. 17.

¹⁸⁴ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 3, und Newbery et al. (2019), S. 15.

¹⁸⁵ In Kapitel 4.2 wird diskutiert, dass eine Marktstabilisierungsreserve den Wasserbetteffekt signifikant verringern kann.

müssten in dem Maße, in dem der nationale Mindestpreis die Emissionen gesenkt hat, EUAs zurückgekauft oder vernichtet werden.¹⁸⁶

Der große Vorteil von nationalen Mindestpreisen besteht darin, dass sie im Vergleich zu einer EU-weiten Variante politisch leichter umzusetzen sind. In Verbindung mit den zuvor betrachteten muss bei der Einführung eines nationalen Mindestpreises die politische Umsetzbarkeit mit den Verzerrungen im EU-Wettbewerb abgewogen werden.¹⁸⁷

Der EU-Austritt des Vereinigten Königreichs macht das Fortbestehen des nationalen Mindestpreises des Vereinigten Königreichs ungewiss, da selbst die zukünftigen Beziehungen zum EU-ETS noch nicht geregelt sind. Es steht nur fest, dass das Vereinigte Königreich bis zum Ende von Phase III Mitglied des EU-ETS bleiben wird.¹⁸⁸ Ob das Vereinigte Königreich allerdings nach dem Vorbild von Island, Lichtenstein und Norwegen Mitglied im EU-ETS bleibt oder ob es wie die Schweiz einen eigenen mit dem EU-ETS verbundenen Emissionshandel aufbaut, ist noch nicht geklärt.¹⁸⁹

4.2 EU-Marktstabilitätsreserve

Grundsätzlich funktioniert die Marktstabilitätsreserve als ein Stabilisator der Angebotsseite, indem sie dem Emissionshandel Zertifikate hinzufügt oder entnimmt. Die Marktstabilitätsreserve verfügt über eine Grundkapazität an Zertifikaten. Wenn dem Markt Zertifikate entnommen werden, werden diese der Reserve hinzugefügt, wodurch sich deren Volumen erhöht. Falls ein Überangebot an Zertifikaten vorliegt, werden der Reserve Emissionsberechtigungen entnommen und dem Emissionshandel hinzugefügt.¹⁹⁰ Ab wann die Stabilitätsreserve in den Markt eingreift, wird über Triggerpunkte von im Vorhinein festgelegten Indikatoren bestimmt. Als Indikatoren können sowohl preis- als auch mengenbasierte Schwellwerte des Emissionshandel verwendet werden.¹⁹¹ Da die Implikationen einer preisbasierten Marktstabilitätsreserven stark denen aus Kapitel 4.1 ähneln, wird in diesem Kapitel das Konzept einer Marktstabilitätsreserve am Beispiel der EU-MSR als ein mengenbasierter Stabilitätsmechanismus diskutiert.¹⁹²

¹⁸⁶ Vgl. Newbery et al. (2019), S. 19.

¹⁸⁷ Dieser Abschnitt folgt Newbery et al. (2019), S. 16.

¹⁸⁸ Vgl. Deutsche Emissionshandelsstelle (2020).

¹⁸⁹ Vgl. Brunsden und Khan (2020) und Kaiser und Wetzel (2020)

¹⁹⁰ Vgl. Gilbert et al. (2014), S. vii.

¹⁹¹ Vgl. ebenda, S. 29-30.

¹⁹² Vgl. ebenda, S. 37-47.

4.2.1 Version aus dem Jahr 2015

Die Einführung der EU-MSR wurde im Jahr 2015 beschlossen.¹⁹³ Sie nahm 2019 ihre Arbeit auf und ist laut Mauer et al. (2019) die bislang signifikanteste Reform des EU-ETS.¹⁹⁴ Sie passt das kurzfristige Auktionsangebot an EUAs an.¹⁹⁵ Somit verfügt das EU-ETS bereits über ein hybrides System. Die Triggerpunkte der EU-MSR sind in Abhängigkeit des Überschusses¹⁹⁶ an EUAs definiert. Wenn der Überschuss in einem Jahr mehr als 833 Millionen Zertifikate beträgt, werden 14 Prozent dieses Überschusses dem Auktionsvolumen des nächsten Jahres entnommen und der Reserve hinzugefügt. Liegt der Überschuss unterhalb von 400 Millionen Zertifikaten, werden der Reserve 100 Millionen EUAs entnommen und dem Auktionsvolumen hinzugefügt.¹⁹⁷

Eine Marktstabilisierungsreserve, die nur die Auktionszeitpunkte der EUAs in Abhängigkeit der Höhe des Zertifikateüberschusses verschiebt, hat keinen Einfluss auf die Höhe der Emissionsobergrenze. In einem perfekten Emissionshandel ohne Marktverzerrungen hat die Einführung einer Marktstabilisierungsreserve bei risikoneutralen Akteuren weder einen Einfluss auf den Preis noch auf die Emissionseinsparungsanstrengungen, da für sie nur die langfristige Emissionsobergrenze relevant ist und sie die temporale Verschiebung der Zertifikate antizipieren. Bei risikoaversen Akteuren kann die zusätzliche Unsicherheit, die durch die Existenz einer solchen Marktstabilisierungsreserve verursacht wird, die Kosteneffizienz der Emissionssenkungen negativ beeinflussen.¹⁹⁸

Im Falle von kurzfristigen Akteuren, kann eine Marktstabilisierungsreserve nach dem Vorbild der EU-MSR aus dem Jahre 2015 die Preise erhöhen, da das für die kurzfristigen Akteure relevante kurzfristige Angebot an EUAs verringert werden kann.¹⁹⁹ Nach diversen Modellen führt die Einführung der EU-MSR zu einer insgesamten Steigerung der Kosteneffizienz des EU-ETS. Die Glaubwürdigkeit der Preise und die Robustheit im Falle von Schocks wird durch die EU-Reserve allerdings nur in geringem Maße erhöht.²⁰⁰

¹⁹³ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 232.

¹⁹⁴ Vgl. Mauer et al. (2019), S. 2 und S. 31.

¹⁹⁵ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 232.

¹⁹⁶ Konkret ist der Überschuss definiert als die Summe aus allen seit 2008 emittierten EUAs und allen seit 2008 verwendeten internationalen Emissionszertifikaten minus der Summe aus den verifizierten Emissionen seit 2008 und den Zertifikaten in der Reserve.

¹⁹⁷ Vgl. Edenhofer et al. (2014), S. 15.

