



POTSDAM-INSTITUT FÜR
KLIMAFOLGENFORSCHUNG

Originally published as:

Amberg, M., aus dem Moore, N., Bekk, A., Bergmann, T., [Edenhofer, O.](#), Flachsland, C., George, J., Haywood, L., Heinemann, M., Held, A., Kalkuhl, M., Kellner, M., Koch, N., [Luderer, G.](#), Meyer, H., Nikodinoska, D., [Pahle, M.](#), Roofs, C., Schill, W.-P. (2022): Reformoptionen für ein nachhaltiges Steuer- und Abgabensystem. - Perspektiven der Wirtschaftspolitik, 23, 3, 165-199.

DOI: <https://doi.org/10.1515/pwp-2021-0051>

Beitrag aus der Forschung

Christina Roolfs*, Matthias Kalkuhl, Ottmar Edenhofer, Luke Haywood, Maik Heinemann, Anke Bekk, Christian Flachsland, Jan George, Anne Held, Nils aus dem Moore, Gunnar Luderer, Maximilian Kellner, Nicolas Koch, Dragana Nikodinoska, Michael Pahle, Wolf-Peter Schill, Maximilian Amberg, Tobias Bergmann und Henrika Meyer

Reformoptionen für ein nachhaltiges Steuer- und Abgabensystem

Wie Lenkungssteuern effektiv und gerecht für den Klima- und Umweltschutz ausgestaltet werden können

<https://doi.org/10.1515/wpp-2021-0051>

Maximilian Amberg, Mercator Research Institute on Global Commons and Climate Change (MCC), Torgauer Straße 12–15, 10829 Berlin, E-Mail: amberg@mcc-berlin.net

Nils aus dem Moore, RWI Leibniz-Institut für Wirtschaftsforschung (Büro Berlin) und Hertie School, Friedrichstraße 180, 10117 Berlin, E-Mail: nils.ausdemmoore@rwi-essen.de

Anke Bekk, Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung (ISI), Breslauer Str. 48, 76139 Karlsruhe, E-Mail: anke.bekk@isi.fraunhofer.de

Tobias Bergmann, MCC, E-Mail: bergmann@mcc-berlin.net

Ottmar Edenhofer, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Telegrafenberg, 14473 Potsdam, und MCC, E-Mail: edenhofer@pik-potsdam.de

Christian Flachsland, Hertie School, E-Mail: flachsland@hertie-school.org

Jan George, ISI, E-Mail: jan.george@isi.fraunhofer.de

Luke Haywood, MCC, E-Mail: haywood@mcc-berlin.net

Maik Heinemann, Universität Potsdam, Wirtschafts- und Sozialwissenschaftliche Fakultät, August-Bebel-Str. 89, 14482 Potsdam, E-Mail: maik.heinemann@uni-potsdam.de

Anne Held, ISI, E-Mail: anne.held@isi.fraunhofer.de

Matthias Kalkuhl, MCC und Universität Potsdam, E-Mail: kalkuhl@mcc-berlin.net

Maximilian Kellner, MCC, E-Mail: kellner@mcc-berlin.net

Nicolas Koch, MCC, E-Mail: koch@mcc-berlin.net

Gunnar Luderer, PIK und MCC, E-Mail: gunnar.luderer@pik-potsdam.de

Henrika Meyer, MCC, E-Mail: Meyer@mcc-berlin.net

Dragana Nikodinoska, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fakultät Maschinenbau, Elektro- und Energiesysteme, Postfach 101344, 03013 Cottbus, E-Mail: dnikodinoska@gmail.com

Michael Pahle, PIK, E-Mail: michael.pahle@pik-potsdam.de

*Kontaktperson: **Christina Roolfs**, MCC und PIK, E-Mail: roolfs@mcc-berlin.net

Wolf-Peter Schill, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW Berlin), Mohrenstraße 58, 10117 Berlin, E-Mail: wschill@diw.de

Zusammenfassung: Steuern und Abgaben auf Produkte oder Verbrauch mit gesellschaftlichen Folgekosten (externe Kosten) – sogenannte Pigou- oder Lenkungssteuern – sind ein gesellschaftliches „Win-Win-Instrument“. Sie verbessern die Wohlfahrt und schützen gleichzeitig die Umwelt und das Klima. Dies wird erreicht, indem umweltschädigende Aktivitäten einen Preis bekommen, der möglichst exakt der Höhe des Schadens entspricht. Eine konsequente Bepreisung der externen Kosten nach diesem Prinzip könnte in Deutschland erhebliche zusätzliche Einnahmen erbringen: Basierend auf bisherigen Studien zu externen Kosten wären zusätzliche Einnahmen in der Größenordnung von 348 bis 564 Milliarden Euro pro Jahr (44 bis 71 Prozent der gesamten Steuereinnahmen) möglich. Die Autoren warnen allerdings, dass die Bezifferung der externen Kosten mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist. Damit Lenkungssteuern und -abgaben ihre positiven Lenkungs- und Wohlfahrtseffekte voll entfalten können, seien zudem institutionelle Reformen notwendig.

JEL-Klassifikation: H23, H61, Q52, Q58

Schlüsselwörter: Externalitäten, Pigou-Steuern, Nachhaltige Steuerreform, Energiewende

1 Preisinstrumente für den Umwelt- und Klimaschutz

Mit dem nationalen Emissionshandelssystem (nEHS) für CO₂-Emissionen wurde in Deutschland 2021 ein nationaler CO₂-Preis eingeführt – ein Novum in der deutschen Umweltpolitik, denn damit kommt Preisreizen erstmals eine zentrale Rolle in der Erreichung von Umweltzielen zu. Zusammen mit dem CO₂-Preis aus dem Europäischen Emissionshandelssystem (EU-ETS) werden so nahezu alle

Emissionen aus der fossilen Energienutzung abgedeckt. Damit entsteht ein beispiellos breiter und systemischer Preisanreiz, fossile Energie einzusparen und Investitionen sowie Innovationen auf dem Gebiet klimafreundlicher Technologien zu erhöhen. Vom Preisniveau und -anstieg ist zwar bislang nur eine moderate Lenkungswirkung zu erwarten (Edenhofer et al. 2020 und UBA 2020a), doch kann diese durch steigende Preise in der Zukunft erheblich erhöht werden.

Auch zuvor gab es bereits eine Reihe von Steuern und Abgaben mit Umweltbezug: Zum Beispiel Energie- und Stromsteuern, die einen Preis für umweltschädliches Verhalten schaffen. Doch diese bestehenden Maßnahmen sind oft nicht zielgenau und konsistent auf Umweltschäden beziehungsweise Umweltziele ausgerichtet. Ihre Lenkungswirkung ist dementsprechend gering. Darüber hinaus kommen Umweltsteuern und -abgaben bei zahlreichen anderen Umweltproblemen bisher nicht zum Einsatz.

Mit diesem Artikel geben wir einen Einblick und eine Abschätzung in das Potenzial von nationalen Preisinstrumenten (Steuern und Abgaben) für den Umwelt- und Klimaschutz und zeigen insbesondere auf, wie Lenkungssteuern den wirtschaftlichen Wohlstand erhöhen und gleichzeitig soziale Ungleichheit verringern können (Abschnitt 2). Ein zentraler Begriff sind hierbei die „externen Kosten“ – also Umwelt- und Gesundheitsschäden, die nicht vom Verursacher, sondern von der Allgemeinheit getragen werden. Bei externen Kosten führt das Marktgeschehen zu einem gesellschaftlich unerwünschten Umfang der Umweltverschmutzung. Hier können Lenkungssteuern, die diese externen Kosten widerspiegeln und damit entsprechende Anpassungen im Verhalten von Konsumentinnen und Konsumenten (im Folgenden Konsumentinnen) und Unternehmen bewirken, den Umwelt- und Klimaschutz verbessern. Wenn sich die Höhe von Lenkungssteuern an den externen Kosten orientiert, wird darüber hinaus der wirtschaftliche Wohlstand erhöht, weil die vermiedenen Umweltschäden höher als die Kosten des Umweltschutzes sind. Damit können derartige Lenkungssteuern sowohl eine Verbesserung des Lebensstandards als auch eine Erhöhung des Umweltschutzes bewirken („Win-Win“).

Mit unserem Beitrag verfolgen wir in Bezug auf zwei relevante Aspekte im Spannungsfeld von theoretischer Fundierung und wirtschaftspolitischer Handlungsorientierung bewusst eine pragmatische Stoßrichtung. Erstens fallen einige externe Kosten, besonders offensichtlich bei Treibhausgasemissionen und dem durch sie forcierten Klimawandel, nicht im nationalen, sondern im globalen Rahmen an. Aus konzeptioneller Sicht müsste ein darauf bezogenes Preisinstrument mithin auch global angelegt

werden, um entsprechend dem Pigou-Prinzip die Äquivalenz von anfallenden Schäden und darauf ausgerichteter Bepreisung sicherzustellen. In Ermangelung einer handlungsfähigen Weltregierung kann und sollte nationale Politik auf diese Ideallösung natürlich hinwirken, kann sie aber nicht unmittelbar beschließen.¹ Vor diesem Hintergrund nutzen wir Abschätzungen zu den (global anfallenden) externen Kosten der Treibhausgasemissionen in Deutschland², um die Handlungsoption einer nationalen CO₂-Bepreisung zu unterfüttern und näherungsweise ihre adäquate Höhe zu ermitteln.

Zweitens entspricht die „richtige“ Höhe einer Pigou-Steuer aus theoretischer Sicht den jeweiligen Grenzkosten einer zusätzlichen Verschmutzungseinheit im sozialen Optimum. Aufgrund der Studienlage können wir jedoch meist nur die Durchschnittskosten einer Externalität (etwa eines Kilogramms an Fleischkonsum, Stickstoff-Eintrag oder Feinstaub-Emission) heranziehen.³ Wenn ein linearer Zusammenhang zwischen dem Umfang der jeweiligen Externalität und den resultierenden Schäden besteht, dann ist diese Vorgehensweise exakt. Da für viele Externalitäten jedoch von einem nicht-linearen Zusammenhang ausgegangen werden muss, bei dem die marginale Schadenshöhe oft mit dem Umfang der Schädigung ansteigt (konvexe Schadensfunktion), dürften bei gleicher Emissionsmenge die Grenzkosten über den Durchschnittskosten liegen. Aufgrund des Lenkungseffektes einer Pigou-Steuer sinkt die Emissionsmenge jedoch, wodurch die Grenzkosten ebenfalls abnehmen. Der Rückgriff auf Durchschnittskosten als Grundlage einer Lenkungssteuer kann daher die Höhe der Pigou-Steuer wie auch deren Einnahmepotenzial sowohl über- als auch unterschätzen.

Drittens nehmen wir aufgrund extremer Informationsanforderungen für die Politik auch keine zeitlichen und räumlichen Differenzierungen vor, die aus theoretischer Sicht für eine optimale Pigou-Steuer erforderlich wären. Die vorgeschlagenen Lenkungssteuern sind mithin keine exakten „Pigou-Steuern“ im Sinn der mikroökonomischen

¹ Zur Frage, wie das Kooperationsproblem zwischen nationalen Regierungen gelöst beziehungsweise reduziert werden kann, gibt es eine umfangreiche Literatur, auf die wir hier aus Platzgründen nicht weiter eingehen können, siehe zum Beispiel Schmidt und Cramton et al. 2017 sowie Schmidt und Ockenfels 2021.

² Das bedeutet, wir multiplizieren die sozialen Kosten des Kohlenstoffs mit den deutschen Emissionen. Damit bekommen wir die globalen Schadenswerte der in Deutschland ausgestoßenen CO₂-Emissionen.

³ Bei der Berechnung der externen Kosten des Klimawandels greifen wir dagegen auf die Grenzkosten einer Tonne CO₂ entlang des sozial optimalen Pfades (basierend auf aktualisierten DICE-Modellen) zurück.

Theorie, aber sie wurden aus dem Pigou-Prinzip abgeleitet und stellen in ihrer jeweiligen Höhe eine für die politische Implementierung taugliche Annäherung dar.

Im Bewusstsein dieser Einschränkungen identifizieren wir für Deutschland die wichtigsten Bereiche, in denen vor allem Umwelt- und Gesundheitsschäden als externe Kosten auf die Allgemeinheit überwältigt werden (Abschnitt 3). Die Höhe dieser externen (Durchschnitts-)Kosten liegt bei 13 bis 19 Prozent des deutschen Bruttoinlandsprodukts (BIP) und liefert damit auch einen ersten Näherungswert für die Höhe der Einnahmen, die mit einer konsequenten und umfassenden Einführung von Lenkungsabgaben und -steuern erzielt werden können. Vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion um Klimapolitik und ambitioniertere Klimaziele auf europäischer und nationaler Ebene zeigen wir exemplarisch konkrete Handlungsfelder für die Energiewende, in denen Reformen von umweltbezogenen Steuern und Abgaben besonders sinnvoll erscheinen (Abschnitt 4). Schließlich gehen wir auf institutionelle Aspekte ein, welche die Einführung und Ausweitung konsequenter und wirksamer Umweltsteuern und -abgaben bisher erschweren, und zeigen entsprechende Reformoptionen (Abschnitt 5).