¹⁹⁸ Dieser Abschnitt folgt Acworth et al. (2017), S. 28, Edenhofer et al. (2018), S. 232-233, und Kollenberg und Taschini (2019), S. 221-222.

¹⁹⁹ Vgl. Edenhofer et al. (2018), S. 233.

²⁰⁰ Vgl. Acworth et al. (2015b), S. 513-514.

4.2.2 Version aus dem Jahr 2018

Im Zuge der 2018 beschlossenen Einigung bezüglich der Gestaltung von Phase IV (2021-2030) wurde die EU-MSR ebenfalls reformiert. Bereits für den Zeitraum von 2019 bis 2024 wird die im vorherigen Absatz beschriebene Entnahmerate von 12 auf 24 Prozent erhöht.²⁰¹ Von 2023 an wird das Volumen der Marktstabilitätsreserve auf das Auktionsvolumen des vorherigen Jahres begrenzt. Ist das Volumen der Reserve größer als das Auktionsvolumen, werden die überschüssigen Zertifikate gelöscht.²⁰² Diese Löschung ermöglicht somit eine Anpassung der Emissionsobergrenze.

Da eine Marktstabilisierungsreserve nach dem Aufbau der EU-MSR das Angebot an Zertifikaten reguliert, hat es einen Einfluss auf die Preisentwicklung. Sie sendet jedoch kein direktes klares Preissignal an die Akteure, da ihre Eingriffsmöglichkeiten nicht direkt von der Preisentwicklung, sondern von der Entwicklung des Zertifikateüberschusses abhängig ist.²⁰³ Folglich verursacht eine solche Marktstabilitätsreserve eine geringere Preissicherheit als beispielsweise ein Preiskorridor.²⁰⁴

So kann der rapide Preisanstieg der EUA-Preise während des Jahreswechsels 2017 auf 2018 möglicherweise auf die Reform Anfang 2018 zurückgeführt werden. Im Zuge dieser Reform wurde die Löschung von Zertifikaten offiziell beschlossen.²⁰⁵ Kollenberg und Taschini (2019) argumentieren, dass durch die Ankündigung dieser Maßnahme das Risiko für Investitionen in emissionsärmere Technologien und allgemein das Risiko für den Kauf von EUAs gesunken ist. Dieser wahrgenommene Risikorückgang sei möglicherweise der Grund für den Preisanstieg in der Zeit um den Jahreswechsel von 2017 nach 2018.²⁰⁶

Auch Edenhofer, Friedrich, Fries und Pahle (2019) führen den Preisanstieg auf die Reform zurück. Die Erwartung der Reform hat die Marktteilnehmer zur Spekulation verleitet, durch die der Aufwärtstrend der Preise ausgelöst worden ist. Die Autoren erwarten einen Kollaps dieser Entwicklung, der sich jedoch noch nicht ereignet hat. Diese Tatsachen begründen sie damit, dass der Preisrückgang entweder noch aussteht oder dass die

²⁰¹ Vgl. BMU (2018), S. 2.

²⁰² Vgl. Mauer et al. (2019), S. 2.

²⁰³ Vgl. Acworth et al. (2014), S. 30.

²⁰⁴ Vgl. Brink et al. (2016), S. 613.

²⁰⁵ Vgl. BMU (2018), S. 3, und Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2018), Artikel 2, Punkt 2.

²⁰⁶ Vgl. Kollenberg und Taschini (2019), S. 222.

Akteure die derzeitige Höhe des Preises wegen der anstehenden Löschungen von Zertifikaten als gerechtfertigt ansehen.²⁰⁷

Lessmann, Pahle und Tietjen (2019) argumentieren auf Grundlage der Annahme, dass emissionsintensive Unternehmen Zertifikate vorrätig halten, um sich gegen regulatorische Unsicherheit abzusichern. Diese Unternehmen sind also risikoavers und betreiben Hedging. Da die EU-MSR das Angebot an EUAs temporär verschieben und Zertifikate löschen kann, kann es zu einer Verknappung des Angebots kommen. Dadurch wird das Hedging erschwert. Die Autoren führen diesen Mechanismus als eine mögliche Erklärung für den Preisanstieg Anfang 2018 an.²⁰⁸

Sowohl die 2015er- als auch die 2018er-Version der EU-MSR erhöht die Preisvolatilität.²⁰⁹ Die Gründe dafür sind vielschichtig. Grundsätzlich reagiert die EU-MSR zeitverzögert und mit inflexiblen Entnahmeraten.²¹⁰ Auch wird durch die Entnahme von Zertifikaten die generelle Liquidität des Emissionshandels verringert.²¹¹ Im Falle der 2018er EU-MSR ergibt sich das Löschungsvolumen in Abhängigkeit des Zertifikateüberschusses, wodurch der Aufbau eines Polsters an EUAs durch *banking* erschwert wird. Dadurch geht die Glättungswirkung des *banking* teilweise verloren.²¹²

Ein Vorteil der EU-MSR besteht darin, dass sie den Wasserbetteffekt durch die Löschung von EUAs ab 2023 abschwächt. Im Zuge des Wasserbetteffekts entsteht ein größerer Zertifikateüberschuss, wodurch das Volumen der EU-MSR steigt und folglich auch mehr EUAs gelöscht werden. Da sowohl die Entnahmerate der EU-MSR als auch der Umfang des Löschens gedeckelt ist, wird der Wasserbetteffekt nur partiell abgeschwächt. Sollte es nach 2030 zu einer erneuten Reform der EU-MSR kommen, die die Löschung von EUAs nicht mehr vorsehen würde, wäre die Abschwächung des Wasserbetteffekts nur von temporärer Natur gewesen.²¹³

²⁰⁷ Dieser Abschnitt folgt Edenhofer et al. (2019), S. 26-28.

²⁰⁸ Vgl. Lessmann et al. (2019), S. 4-5 und 29-30.

²⁰⁹ Vgl. Kollenberg und Taschini (2019), S. 215, und Mauer et al. (2019), S. 31-32.

²¹⁰ Vgl. Mauer et al. (2019), S. 31-32.

²¹¹ Vgl. Gilbert et al. (2014), S. 35.

²¹² Vgl. Mauer et al. (2019), S. 31-32.

²¹³ Dieser Abschnitt folgt Newbery et al. (2019), S. 15, und Perino (2018), S. 263-264.