2 Umweltsteuern und Wohlstand

2.1 Die grundlegenden Aufgaben von Steuern

Nach § 3 (1) der deutschen Abgabenordnung sind Steuern Geldleistungen der Bürgerinnen und Bürger, mit denen der Staat ohne konkret definierte Gegenleistung Einnahmen erzielen möchte: „Steuern sind Geldleistungen, die nicht eine Gegenleistung für eine besondere Leistung darstellen und von einem öffentlich-rechtlichen Gemeinwesen zur Erzielung von Einnahmen allen auferlegt werden, bei denen der Tatbestand zutrifft, an den das Gesetz die Leistungspflicht knüpft; die Erzielung von Einnahmen kann Nebenzweck sein.“

Der Geldleistung muss zwar keine direkte Gegenleistung für die Steuerzahlenden gegenüberstehen, dennoch werden mit den Einnahmen öffentliche Güter und Dienstleistungen bereitgestellt, die letztlich der gesamten Bevölkerung zugutekommen (zum Beispiel Verwaltung, Infrastruktur, Bildung und öffentliche Sicherheit). Auch wenn Steuern grundsätzlich der Einnahmenerzielung dienen, kann die Lenkungswirkung ein Hauptzweck sein (§ 3 Abgabenordnung). Weiterhin möglich sind

- konjunkturpolitische Zwecke, da Steueränderungen den gesamtwirtschaftlichen Konsum oder die Investitionen beeinflussen;

- die Verminderung von Einkommens- oder Vermögensungleichheiten;
- Lenkungszwecke bezüglich Investitionen, Konsum oder Verbrauch bestimmter Güter und Dienstleistungen.

Lenkungssteuern können darauf zielen, Individuen zu „besseren“ Entscheidungen zu verhelfen, wenn sie zum Beispiel aufgrund von Informations- und Verhaltensproblemen Konsumentscheidungen treffen, die nicht zu ihrem eigenen langfristigen Nutzen sind. Man spricht bei dieser Art von Lenkungssteuer auch von „meritorischen Eingriffen“, die insbesondere mit Blick auf Alkohol-, Tabak- und Zuckerkonsum relevant sind (Allcott et al. 2019, Gruber und Köszegi 2008, Meier et al. 2015 sowie O’Donoghue und Rabin 2006). Über ihre Rechtfertigung wird kontrovers diskutiert, weil derartige Eingriffe Verhaltensmuster und Präferenzen der Konsumentinnen verändern sollen und dies als paternalistisch empfunden werden kann. Im Folgenden betrachten wir jedoch ausschließlich Lenkungssteuern auf Konsum- und Produktionsentscheidungen, bei denen Einkommen oder Lebensqualität unbeteiligter Dritter beziehungsweise die Gesamtheit der Gesellschaft betroffen sind (externe Effekte).⁴ Umweltsteuern beziehungsweise Steuern auf Energie und Stromverbrauch sind Beispiele für solche Lenkungssteuern, weil sie umweltschädliches Verhalten zum Wohle der Allgemeinheit reduzieren sollen. So wurde in den ökologischen Steuerreformen 1999 und 2002 die Einführung von Stromsteuern ebenso mit ihren umwelt-, energie- und ressourcenschonenden Wirkungen begründet wie die Erhöhung der Mineralölsteuern.⁵

2.2 Wie Umweltsteuern unseren Wohlstand erhöhen können

Umweltbedingungen spielen für viele ökonomische Produktionsprozesse eine wichtige Rolle, zum Beispiel in der Nahrungsmittelproduktion. Die Umwelt lässt sich daher als Naturkapital auffassen: Wenn dieses beschädigt wird, sinkt die ökonomische Wertschöpfung. Darüber hinaus

⁴ Diese Unterscheidung hat eine bedeutende wohlfahrtsökonomische Implikation: Meritorisch begründete Lenkungssteuern können allenfalls Individuen besserstellen, die für sich selbst keine guten Entscheidungen treffen können. Mit externen Effekten begründete Lenkungssteuern können dagegen potenziell alle Individuen besserstellen, selbst wenn diese für sich selbst immer optimal entscheiden können.

⁵ Siehe dazu die Gesetzesentwürfe des Deutschen Bundestages (Bundestag 1998, Bundestag 2002).

bieten Umwelt- und Ökosysteme zahlreiche Güter wie Trinkwasser oder saubere Luft an, die Menschen direkt konsumieren und an denen sie sich erfreuen können, wie beispielsweise die Erholung in der Natur. Umweltverschmutzung führt damit neben Produktions- und Konsumverlusten auch zu einer unmittelbaren Verringerung der Lebensqualität. Diese Verluste lassen sich monetär beziffern und werden als Umweltschäden bezeichnet.

Während die Gesellschaft als Ganzes von einer hohen Umweltqualität und einem stabilen Klimasystem profitiert, besteht für einzelne Individuen und Firmen nur ein geringer Anreiz, zur Erhaltung des Naturkapitals beizutragen. Die Konsumentinnen berücksichtigen in Kaufentscheidungen vor allem den Preis und die Qualität eines Produktes. Selbst wenn sie aufgrund einer intrinsischen Motivation umweltfreundliche Produkte bevorzugen, sind sie kaum in der Lage, die vielfältigen Umweltwirkungen des Produktionsprozesses zu überblicken. Ein ähnliches Problem besteht für Unternehmen, die Güter und Dienstleistungen anbieten. Während auch sie von einer intakten Umwelt profitieren, müssen sie aufgrund des Wettbewerbs kostengünstig produzieren und können Umwelt- und

Klimaschutzmaßnahmen dabei unter den gegebenen Rahmenbedingungen nur unzureichend berücksichtigen. Sowohl bei Konsumentinnen als auch Unternehmen kommt es also zu Fehlanreizen: Ihre nach individuellen Erwägungen getroffenen Entscheidungen bewirken in der Gesamtheit ein zu hohes Maß an Umweltverschmutzung.

Die Grundstruktur dieses Anreizproblems hat der britische Ökonom Arthur Pigou (1920) erstmals beschrieben: Das Verhalten von Konsumentinnen und Unternehmen wird maßgeblich durch Preise bestimmt. Spiegeln Preise jedoch nicht alle volkswirtschaftlichen Kosten wider, kommt es zu ineffizienten Produktions- und Konsumentscheidungen beziehungsweise zu „Marktversagen“. Dieses Marktversagen kann durch eine Korrektur der Preise – beispielsweise durch eine Steuer – behoben werden. Die Grundidee hinter der Pigou-Steuer ist daher, dass sich ihre Steuerhöhe nach den volkswirtschaftlichen Schäden richtet, die nicht vom jeweiligen Individuum auf der Produktions- oder Konsumseite getragen werden („externe Kosten“). Formal entspricht die Steuerhöhe dabei den externen Grenzkosten entlang des sozial optimalen Pfades, also den zusätzlichen externen Kosten einer weiteren mar-