4.3 Unabhängige Kontrollbehörde für den Emissionshandel

Verglichen zu den zuvor diskutierten hybriden Systemen besteht der fundamentale Unterschied einer unabhängigen Kontrollbehörde darin, dass mit dieser Behörde eine Institution geschaffen wird, an die die derzeitigen Entscheidungsträger der Europäischen Union Kompetenzen delegieren würden. Aktuell bestimmen die EU-Kommission, der Europäische Rat und das Europäische Parlament im Zusammenspiel potenzielle Politikänderungen in Bezug auf das EU-ETS.²¹⁴

Nach dem Vorschlag von de Perthuis und Trotignon (2014) kann diese neugeschaffene Institution ein langfristig glaubwürdiges Preissignal durch eine flexible Anpassung der Emissionsobergrenze senden. Das allgemeine Mandat und die Eingriffsmöglichkeiten der Kontrollbehörde müssen dafür vergleichbar wie bei einer Zentralbank transparent im Vorhinein festgelegt sein. Im Falle der Europäischen Zentralbank (EZB) liegt ihr Hauptziel bei der Sicherung der Preisniveaustabilität, während dieses Ziel bei der Kontrollbehörde die Wahrung der Preisstabilität innerhalb einer vorgegebenen Spanne sein könnte. Um die langfristige Glaubwürdigkeit des EU-ETS zu realisieren, muss die Behörde ähnlich wie die EZB institutionell unabhängig sein. Anderenfalls besteht die Gefahr, dass kurzfristige Politikalküle das Ziel der Behörde gefährden. In der Praxis würde die Kontrollbehörde grundsätzlich wie eine Marktstabilitätsreserve arbeiten. Sie überwacht die Funktionsweise des EU-ETS. Wenn ihrer Bewertung zufolge Handlungsbedarf besteht, kann sie neben der kurzfristigen Anpassung des Auktionsvolumens an EUAs auch die langfristige Höhe der Emissionsobergrenze adjustieren, um beispielsweise den Einfluss von exogenen Schocks abzumildern. Zur Kontrolle der Behörde muss sie regelmäßig an den Europäischen Rat und das Europäische Parlament berichten.²¹⁵

Inwieweit die Kontrollbehörde die Glaubwürdigkeit des EU-ETS wiederherstellen kann, wird stark von dem Umfang ihres Mandats, ihrer personellen Besetzungen und ihrer tatsächlichen Handlungspraktik abhängen. Die großen Vorteile einer unabhängigen Institution sind ihre schnelle Responsivität und ihre Flexibilität.²¹⁶ Allerdings kann bei übermäßig vielen Eingriffe ein neuer Ausgangspunkt für zusätzliche Unsicherheiten entstehen.

²¹⁴ Dieser Abschnitt folgt Acworth et al. (2014), S. 23.

²¹⁵ Dieser Abschnitt folgt Battles et al. (2013), S. 479-480, und de Perthuis und Trotignon (2014), S. 103-104.

²¹⁶ Vgl. Acworth et al. (2014), S. 32-35

Im südkoreanischen Emissionshandelssystem existiert ein Allokationskomitee, das unter spezifisch definierten Umständen in den Markt eingreift. So hat das Komitee das Recht, zusätzliche Zertifikate zu emittieren bzw. zurückzuhalten, die *borrowing*-Regeln zu verändern, die Begrenzung der Nutzung von internationalen Zertifikaten anzupassen und temporäre Mindest- und Höchstpreise zu setzen.²¹⁷

5. Diskussion der Ergebnisse

In den vorherigen Kapiteln sind die Probleme des EU-ETS und die Wirkungsmechanismen der verschiedenen hybriden Systeme diskutiert worden. Nun wird abschließend geklärt, ob und in welcher konkreten Form der EU-Emissionshandel zu einem hybriden System reformiert werden soll.

Aktuell bewegen sich die Preise in einer Spanne von 20 bis 25 Euro pro EUA. Preise in dieser Höhe stellen sowohl in Bezug auf die SCC-Schätzung der Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2015) als auch im Vergleich mit dem von Edenhofer et al. (2017) vorgeschlagenen Preiskorridor kein schwerwiegendes Problem dar. Das Problem niedriger Preise ist also zurzeit nicht akut. Nichtsdestotrotz kann nicht ausgeschlossen werden, dass es erneut zu einer Preisflaute kommt, die mit der von 2013 bis 2017 vergleichbar ist.²¹⁸ Schließlich ist nicht final geklärt, ob der Preisanstieg seit 2018 von anhaltender Dauer ist und inwieweit die in Kapitel 3.5 angeführten Marktineffizienzen weiterhin von Bedeutung sind. Denn allein die hinreichend große Möglichkeit, dass die Preise wieder fallen, verleitet Unternehmen dazu, eine abwartende Einstellung einzunehmen und etwaige Investitionen in emissionsärmere Technologien aufzuschieben.²¹⁹

Wenn es zu einer Reform des EU-ETS kommen sollte, dann muss diese langfristig ein verlässliches und glaubwürdiges Signal senden, denn nur so kann ein Anreizfundament für langfristige Investitionen in emissionsvermeidende Technologien ermöglicht werden.²²⁰ In der Vergangenheit konnte beobachtet werden, dass regulatorische Ankündigungen zu Unsicherheiten geführt haben und in ihrer Konsequenz die Preisentwicklung und die Investitionsentscheidungen beeinflusst haben. Daher besteht die Gefahr, dass die Vorteile der Einführung eines hybriden Systems und die allgemeine Integrität des

²¹⁷ Dieser Abschnitt folgt ICAP (2020g), S. 4-5.

²¹⁸ Vgl. Burtraw et al. (2019a), S. 2.

²¹⁹ Vgl. Acworth et al. (2020), S. 5.

²²⁰ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 8.

Emissionshandels im Falle einer unentschlossenen Reform ohne langfristig eindeutiges Signal durch neugeschaffene regulatorische Unsicherheit konterkariert werden.²²¹ So sehen Andor et al. (2015) zwar Handlungsbedarf, sie sprechen sich jedoch gegen die Implementierung eines Mindestpreises oder einer Marktstabilisierungsreserve aus. Die Einführung eines solchen Instruments würde nur für mehr Unsicherheit und folglich weniger Investitionen in emissionsärmere Technologien sorgen. Vielmehr müssten die bestehenden Probleme, wie die Anrechnung internationaler Zertifikate aus ominösen Projekten, gelöst werden. Wenn Bedarf für Korrekturen bestünde, sollten diese durch ambitioniertere Emissionsobergrenze in zukünftigen Phasen gelöst werden. Ein Mittel ist z.B. eine Erhöhung des linearen Reduktionsfaktor, dessen Niveau bei 2,2 Prozent angeschlagen wurde.²²² Allerdings ist dies nicht geschehen. Es wurden, wie in Kapitel 4.2.2 diskutiert, lediglich die Eingriffsmöglichkeiten der EU-MSR vergrößert.

Die Einführung eines Preiskorridors kreiert ein Minimum an Investitionsanreizen in klimafreundlichere Technologien und schützt Unternehmen vor einer wirtschaftlichen Überwältigung durch grassierende Vermeidungskosten. Losgelöst von den ökonomischen Abwägungen dürfte sich die politische Umsetzung als schwierig erweisen. Bis jetzt gab es nur vereinzelt politische Forderung zugunsten der Einführung einer solchen Reform.²²³ Sollte die Einführung eines Mindestpreises rechtlich als die Einführung einer Steuer verstanden werden, müssten die EU-Mitgliedsstaaten der Implementierung des Mindestpreises einstimmig zustimmen.²²⁴ Burtraw et al. (2019b) kommen jedoch zu der juristischen Beurteilung, dass diese Bedenken zumindest in Bezug auf einen Auktionsmindestpreis irrelevant sind.²²⁵

Mit der EU-MSR existiert bereits ein Instrument, das den EU-ETS strenggenommen bereits zu einem hybriden System macht. Durch das temporale Verschieben des Auktionszeitpunkts der Zertifikate schafft es zusätzliche Unsicherheiten, wohingegen die Löschung von Zertifikaten die Emissionsobergrenze verengt. Durch die verringerte Obergrenze wird ein indirektes Preissignal ermöglicht.

²²¹ Vgl. Gilbert et al. (2014), S. 5.

²²² Vgl. Andor et al. (2015), S. 185-186.

²²³ Vgl. Edenhofer et al. (2017), S. 13-15.

²²⁴ Vgl. Burtraw et al. (2019b), S. 3 und Parry (2020), S. 20.

²²⁵ Vgl. Burtraw et al. (2019b), S. 34.

Auch bei der Implementierung einer unabhängigen Kontrollbehörde für den Emissionshandel dürften Bedenken zur politischen Umsetzbarkeit dieser Reformmaßnahme von Bedeutung sein. Die Einführung einer solchen Behörde würde jedoch zweifelsohne als ein starkes Bekenntnis der EU zu der Erreichung ihrer Klimaziele durch den Emissionshandel wahrgenommen werden. Darüber hinaus hat die Behörde je nach Gestaltung ihres Mandates die Möglichkeit, flexibel und transparent in den Markt einzugreifen. Durch zu hochfrequente und intransparente Eingriffe kann auch hier ein Gefahrenherd für zusätzliche Unsicherheit geschaffen werden.

Battles et al. (2013) vergleichen mehrere Reformen in Hinblick auf ihre umwelttechnische Leistungsfähigkeit, ihre politische Annehmbarkeit und ihre Realisierbarkeit. Die von den Autoren vorgeschlagene unabhängige Kontrollbehörde für den Emissionshandel schneidet am besten ab. Je nach Klassifizierungssystem ist der EU-weite Mindestpreis identisch oder etwas schlechter als die Behörde. Der nationale Mindestpreis ist das Instrument, das am schlechtesten abschneidet. Verschiedene Varianten einer Marktstabilisierungsreserve sortieren sich in der Rangfolge zwischen dem EU-weiten und dem nationalen Mindestpreis ein.²²⁶

Rein ökonomisch ist in der derzeitigen Marktsituation, in der kein akutes Problem niedriger Preise vorliegt, die Minimierung zusätzlicher regulatorischer Unsicherheit von besonderer Bedeutsamkeit. Dementsprechend wäre eine erneute große Reform des EU-ETS, ob durch Preiskorridor oder Kontrollbehörde, kontraproduktiv. Vielmehr bietet es sich an, das bereits bestehende hybride System, die EU-MSR, kontinuierlich weiterzuentwickeln. Schließlich scheint die EU-MSR, in Hinblick auf die Preisentwicklung seit 2018 ihren Zweck zu erfüllen. Eine Weiterentwicklungsmöglichkeit der EU-MSR ist z.B. die zeitlich unbegrenzte Löschung von EUAs, sollte der Zertifikateüberschuss ein definiertes Niveau überschreiten.

²²⁶ Dieser Abschnitt folgt Battles et al. (2013), S. 481-486.

6. Fazit

Zu Beginn der Arbeit wurde herausgearbeitet, dass weder eine CO₂-Steuer noch ein Emissionshandel das der Theorie zufolge eindeutige superiore Werkzeug zur Internalisierung der Externalität von Treibhausgasemissionen ist. Die konkrete Vorteilhaftigkeit ist von Annahmen zum Verlauf der Grenzvermeidungs- und Grenznutzenkurve abhängig. Dahingegen existieren Argumente, die ein hybrides System den zwei Reinformen bevorzugt.

Auf eine kurze Vorstellung des Aufbaus und der Historie des EU-Emissionshandels folgte eine Analyse der Preisentwicklung des EU-ETS. In Anbetracht der Forschungsfrage war der Zertifikateüberschuss nach der Weltfinanzkrise, die niedrigen Preise von 2013 bis 2017 und die abrupte Preissteigerung ab 2018 das Hauptaugenmerk der Analyse.

Im vierten Kapitel wurden die verschiedenen Formen hybrider Systeme vorgestellt. Durch einen Preiskorridor wird ein Minimum an Investitionen und die Beschränkung einer etwaigen Überforderung der Industrie ermöglicht. Die EU-Marktstabilitätsreserve kreiert durch die zeitliche Verschiebung der Auktion von Zertifikaten unter der Annahme risikoadverser Marktakteure eine Quelle für zusätzliche Unsicherheiten. Dahingegen sendet die Verknappung der Emissionsobergrenze durch die Löschung von Zertifikaten ein indirektes Preissignal. Durch die dritte Ausgestaltungsform, eine Kontrollbehörde, kann das Angebot ähnlich wie bei einer Zentralbank flexibel und transparent adjustiert werden.

Bei der Reformierung des EU-ETS hin zu einem hybriden System muss berücksichtigt werden, dass jede weitere Reform ein potenzieller Auslöser für neue regulatorische Unsicherheiten ist. Unter diesem Gesichtspunkt und im Hinblick auf die aktuell nicht akut niedrigen Preise stellt eine Weiterentwicklung der bereits existierenden Marktstabilitätsreserve die sinnvollste Reform dar.