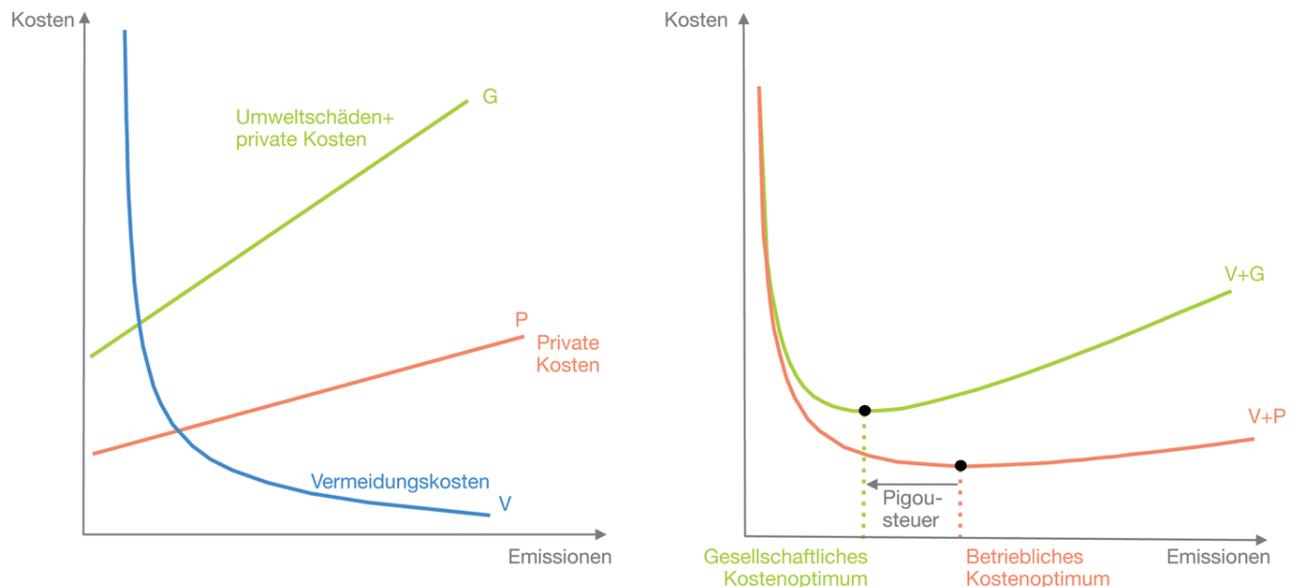


Abbildung 1: Externe Kosten und die Wirkungsweise von Pigou-Steuern

Anmerkungen: Die Vermeidung von Emissionen aus fossiler Energienutzung ist durch steigende Kosten gekennzeichnet (blaue Kurve, linke Abbildung); gleichzeitig ist die Nutzung fossiler Energie (und die damit verbundene Emission) durch Haushalte und Unternehmen mit privaten Kosten verbunden (rote Linie, linke Abbildung), die durch den Bezug von Energie entstehen und im wesentlichen Extraktions- und Transportkosten widerspiegeln. Aus der Minimierung von Vermeidungskosten und privaten Kosten resultiert das betriebliche Kostenoptimum (rote Kurve, rechte Abbildung), das sich auf einem Markt ohne Klima- und Umweltpolitik einstellen würde. Allerdings vernachlässigt das Marktergebnis die Umweltschäden, die als gesellschaftliche Folgekosten (externe Kosten) aus der Nutzung fossiler Energie entstehen (grüne Linie, linke Abbildung). Eine Pigou-Steuer auf fossile Energie macht die gesellschaftlichen Folgekosten für Verbraucher und Unternehmen sichtbar und finanziell spürbar; die Marktprozesse führen damit ins gesellschaftliche Kostenoptimum. Die Emissionen sinken durch die Pigou-Steuer und gleichzeitig wächst der Wohlstand, weil die Gesamtkosten der fossilen Energienutzung (grüne Kurve, rechte Abbildung) minimiert werden.

Quelle: Eigene Darstellung

ginalen Emissionsmenge. Dadurch wird erreicht, dass die Preise von Produkten und Dienstleistungen alle anfallenden Kosten widerspiegeln, was ein Marktversagen aufgrund von verzerrten Preisen verhindert: Besonders umweltschädliches Verhalten würde teurer, umweltschonendes Verhalten dagegen attraktiver. Wir veranschaulichen das Prinzip der externen Kosten und der Pigou-Steuer in Abbildung 1.⁶

Die Konsumentinnen müssen infolge der Pigou-Steuer höhere Preise zahlen, weil diese nun auch die externen Kosten beziehungsweise die Umweltschäden enthalten. Allerdings wird dieser Aufpreis durch die verringerten Umweltschäden und die Rückverteilung der Einnahmen überkompensiert. Insgesamt erhöht sich damit der gesamtgesellschaftliche Wohlstand (siehe Abbildung 2). Die Pigou-Steuer fördert damit nicht nur den Umweltschutz, sie erhöht auch Lebensqualität und Produktivität. Darüber hinaus hat sie einen weiteren Vorteil gegenüber ordnungspolitischen Maßnahmen: Sie generiert Einnahmen, mit denen andere Steuern gesenkt oder zusätzliche Ausgaben finanziert werden können. Insbesondere lassen sich damit auch Verteilungskonflikte abmildern, die durch die Steuerbelastung entstehen.

Der Zusammenhang zwischen Wohlstands- und Verteilungseffekten ist exemplarisch in Abbildung 2 dargestellt. Während sich der gesamte Wohlstand durch die Einführung einer Pigou-Steuer erhöht, hängt die Verteilungswirkung maßgeblich von der Verwendung der Steuereinnahmen ab. So kann die Einführung der Umweltsteuer ohne eine Rückverteilung der Einnahmen die Ungleichheit zunächst erhöhen, insbesondere wenn ärmere Haushalte einen hohen Anteil ihrer Ausgaben für umweltschädliche Konsumgüter aufwenden.⁷ Denn Umwelt-

steuern setzen nicht an der Leistungsfähigkeit der Konsumentinnen an, sondern an den Umweltschäden, die mit dem Konsum bestimmter Produkte verbunden sind. Wenn die Steuereinnahmen dem allgemeinen Staatshaushalt zugeführt werden, kann sich damit eine problematische Kostenverteilung ergeben.⁸ Wenn hingegen die Umweltsteuer von Beginn an so angelegt ist, dass ein Teil der Einnahmen für die Senkung anderer Steuern, für Ausgaben- und Förderprogramme oder für direkte Rückerstattungen verwendet wird, dann lassen sich verschiedene Verteilungswirkungen erreichen, die Unternehmen und insbesondere ärmere Haushalte entlasten.⁹

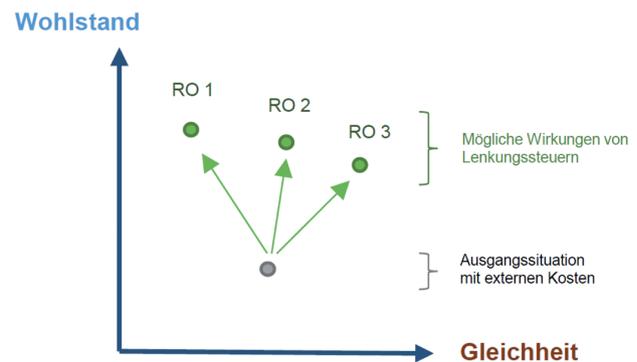


Abbildung 2: Wirkung von umweltbezogenen Lenkungssteuern auf (aggregierten) Wohlstand und Gleichheit (Verteilung von Einkommen und Wohlstand)

Anmerkung: Der (aggregierte) Wohlstand erhöht sich in allen Fällen, weil die Reduktion von Umweltschäden jeweils höher als die Kosten der Umweltsteuern ist. Die Verteilungswirkungen hängen von der Verwendung der Einnahmen ab. Als Rückerstattungsoptionen (RO) bieten sich unter anderem Steuersenkungen, Investitionsprogramme und Transfers an.

Quelle: Eigene Darstellung

⁶ Die Problematik der externen Kosten gilt analog auch für den Fall von positiven externen Effekten, wenn also eine Aktivität einen Nutzen für die Allgemeinheit schafft und daher entsprechend dem externen Nutzen subventioniert werden sollte. Dies ist beispielsweise im Bildungsbereich sowie bei Forschung und Innovation der Fall.

⁷ Kurzfristige Verteilungseffekte können sich stark von langfristigen unterscheiden. So kann eine CO₂-Bepreisung langfristig sogar progressiv sein, weil durch den Klimaschutz das Kapitaleinkommen stärker als das Arbeitseinkommen belastet wird und dadurch Arbeitnehmerinnen und Arbeitnehmer mit geringem und mittlerem Einkommen stärker profitieren (Beck et al. 2015). Auch belasten Lenkungssteuern auf Lebensmittel, Alkohol und Tabak wegen höherer Konsumanteile ärmere Haushalte zunächst überproportional (Bach et al. 2017). Längerfristig können diese Haushalte jedoch profitieren, weil die gesundheitlichen Vorteile eines geänderten Konsumverhaltens bei ihnen besonders hoch sind beziehungsweise der Einstieg in Abhängigkeiten vermieden wird. So können Tabaksteuern langfristig zu höheren Wohlfahrtsgewinnen bei ärmeren als bei reicheren Haushalten führen (Allcott et al. 2019 sowie Gruber und Köszegi 2004).

2.3 Ausgestaltung von Umweltsteuern

Ihr volles Potenzial zur Erhöhung der Wohlfahrt entfalten Umweltsteuern in der Praxis, wenn sie nach den folgenden Prinzipien ausgestaltet werden:

⁸ Letztlich verursacht die Zuführung der Steuern zum allgemeinen Haushalt vor allem eine Reduktion der Schuldenaufnahme; damit hat die Verwendung der Steuereinnahmen keine unmittelbare Verteilungswirkung.

⁹ Wirken sich Umwelt- und Klimaschäden nicht nur auf Produktionsprozesse, sondern auch direkt auf das Wohlergehen von Individuen aus, so hängen die aggregierten externen Kosten von der Einkommensverteilung ab. In diesem Fall hängt die optimale Höhe der Lenkungssteuer auch von der gewählten Rückerstattungsoption ab (Chichilnisky und Heal 1994).

1. **Sie sollten zielgenau auf umweltschädliches Verhalten – also auf die Verursachung externer Kosten – ausgerichtet sein.** Je genauer die Umweltsteuer an der Entstehung externer Kosten anknüpft, desto stärker ist ihre Lenkungswirkung. Wenn Umweltschäden, zum Beispiel die lokale Luftverschmutzung, von der Zeit oder dem Ort abhängen, so gilt es die Umweltsteuern entsprechend zu differenzieren, um die Schäden gezielt an jenen Orten beziehungsweise zu jenen Zeiten zu reduzieren, an denen sie besonders hoch sind (Baumol und Oates 1988, Knittel und Sandler 2018 sowie Tietenberg und Lewis 2018).
2. **Sie sollten möglichst alle Verschmutzungsaktivitäten umfassen und nach einem einheitlichen Prinzip konsequent bepreisen.** Wenn bestimmte Emissionen gar nicht oder mit gegenüber den jeweiligen Kosten zu geringen Sätzen besteuert werden, wirkt die Umweltsteuer nicht umfassend. Als Folge davon werden nicht alle kostengünstigen Vermeidungsoptionen ausgenutzt und die Wohlfahrtsgewinne aus der Umweltsteuer fallen kleiner aus als im Optimum (Metcalf und Weisbach 2009).
3. **Ihre Höhe sollte regelmäßig angepasst werden.** Weil externe Kosten von der Menge (und nicht vom Wert) der Umweltverschmutzung oder des Ressourcenverbrauchs abhängen, sollten Umweltsteuern als Mengensteuern und nicht als Wertsteuern ausgestaltet werden. Die Inflation macht einen im Zeitablauf konstanten nominellen Steuersatz im Fall von Mengensteuern jedoch zu einem sinkenden realen Steuersatz. Die Lenkungswirkung nimmt damit über die Zeit ab. Eine Indexbindung der Steuerhöhe an die Inflation beseitigt dieses Problem. Darüber hinaus können sich auch die externen Kosten beziehungsweise die Bewertung der Umweltschäden im Laufe der Zeit ändern, so dass die Steuersätze entsprechend angepasst werden müssen (Edenhofer et al. 2021b sowie Metcalf und Weisbach 2009).
4. **Ein Teil der Steuereinnahmen sollte zur Entlastung von Haushalten verwendet werden.** So lassen sich soziale Härten beziehungsweise Schieflagen vermeiden und die Akzeptanz kann erhöht werden (Klerner et al. 2018).¹⁰

¹⁰ Darüber hinaus kann ein Teil der Steuereinnahmen zur Entlastung von im Wettbewerb stehenden Unternehmen verwendet werden, um deren Abwanderung zu verhindern (Edenhofer et al. 2019, SVR 2019 und UNEP 2020). Dies gilt jedoch nur im Fall von grenzüberschreitenden Umweltproblemen, da eine Abwanderung bei lokalen Umweltproblemen in Gegenden mit geringeren externen Kosten sogar wirtschaftlich sinnvoll sein kann.

Ob die Umweltsteuer als echte Steuer oder als Umweltabgabe gestaltet wird, ist aus ökonomischer Sicht unerheblich. Ebenso kann eine indirekte Bepreisung von externen Kosten – beispielsweise durch ein Emissionshandelssystem – sehr ähnlich wie eine Umweltsteuer wirken (Edenhofer et al. 2019). Obwohl die genannten Bepreisungsformen unterschiedliche rechtliche Begriffe darstellen und damit auch unterschiedliche rechtliche Anforderungen erfüllen müssen, können sie eine gleichwertige Lenkungswirkung erzielen.