In dem Themenbereich hybrider Emissionshandelssysteme besteht definitiv noch Forschungsbedarf. Konkret wären Analysen der Wirkungsmechanismen hybrider Systeme, die in der Praxis bereits Anwendung gefunden haben, von großer Bedeutung. In Bezug auf das EU-ETS könnte beispielsweise untersucht werden, inwieweit der EU-Emissionshandel den exogenen Schock, der durch die wirtschaftlichen Folgen der COVID-19-Pandemie verursacht worden ist, dank der EU-MSR besser überstanden hat, als es bei dem Schock nach der Weltfinanzkrise der Fall war. Allgemein versprechen Analysen der praktischen Funktionsweise der EU-MSR viele wertvolle neue Erkenntnisse.

Literaturverzeichnis

Acworth, W., J. Ackva, D. Burtraw, O. Edenhofer, S. Fuss, C. Flachsland, C. Haug, N. Koch, U. Kornek, B. Knopf und M. Montes de Oca (2017). Emissions trading and the role of a long run carbon price signal: Achieving cost effective emission reductions under an Emissions Trading System. Juni 2017. *Berlin: ICAP*. https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_attach&task=download&id=491, abgerufen am 20.05.2020.

Acworth, W., T. Bernstein und K. Schambil (2020). Market Stability Mechanisms in Emissions Trading Systems. Februar 2020. *Berlin: ICAP*. https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_attach&task=download&id=669, abgerufen am 20.05.2020.

Acworth, W., C. Flachsland, G. Grosjean und R. Marschinski (2014). After Monetary Policy, Climate Policy: Is Delegation the Key to EU ETS Reform?. Mai 2014. *MCC Working paper 1/2014*. https://www.mcc-berlin.net/fileadmin/data/pdf/Publikationen/Grosjean_et_al_2014_Is_Delegation_the_Key_to_EU_ETS_Reform_May2014.pdf, abgerufen am 20.05.2020.

Acworth, W., R. Ismer, K. Neuhoff, O. Sartor und L. Zetterberg (2015a). Leakage protection for carbon-intensive materials post-2020. *DIW Economic Bulletin*, 28+29: 397-404.

Acworth, W., K. Neuhoff, und A. Schopp (2015b). Marktstabilitätsreserve stärkt den europäischen Emissionshandel. *DIW-Wochenbericht*, 82(21): 510-516.

Alberola, E. und J. Chevallier (2009). European carbon prices and banking restrictions: Evidence from Phase I (2005-2007). *The Energy Journal*, 30(3): 51-79.

Alberola, E., J. Chevallier und B. Chèze (2008). Price drivers and structural breaks in European carbon prices 2005–2007. *Energy Policy*, 36(2): 787-797.

Ambrose, J. (2020). Carbon emissions from fossil fuels could fall by 2.5bn tonnes in 2020. 12.04.2020. *The Guardian*. <https://www.theguardian.com/environment/2020/apr/12/global-carbon-emissions-could-fall-by-record-25bn-tonnes-in-2020>, abgerufen am 06.06.2020.

Andor, M. A., M. Frondel und S. Sommer (2015). Reform des EU-Emissionshandels: Eine Alternative zu Mindestpreisen für Zertifikate und der Marktstabilitätsreserve. *Zeitschrift für Wirtschaftspolitik*, 64(2): 171-188.

Battles, S., S. Clò und P. Zoppoli (2013). Policy options to improve the effectiveness of the EU emissions trading system: A multi-criteria analysis. *Energy Policy*, 57: 477-490.

Bel, G. und S. Joseph (2015). Emission abatement: Untangling the impacts of the EU ETS and the economic crisis. *Energy Economics*, 49: 531-539.

Bocklet, J. und M. Hintermayer (2020). Der Europäische Emissionshandel in Zeiten von Corona. 09.04.2020. *News des Energiewirtschaftlichen Instituts an der Universität zu Köln*. <https://www.ewi.uni-koeln.de/de/news/eu-ets-corona/>, abgerufen am 06.06.2020.

Brink, C., H. R. J. Vollebergh und E. van der Werf (2016). Carbon pricing in the EU: Evaluation of different EU ETS reform options. *Energy Policy*, 97: 603-617.

Brunsdon, J. und M. Khan (2020). Saving the planet the Brexit way. 08.05.2020. *FINANCIAL TIMES*. <https://www.ft.com/content/dea7ff9f-c8b4-41b9-ab3e-c3594893e277>, abgerufen am 15.05.2020.

Buchner, B. K. und A. D. Ellerman (2008). Over-allocation or abatement? A preliminary analysis of the EU ETS based on the 2005–06 emissions data. *Environmental and Resource Economics*, 41(2): 267-287.

Bullerdiek, N., M. Kaltschmitt und J. Pechstein (2020). A “book and Claim”-Approach to account for sustainable aviation fuels in the EU-ETS–Development of a basic concept. *Energy Policy*, 136: 111014.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2017a). Verpflichtungsperioden. Stand: 26.05.2017. <https://www.bmu.de/themen/klima-energie/klimaschutz/internationale-klimapolitik/kyoto-protokoll/verpflichtungsperioden/>, abgerufen am 30.04.2020.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2017b). Kyoto-Mechanismen. Stand: 26.05.2017. <https://www.bmu.de/themen/klima-energie/klimaschutz/internationale-klimapolitik/kyoto-protokoll/kyoto-mechanismen/>, abgerufen am 30.04.2020.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2018). Die Reform des EU-Emissionshandels für die 4. Handelsperiode (2021-2030) - Überblick über Verhandlungsergebnisse. 04.01.2018. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Emissionshandel/eu-emissionshandel_reform_bf.pdf, abgerufen am 30.04.2020.

Bundesregierung (2019). Eckpunkte für das Klimaschutzprogramm 2030. September 2019. <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/975232/1673502/768b67ba939c098c994b71c0b7d6e636/2019-09-20-klimaschutzprogramm-data.pdf?download=1>, abgerufen am 12.05.2020.

Burtraw, D., O. Edenhofer, M. Elkerbout, C. Fischer, C. Flachsland, M. Pahle, O. Tietjen und L. Zetterberg (2019a). How to avoid history repeating itself: the case for an EU Emissions Trading System (EU ETS) price floor revisited. 02.11.2019 (Online-Fassung, Outlook Article). *Climate Policy*. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1682494>, abgerufen am 09.04.2020.

Burtraw, D., C. Fischer, K. Kulovesi, D. Langlet, Å. Löfgren, M. Mehling, L. Reins, H. van Asselt, S. Weishaar und L. Zetterberg (2019b). The Legal and Economic Case for an Auction Reserve Price in the EU Emissions Trading System. 16.12.2019. *CESifo Working Paper, Nr. 7903, Center for Economic Studies and ifo Institute (CESifo), München*. https://www.econstor.eu/bitstream/10419/207294/1/cesifo1_wp7903.pdf, abgerufen am 11.06.2020.