Wenn sich die Umweltsteuer nach den externen Kosten (Pigou-Steuer) richtet, so führt sie zu einer optimalen Verringerung umweltschädlicher Aktivitäten.¹¹ Wie bereits dargestellt, erhöht sich somit der gesellschaftliche Wohlstand, weil die vermiedenen Umweltschäden die Kosten des Umweltschutzes überwiegen. Allerdings bedarf es für diesen sogenannten Kosten-Nutzen-Ansatz einer ausreichend verlässlichen und umfassenden Quantifizierung der Umweltschäden. In vielen Bereichen – insbesondere im Zusammenhang mit dem Klimawandel – können wir bisher nur einen Teil der Umwelt- und Klimaschäden valide quantifizieren, beispielsweise die Verringerung der Produktivität, die größere Sterblichkeit und höhere Energieausgaben. Andere Klimafolgen, zum Beispiel das Artensterben, eine Häufung von Extremereignissen, das Überschreiten von Kippmomenten im Erdsystem oder die erhöhten Risiken gewaltsamer Konflikte, sind sowohl im Hinblick auf die Erfassung der Schäden als auch auf deren Quantifizierung mit erheblichen Unsicherheiten verbunden.

Aufgrund der erheblichen und schwer quantifizierbaren Risiken einer ungebremsen Erwärmung hat sich die internationale Gemeinschaft im Pariser Klimaabkommen auf eine Begrenzung der Erderwärmung auf weniger als 2 Grad Celsius verpflichtet. Dieses Vorsorgeprinzip lässt sich als eine Verallgemeinerung von Pigous Idee der Umweltsteuer auffassen, bei der die Aversion der Menschen gegenüber existenziellen Risiken berücksichtigt wird (Pigou 1920 und Edenhofer et al. 2021b). Doch auch im Fall von vorgegebenen Umwelt- oder Klimazielen stellen Umweltsteuern eine attraktive Politikmaßnahme dar, weil die Ziele zu den geringsten wirtschaftlichen Kosten erreicht werden können. Im sogenannten Kosteneffektivitäts-Ansatz orientiert sich die Steuer jedoch nicht an den externen Kosten; stattdessen wird sie so hoch gesetzt, dass sie ein Umwelt- beziehungsweise Klimaziel erreicht. Kosteneffektive Umweltsteuern sollten sich zudem ebenfalls an den

¹¹ Insbesondere führen Umweltsteuern im Allgemeinen nicht zu einer vollständigen Eliminierung der jeweiligen Umweltverschmutzung.

vier oben genannten Kriterien orientieren, damit die Umweltziele zu den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten erreicht werden. Ähnlich wie im Fall der Pigou-Steuer bieten sich auch hier regelbasierte Mechanismen an, die bei (voraussichtlicher) Verfehlung des Umweltziels den Steuersatz automatisch anpassen (Aldy 2017). Die Einnahmen aus der Steuer lassen sich zudem analog zur Pigou-Steuer ebenfalls für Kompensationsmaßnahmen nutzen, um die Kosten gerecht zu verteilen.

Die hier dargestellten vorteilhaften Kosten- und Wohlfahrtseffekte von Umweltsteuern können jedoch in der Praxis durch weiteres Marktversagen schrumpfen. Insbesondere kann Marktversagen die Lenkungswirkung von Umweltsteuern stark einschränken. Beispiele dafür sind geringe Anreize für Innovationen auf dem Gebiet ressourcensparender und sauberer Technologien (Innovations-Marktversagen), fehlende Informationen beziehungsweise eine unvollständige Berücksichtigung des Energieverbrauchs von Geräten und Fahrzeugen, ein unzureichendes Infrastrukturangebot (zum Beispiel Ladesäulen, Stromnetze und öffentlicher Personenverkehr), fehlende Anreize zur energetischen Sanierung aufgrund von Mietverhältnissen oder Kreditbegrenzungen. In solchen Situationen bedarf es daher weiterer Maßnahmen wie Förderprogramme, Steuern oder Regulierung, damit Umweltsteuern ihre volle Lenkungswirkung entfalten können (Benbear und Stavins 2007, Fischer und Newell 2008 sowie Goulder und Parry 2008).

Im Folgenden untersuchen wir einige Bereiche, in denen externe Effekte und damit auch Pigou-Steuern besonders relevant sein können. Dabei skizzieren wir erstens, welche Umwelt- und Gesundheitsprobleme hohe volkswirtschaftliche Schäden anrichten – wo also Lenkungssteuern einen beträchtlichen Wohlfahrtsgewinn versprechen (Abschnitt 3). Zweitens weisen wir auf mögliche Handlungsfelder und Einstiegspunkte für Reformen (Abschnitt 4) hin, die daran anknüpfen, dass die bestehenden Steuern und Abgaben mit Umweltbezug meist nicht anhand der vier oben genannten Kriterien ausgerichtet sind. Schließlich besprechen wir institutionelle Fragen der Umsetzung und Ausgestaltung.

3 Externe Kosten und mögliche Lenkungssteuern im Bereich Umwelt und Gesundheit

Grundlage für Lenkungssteuern sind die externen Kosten umwelt- und gesundheitsschädlicher Aktivitäten. Wir geben im Folgenden einige Beispiele für externe Kosten

in den Bereichen Umwelt und Gesundheit, da diese eng miteinander verknüpft sind: Umweltprobleme wie Luftverschmutzung verursachen oft gesundheitliche Schäden, und der Konsum von Fleisch ist mit negativen Folgen sowohl für die Umwelt als auch für die Gesundheit verbunden. Die hier angestellten Überlegungen lassen sich allerdings auch auf andere Bereiche übertragen, in denen externe Effekte eine wichtige Rolle spielen (zum Beispiel in der Finanzindustrie, in Bildung und Forschung oder im Bereich der Digitalisierung).¹²

Tabelle 1 erläutert beispielhaft eine Auswahl an Umwelt- und Gesundheitsbereichen, in denen externe Kosten anfallen. Es sind jeweils die wesentlichen Ursachen, Wirkungen und Möglichkeiten zur Bepreisung dargestellt. Bei der Auswahl der verschiedenen externen Kosten berücksichtigen wir begutachtete Artikel in qualitativ hochwertigen Fachzeitschriften sowie Kostenberechnungen in offiziellen Regierungsberichten. Die aufgezeigten Problemfelder sind eng mit politischen und gesellschaftlichen Zielen verbunden, wie sie in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie, den Sustainable Development Goals der Vereinten Nationen, dem Pariser Klimaabkommen und dem European Green Deal formuliert sind.