Burtraw, D., D. Kahn und K. Palmer (2010). A symmetric safety valve. *Energy Policy*, 38(9): 4921-4932.

Chaton, C., A. Creti und B. Peluchon (2015). Banking and back-loading emission permits. *Energy Policy*, 82: 332-341.

Chen, Y.-H. H., E. De Cian, H. Förster, A. Kanudia, I. Karkatsouli, I. Keppo, B. Knopf, T. Koljonen, K. Schumacher und D. P. Van Vuuren (2013). Beyond 2020 – Strategies and Cost for Transforming the European Energy System. *Climate Change Economics*, 4(1): 1340001.

Chung, C. Y., M. Jeong und J. Young (2018). The Price Determinants of the EU Allowance in the EU Emissions Trading Scheme. *Sustainability*: 10(11), 4009.

Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.

Congressional Budget Office (2008). Policy Options for Reducing CO2 Emissions. 13.02.2008. <https://www.cbo.gov/sites/default/files/110th-congress-2007-2008/reports/02-12-carbon.pdf>, abgerufen am 17.04.2020.

Conrad, C., D. Rittler und W. Rotfuß (2012). Modeling and explaining the dynamics of European Union Allowance prices at high-frequency. *Energy Economics*, 34(1): 316-326.

Creti, A., P. A. Jouvet und V. Mignon (2012). Carbon price drivers: Phase I versus Phase II equilibrium?. *Energy Economics*, 34(1): 327-334.

Creti, A. und M. Joëts (2017). Multiple bubbles in the European union emission trading scheme. *Energy Policy*, 107: 119-130.

De Perthuis, C. und R. Trotignon (2014). Governance of CO2 markets: Lessons from the EU ETS. *Energy Policy*, 75: 100-106.

Deutsche Emissionshandelsstelle (2018). Überschüssige Zertifikate und Weiterentwicklung der Marktstabilitätsreserve. Stand: 20.08.2018. <https://www.dehst.de/DE/Europaeischer-Emissionshandel/Emissionshandel-verstehen/Weiterentwicklung/Ueberschuesse-MSR/ueberschuesse-msr-node.html>, abgerufen am 30.05.2020.

Deutsche Emissionshandelsstelle (2019). Factsheet: Europäischer Emissionshandel 2013-2020. 14.08.2019.

https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/publikationen/Factsheet_EH-2013-2020.html, abgerufen am 11.06.2020, und https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/publikationen/Factsheet_EH-2013-2020.pdf?__blob=publicationFile&v=10, abgerufen am 11.06.2020.

Deutsche Emissionshandelsstelle (2020). Brexit. Stand: 03.03.2020. <https://www.dehst.de/DE/service/unionsregister/Brexit/brexit-node.html>, abgerufen am 15.05.2020.

Diekmann, J. (2012). EU-Emissionshandel: Anpassungsbedarf des Caps als Reaktion auf externe Schocks und erwartete Entwicklungen. November 2012. *Umweltbundesamt, Climate Change, 17/2012*. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4378.pdf>, abgerufen am 22.06.2020.

Edenhofer, O., C. Flachsland, S. Fuss, G. Grosjean, M. Jakob, B. Knopf, N. Koch und M. Pahle (2014), The European Emissions Trading System (EU ETS): Ex-Post Analysis, the Market Stability Reserve and Options for a Comprehensive Reform. *Fondazione Eni Enrico Mattei Working Paper 79.2014*. https://www.feem.it/m/publications_pages/NDL2014-079.pdf, abgerufen am 20.05.2020

Edenhofer, O., C. Flachsland, S. Fuss, B. Knopf, N. Koch und U. Kornek (2018). A Framework for Assessing the Performance of Cap-and-Trade Systems: Insights from the European Union Emissions Trading System. *Review of Environmental Economics and Policy*, 12(2): 220-241.

Edenhofer, O., C. Flachsland, N. Koch, U. Kornek, A. Leipprand, M. Pahle, L. K. Schmid und C. Wolff (2017). Decarbonization and EU ETS Reform: Introducing a price floor to drive low-carbon investments. 24.11.2017. *Mercator Research Institute on Global Commons and Climate Change Policy Paper*. https://www.mcc-berlin.net/fileadmin/data/C18_MCC_Publications/Decarbonization_EU_ETS_Reform_Policy_Paper.pdf, abgerufen am 19.05.2020

Edenhofer, O., M. Friedrich, S. Fries und M. Pahle (2019). Understanding the explosive trend in EU ETS prices – fundamentals or speculation?. Überarbeitet im März 2020. <https://arxiv.org/pdf/1906.10572.pdf>, abgerufen am 07.06.2020.

Edenhofer, O., S. Fuss, G. Grosjean und N. Koch (2015). Politics Matters: Regulatory Events as Catalysts for Price Formation Under Cap-and-Trade. 06.05.2015. <https://ssrn.com/abstract=2603115>, abgerufen am 07.05.2020.

Ellerman, A. D., C. Marcantonini und A. Zaklan (2016). The European Union Emissions Trading System: Ten Years and Counting. *Review of Environmental Economics and Policy*, 10(1): 89-107.

EU-Kommission (2015). EU ETS Handbook. https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/docs/ets_handbook_en.pdf, abgerufen am 27.04.2020.

EU-Kommission (2019). Agreement on linking the emissions trading systems of the EU and Switzerland. 09.12.2019. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_19_6708, abgerufen am 27.04.2020.

EU-Kommission (2020). Für Klimaneutralität bis 2050: Kommission schlägt Europäisches Klimagesetz vor und startet Konsultation zum Europäischen Klimapakt. 04.03.2020. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/IP_20_335, abgerufen am 13.06.2020.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen 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 (Text von Bedeutung für den EWR). 05.06.2009. *Amtsblatt der Europäischen Union*. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0063:0087:de:PDF>, abgerufen am 31.05.2020.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen 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 (Text von Bedeutung für den EWR). 14.03.2020. *Amtsblatt der Europäischen Union*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0410&from=DE>, abgerufen am 06.06.2020.

Fankhauser, S. und C. Hepburn (2010). Designing carbon markets. Part I: Carbon markets in time. *Energy Policy*, 38(8): 4363-4370.

Fankhauser, S., C. Hepburn und J. Park (2010). Combining multiple climate policy instruments: how not to do it. *Climate Change Economics*, 1(3): 209-225.