Zur Berechnung der gesellschaftlichen Kosten in Deutschland verwenden wir teilweise, aufgrund der Studienlage, die Durchschnittskosten der jeweiligen Externalität (zum Beispiel eines Kilogramm Fleischkonsums oder einer Tonne Stickstoff). Wie bereits dargestellt, ist diese Vorgehensweise nur dann exakt, wenn ein linearer Zusammenhang zwischen der Emission beziehungsweise Aktivität und dem verursachten Schadensumfang besteht. Die betrachteten Durchschnittskosten vernachlässigen zudem die räumliche Variabilität von externen Kosten: So ist beispielsweise eine zusätzliche Tonne Stickstoffeintrag in bereits stark belasteten Regionen mit höheren Kosten verbunden als in weniger stark belasteten Gegenden (SRU 2015). Ähnliches gilt für die Luftverschmutzung oder die Übernutzung von Infrastruktur, wo neben der räumlichen auch noch eine zeitliche Komponente hinzukommt (Knittel und Sandler 2018).

¹² Lockwood, Nathanson und Weyl (2017) untersuchen die externen Kosten beziehungsweise den externen Nutzen bestimmter Berufsgruppen (wie Finanzinvestoren, Rechtsanwälte, Lehrkräfte und Forschende) für die Vereinigten Staaten und leiten daraus Einkommensteuern und -subventionen ab, in denen die jeweiligen externen Effekte berücksichtigt sind.

Tabelle 1: Überblick über eine Auswahl externer Effekte, deren Auswirkungen sowie mögliche Lenkungssteuern und -abgaben

Problemereich	Ursache	Auswirkungen und Schäden (externe Effekte)	Mögliche Steuern beziehungsweise Preisinstrumente
Antibiotikaeinsatz	Antibiotika werden zur Infektionsbehandlung eingesetzt. In der Tiermast haben sie leistungssteigernde Wirkung.	Die Verwendung von Antibiotika trägt zur Entwicklung von Antibiotika-Resistenzen bei, die nicht nur andere Tierbestände, sondern insbesondere Mensch betreffen. Infektionen mit resistenten Bakterien sind dann nicht mehr durch bereits vorhandene Antibiotika behandelbar.	– Steuer auf Antibiotikaverwendung, insbesondere in der Tiermast
Flächenverbrauch	Verkehrsinfrastruktur, Siedlungs-, Gewerbe-, Erholungs- und Agrarflächen.	Verringerung und Fragmentierung der Lebensräume von Tieren und Pflanzen; Anstauung/Umlenkung von Wasserabflüssen und Bodenerosion durch Versiegelung; Verringerung von Erholungsflächen.	– Bodensteuern Pragmatischer Einstieg: – Bodenumwandlungssteuer – Flächenzertifikatehandel (UBA 2019)
Gesundheitsschädlicher Konsum	Übermäßiger Konsum bestimmter Genuss- und Lebensmittel (zum Beispiel Alkohol, Tabak, Zucker, Fleisch, Fette) wirkt sich negativ auf die Gesundheit aus.	Die anfallenden Behandlungskosten und Produktivitätsausfälle werden über die Sozialversicherungen und das Steuersystem sozialisiert.	– Erhöhung und Anpassung von Alkohol- und Tabaksteuern an Gesundheitskosten – Einführung von Steuern auf Zucker, (verarbeitetes) Fleisch und Fette anhand der Gesundheitskosten Pragmatischer Einstieg: – Zuckersteuer auf gesüßte Produkte (gesüßte Getränke, Fast Food, verarbeitete Lebensmittel und Fertiggerichte)
Gewässereutrophierung durch Stickstoff- und Phosphoreintrag	Verwendung von Kunstdünger (bei Stickstoff auch bei der Ausbringung von Gülle beziehungsweise Wirtschaftsdünger) in der Landwirtschaft; Abwasser aus Kläranlagen.	Der Eintrag ins Grundwasser muss wegen gesundheitlicher Gefährdung durch Beimischung von unbelastetem Trinkwasser ausgeglichen werden. In Oberflächengewässern führen Stickstoff und Phosphor zur Nährstoffanreicherung (Eutrophierung), Zerstörung von Ökosystemen und Rückgang der Artenvielfalt; in großen Gewässern (zum Beispiel der Ostsee) kommt es zu Algenblüten und Fischsterben durch Sauerstoffmangel.	– Stickstoffüberschussabgabe – Phosphorüberschussabgabe
Klimawandel	Treibhausgasemissionen (THG) sind Nebenprodukt aus der Verbrennung fossiler Energieträger oder der Landnutzung sowie landwirtschaftlichen und industriellen Prozesse, die unter anderem CO ₂ , Methan und Lachgas freisetzen.	Globale Erwärmung (um bis zu 5 Grad Celsius bis 2100 relativ zur Temperatur vor der Industrialisierung), Meeresspiegelanstieg (um bis zu 100 cm bis 2100), Versauerung der Ozeane, Reduktion der landwirtschaftlichen Erträge, Verknappung von Wasser und Land, vermehrtes Artensterben, Ausbreitung von (Infektions-)Krankheiten, extreme Wetterereignisse, wirtschaftliche Schäden und Produktionseinbußen (IPCC 2014).	– Einführung beziehungsweise Anhebung der Mindestpreise im EU-ETS und im nEHS – Einführung umfassender CO ₂ -Bepreisung beziehungsweise THG-Bepreisung in der Landwirtschaft

Tabelle 1: (fortgesetzt)

Problembereich	Ursache	Auswirkungen und Schäden (externe Effekte)	Mögliche Steuern beziehungsweise Preisinstrumente
Lokale Luftverschmutzung	Energiewirtschaft, industrielle und landwirtschaftliche Produktion sowie Verkehr emittieren Feinstaub oder dessen Vorläufersubstanzen; Stickoxide und flüchtige organische Verbindungen verursachen bodennahes Ozon.	Feinstaub und bodennahes Ozon verursachen Erkrankungen der Atemwege, des Herz-Kreislauf- und des Nervensystems; das führt zu vorzeitigen Todesfällen, Produktivitätsverlusten und Kosten für das Gesundheitssystem.	<ul style="list-style-type: none"> – Regional und zeitlich differenzierte Mautgebühren, abhängig von Schadstoffklasse des Fahrzeugs – Abgaben für Feinstaub, Schwefeldioxid, organische chemische Verbindungen etc., die in der Energiewirtschaft und Industrie entstehen, differenziert nach Schadstofftyp, Siedlungsdichte, Hintergrundbelastung <p>Pragmatischer Einstieg:</p> <ul style="list-style-type: none"> – City-Maut gegen die Belastung von Städten
Nutzung der Verkehrsinfrastruktur	Kosten der Bereitstellung und Wartung von Verkehrsinfrastruktur; Nutzung geht mit Staus, Unfällen und Lärmbelastung einher.	Staus verursachen Zeitkosten und Produktivitätsverluste; Verkehrslärm verursacht Kosten für das Gesundheitssystem und Produktivitätsverluste; Unfälle verursachen menschliches Leid, medizinische Kosten, Behandlungskosten, Arbeitsausfälle, Staus und Verwaltungskosten, die nur teilweise von Versicherungen abgedeckt werden.	<ul style="list-style-type: none"> – Differenzierte Mautsysteme <p>Pragmatischer Einstieg:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ausweitung der LKW-Maut für Fernstraßen auf alle Kraftfahrzeuge – City-Maut gegen die Verstopfung von Städten
Pestizideinsatz	Pestizide töten unerwünschte Pflanzen, Pilze und Tiere ab.	Die Verwendung von Pestiziden ist auch für Nicht-Zielorganismen schädlich. Dadurch reduzieren sie die Biodiversität. Pestizide können zudem auch für den Menschen gesundheitsschädlich sein.	<ul style="list-style-type: none"> – Einführung von Steuern auf Pestizideinsatz
Plastikmüll	Plastik ist in vielen Gütern verarbeitet (zum Beispiel in Verpackungen und Bekleidung, aber auch in produzierenden Maschinen oder als Form von Mikroplastik in Kosmetika).	Aufgrund der langen Abbauphase reichert sich Plastik in den Meeren, aber auch in Böden und über die Nahrungsketten auch in Tieren und im menschlichen Körper an. Folgen sind: Rückgang der Biodiversität, Schäden in Fischerei und Tourismusbranche, Gesundheitskosten.	<ul style="list-style-type: none"> – Pfandsysteme – Plastiksteuern (abhängig von Abbaugeschwindigkeit des Plastikproduktes)

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Die Pigou-Steuer entspricht den gegebenenfalls räumlich und zeitlich differenzierten Grenzkosten im sozialen Optimum. So spiegelt sie die externen Kosten einer zusätzlichen Verschmutzung an jedem Ort und zu jeder Zeit wider und ermöglicht damit optimale Verhaltensanpassungen. Weil eine derartige Ausdifferenzierung in der Praxis aufgrund der Informationsanforderungen sehr schwierig sein könnte, sind in einigen Fällen pragmatische Vereinfachungen in Form von Lenkungssteuern sinnvoll, die sich an Gesamtkosten orientieren und einfache Differenzierungen enthalten (zum Beispiel eine City-Maut zur Drosselung der Luftverschmutzung).

Abbildung 3 zeigt die externen Kosten aus den in Tabelle 1 dargestellten Bereichen (Kategorien) und stellt diese den bereits existierenden Einnahmen aus Lenkungs- und Verbrauchsteuern sowie Abgaben gegenüber. Insgesamt beläuft sich die Summe der externen Kosten aus allen Bereichen in Deutschland auf einen Betrag zwischen 455 und 671 Milliarden Euro im Jahr und damit auf eine Größenordnung von 13 bis 19 Prozent des Bruttoinlandsprodukts.

Die Nummern in der Abbildung beziehen sich dabei auf die jeweiligen Studien und Daten, die wir als Grundlage für unsere Schätzungen verwendet haben. Diese sind in Tabelle 2 detailliert aufgeschlüsselt. Die genutzt-

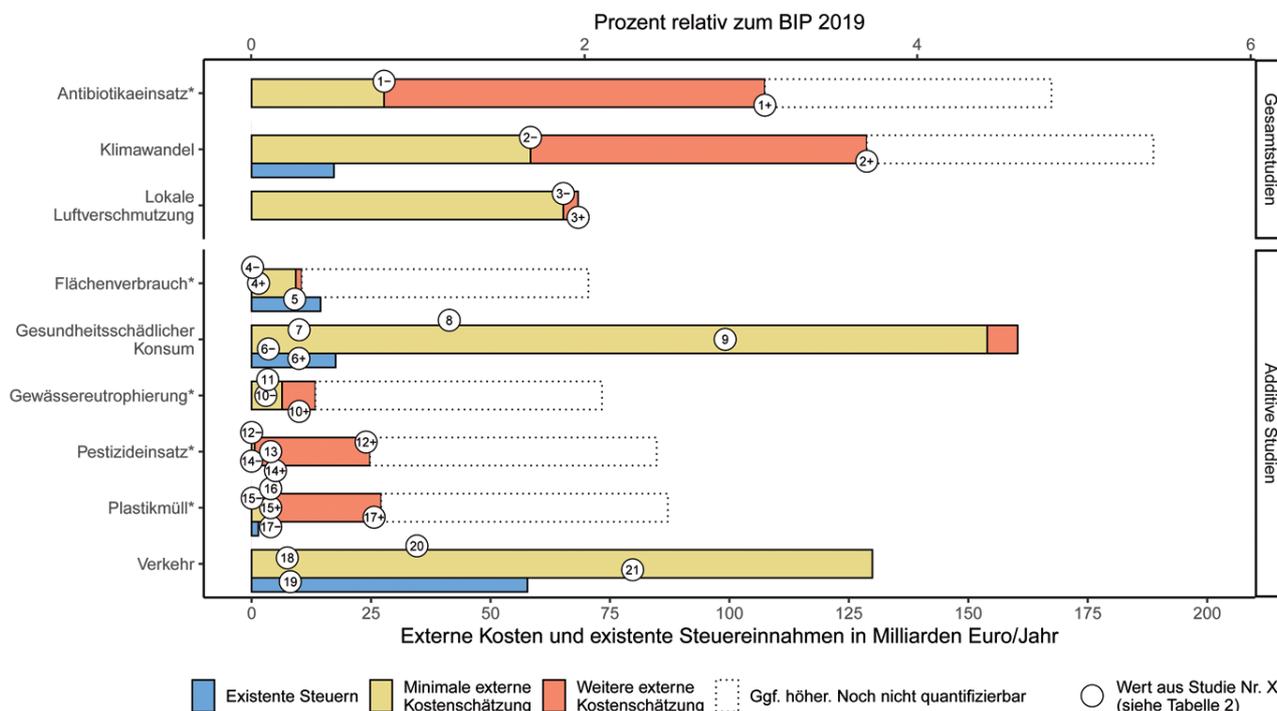


Abbildung 3: Geschätzte externe Kosten

Anmerkungen: Die Balken zeigen die Höhe der minimal und maximal geschätzten externen Kosten (gelb und rot), basierend auf verschiedenen Primärstudien (umkreiste Nummern) im Vergleich zu Einnahmen aus bestehenden Steuern und Abgaben (blau). Vergleiche Tabelle 2 für detaillierte Werte. Die Schadenskategorien sind in zwei Blöcke aufgeteilt. Der obere Block „Gesamtstudien“ bezieht sich auf Kategorien, in denen die verwendeten Einzelstudien den Gesamtschaden durch die jeweilige Externalität schätzen. Der untere Block „Additive Studien“ umfasst Kategorien, in denen individuelle Studien nur Teilschäden der Externalität beziffern, sodass der Gesamtschaden über eine Addition ermittelt wird. Beispiel: Die Gesamtkosten gesundheitsschädlichen Konsums setzen sich aus den Studien 6, 7, 8 und 9 zusammen, wobei „6-/+“ die minimale/maximale