Feess, E. und A. Seeliger (2013). *Umweltökonomie und Umweltpolitik*. München: Vahlen.

Fell, H. und R. D. Morgenstern (2010). Alternative approaches to cost containment in a cap-and-trade system. *Environmental and Resource Economics*, 47(2): 275-297.

Ferdinand, M. (2020). European power and carbon markets affected by COVID-19 – an early impact assessment. 27.03.2020. *Independent Commodity Intelligence Services*. <https://www.icis.com/explore/resources/news/2020/03/27/10487371/european-power-and-carbon-markets-affected-by-covid-19-an-early-impact-assessment>, abgerufen am 06.06.2020.

Flora, M. und T. Vargiolu (2020). Price dynamics in the European Union Emissions Trading System and evaluation of its ability to boost emission-related investment decisions. *European Journal of Operational Research*, 280(1): 383-394.

Friedrich, M., E.-M. Mauer, M. Pahle und O. Tietjen (2020). From fundamentals to financial assets: the evolution of understanding price formation in the EU ETS *Working Paper ZBW – Leibniz Information Centre for Economics, Kiel, Hamburg*. 23.04.2020. <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/216726/1/FriedrichMauerPahle-Tietjen.pdf>, abgerufen am 09.06.2020.

Gąska, J., R. Jeszke, M. Pyrka, W. Rabięga und M. Sekuła (2019). Carbon Leakage in the context of increasing the EU greenhouse gas emission reduction targets—the ways the EU and global emission behave and what influences its scale. *Environmental Protection and Natural Resources*, 30(2): 6-23.

Gibis, C., C. Kühleis und J. Weiß (2015). Stärkung des Europäischen Emissionshandels notwendig und greifbar. *ifo Schnelldienst*, 68(1): 26-31.

Gilbert, A., S. Kollenberg, L. Lam, C. Sachweh, M. Smith, und L. Taschini (2014). Assessing design options for a market stability reserve in the eu ets. 10.11.2014. *Ecofys Publication*. Projektnummer: MARUK14551. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/391793/Assessing_design_options_for_a_market_stability_reserve_in_the_EU_ETS_Final_report.pdf, abgerufen am 20.05.2020.

Härdle, W., S. Trück und R. Weron (2015). The Relationship between Spot and Futures CO₂ Emission Allowance Prices in the EU ETS. In: Gronwald, M. und B. Hintermann (ed.): *Emission Trading as a policy instrument: Evaluation and prospects*, Cambridge, MA, MIT Press: 183-212.

Hepburn, C. (2006). Regulation by Prices, Quantities, or Both: A Review of Instrument Choice. *Oxford Review of Economic Policy*, 22(2): 226-247.

Hintermann, B. (2010). Allowance price drivers in the first phase of the EU ETS. *Journal of Environmental Economics and Management*, 59(1): 43-56.

Hintermann, B., S. Peterson und W. Rickels (2016). Price and Market Behavior in Phase II of the EU ETS: A Review of the Literature. *Review of Environmental Economics and Policy*, 10(1): 108-128.

Hintermann, B. (2017). Market power in emission permit markets: Theory and evidence from the EU ETS. *Environmental and Resource Economics*, 66(1): 89-112.

Hirst, D. (2018). Carbon Price Floor (CPF) and the price support mechanism. 08.01.2018. *House of Commons Library Briefing Paper*, Nr. 05927. <https://researchbriefings.files.parliament.uk/documents/SN05927/SN05927.pdf>, abgerufen am 18.05.2020.

ICAP (2020a). EU Emissions Trading System (EU ETS). Stand: 03.04.2020. *ETS Detailed Information*. [https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems\[\]=43](https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems[]=43), abgerufen am 27.04.2020.

ICAP (2020b). Emissions Trading Worldwide: Status Report 2020. Berlin: International Carbon Action Partnership.

ICAP (2020c). New Zealand Emission Trading Scheme. Stand: 03.04.2020. *ETS Detailed Information*. https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems%5B%5D=48, abgerufen am 12.05.2020.

ICAP (2020d). USA - California Cap-and-Trade Program. Stand: 03.04.2020. *ETS Detailed Information*. [https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems\[\]=45](https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems[]=45), abgerufen am 13.05.2020.

ICAP (2020e). Canada - Québec Cap-and-Trade System. Stand: 03.04.2020. *ETS Detailed Information*. [https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems\[\]=73](https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems[]=73), abgerufen am 13.05.2020.

ICAP (2020f). USA - Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI). Stand: 03.04.2020. *ETS Detailed Information*. [https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems\[\]=50](https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems[]=50), abgerufen am 13.05.2020.

ICAP (2020g). Korea Emissions Trading Scheme. Stand: 03.04.2020. *ETS Detailed Information*. [https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems\[\]=47](https://icapcarbonaction.com/en/?option=com_etsmap&task=export&format=pdf&layout=list&systems[]=47), abgerufen am 28.05.2020.

Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2015). Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866. Mai 2013. Überarbeitet: Juli 2015. <https://obamawhitehouse.archives.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc-tsd-final-july-2015.pdf>, abgerufen am 21.05.2020.

IPCC (2013/2014). Klimaänderung 2013/2014: Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger. Beiträge der drei Arbeitsgruppen zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Deutsche Übersetzungen durch Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, Österreichisches Umweltbundesamt, ProClim, Bonn/Wien/Bern, 2016. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5-wg1-spmgerman.pdf>, abgerufen am 13.06.2020.

Jotzo, F. und P. J. Wood (2011). Price floors for emissions trading. *Energy Policy*, 39(3): 1746-1753.

Kaiser, T. und D. Wetzel (2020). Der Brexit gefährdet die Klimaziele der EU. 01.02.2020. *DIE WELT*. <https://www.welt.de/wirtschaft/article205526591/EU-Austritt-Der-Brexit-gefahrdet-die-Klimaziele-der-EU.html>, abgerufen am 15.05.2020.

Känkänen, J., S. Makkonen, J. Närhi, J. Patronen und T. Suksi (2019). Regional carbon price floor in EU ETS—Case studies in the Nordic and Baltic energy markets. 18.12.2019. *Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2019:71*. <http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/161955>, abgerufen am 18.05.2020.

Keohane, M. N. O. und S. M. Olmstead (2016). *Markets and the Environment*. Washington, D. C.: Island Press.

Kerr, S. und C. Leining (2018). *A Guide to the New Zealand Emissions Trading Scheme*. Bericht für das neuseeländische Ministry for the Environment. Wellington: Motu Economic and Public Policy Research. <https://www.mfe.govt.nz/sites/default/files/media/Climate%20Change/A%20Guide%20to%20the%20New%20Zealand%20Emissions%20Trading%20Scheme.pdf>, abgerufen am 12.05.2020.

Kolb, M. (2019). EU will Klimaneutralität bis 2050 - Polen noch nicht. 13.12.2019. *Süddeutsche Zeitung*. <https://www.sueddeutsche.de/politik/eu-gipfel-klimaziele-klimaneutralitaet-2050-1.4721904>, abgerufen am 14.05.2020.

Kollenberg, S. und L. Taschini (2016). Emissions trading systems with cap adjustments. *Journal of Environmental Economics and Management*, 80: 20-36.

Kollenberg, S. und L. Taschini (2019). Dynamic supply adjustment and banking under uncertainty in an emission trading scheme: The market stability reserve. *European Economic Review*, 118: 213-226.

Lessmann, K., M. Pahle und O. Tietjen (2019). Hedging and the Temporal Permit Issuance in Cap-and-Trade Programs: The Market Stability Reserve under Risk Aversion. 11.07.2019. https://www.pik-potsdam.de/research/transformation-pathways/projects/ahead/scientific-articles/CAT_Hedging_20190711.pdf, abgerufen am 07.06.2020.

Mansanet-Bataller, M. und M. E. Sanin (2014). Regulation as determinant of EUA prices. *Energy Studies Review*, 20(3): 66-89.

Matthes, F. C. (2013). Europäisches Emissionshandelssystem – Bilanz und zukunftsfähige Ausgestaltung. 24.06.2013. *Stellungnahme zur Anhörung des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit des 17. Deutschen Bundestages am 26. Juni 2013*. <https://www.oeko.de/oekodoc/1792/2013-474-de.pdf>, abgerufen am 15.06.2020.

Mauer, E.-M., S. J. Okullo und M. Pahle (2019). Evaluating the Performance of the EU ETS MSR. 10.07.2019. Für: *Mannheim Energy Conference*. <https://www.pik-potsdam.de/research/transformation-pathways/projects/ahead/scientific-articles/Mauer%20et%20al.%20-%20ETS%20Reform.pdf>, abgerufen am 20.05.2020.

Newbery, D., D. Reiner und R. Ritz (2019). The political economy of a carbon price floor for power generation. *The Energy Journal*, 40(1): 1-24.

Nordhaus, W. D. (1994). *Managing the global commons: the economics of climate change*. Cambridge, Mass.: MIT press.

- Pahle, M. (2020). Den EU-Emissionshandel im Corona-Sturz stabilisieren. 14.04.2020. *Tagesspiegel Background*. <https://background.tagesspiegel.de/energie-klima/den-eu-emissionshandel-im-corona-sturz-stabilisieren>, abgerufen am 06.06.2020.
- Parker, L. und J. L. Ramseur (2010). Carbon Tax and Greenhouse Gas Control: Options and Considerations for Congress. In: Burney, N. E. (ed.): Carbon Tax and Cap-and-trade Tools: Market-based Approaches for Controlling Greenhouse Gases, New York, Nova Science Publishers: 1-62.
- Parry, I. (2020). Increasing carbon pricing in the EU: Evaluating the options. *European Economic Review*, 121: 103341.
- Perino, G. (2018). New EU ETS Phase 4 rules temporarily puncture waterbed. *Nature Climate Change*, 8(4): 262-264.
- Pigou, A. C. (1920). *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.
- Ping Chan, S. (2020). Coronavirus: World faces worst recession since Great Depression. 14.04.2020. *British Broadcasting Corporation*. <https://www.bbc.com/news/business-52273988>, abgerufen am 06.06.2020.
- Pizer, W. A. (2002). Combining price and quantity controls to mitigate global climate change. *Journal of Public Economics*, 85(3): 409-434.
- Ramaker, A. (2018). A carbon price floor: today's solution for yesterday's problem?. *Renewable Energy Law & Policy Review*, 9(1): 19-29.
- Roberts, M. J. und M. Spence (1976). Effluent charges and licenses under uncertainty. *Journal of Public Economics*, 5(3-4): 193-208.
- Roth, S. J. (2016). *VWL für Einsteiger*. Konstanz: UVK Verlagsgesellschaft mbH.
- Salant, S. W. (2015). What Ails the European Union's Emissions Trading System? Two Diagnoses Calling for Different Treatments. 25.06.2015. *Resources for the Future Discussion Paper 15-30*. <https://ssrn.com/abstract=2630107>, abgerufen am 11.05.2020.
- Stavins, R. N. (1996). Correlated uncertainty and policy instrument choice. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(2): 218-232.
- Stavins, R. N. (2019). Carbon Taxes vs Cap and Trade: Theory and Practice. *Discussion Paper ES 2019-9*. Cambridge, Mass.: Harvard Project on Climate Agreements, November 2019.
- Treptow, T. M. (2020). Auswirkungen der Corona-Krise auf die europäische Klimaschutzpolitik. *Wirtschaftsdienst*, 100(5): 364-366.

Umweltbundesamt. Glossar beginnend mit K. *Glossar*. <https://www.umweltbundesamt.de/service/glossar/k?tag=Kohlendioxid-ivalente#alphabar>, abgerufen am 22.06.2020.

Umweltbundesamt (2013). Kyoto-Protokoll. 25.07.2013. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/internationale-eu-klimapolitik/kyoto-protokoll#entstehungsgeschichte-und-erste-verpflichtungsperiode>, abgerufen am 28.04.2020.

Umweltbundesamt (2019). Die Treibhausgase. 06.06.2019. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgasemissionen/die-treibhausgase>, abgerufen am 12.04.2020.

Weitzman, M. L. (1974). Prices vs. quantities. *The Review of Economic Studies*, 41(4): 477-491.

Erklärung

Ich bin darüber informiert, dass meine Abschlussarbeit gegebenenfalls anonymisiert zum Zweck der Überprüfung mittels einer Software zur Entdeckung von Plagiarismus (kurzfristig) elektronisch gespeichert und verarbeitet, also untersucht, und anschließend dort gelöscht wird. Zu diesem Zweck reiche ich zeitgleich zur Abgabe meiner schriftlichen Ausarbeitung dieselbe Arbeit in elektronischer Form als Microsoft Word- oder pdf-Datei per mail an meinen betreuenden Mitarbeiter ein. Ich versichere, dass es sich bei der elektronischen Fassung exakt um dieselbe Version und Fassung der Arbeit handelt.

Ort, Datum

Unterschrift
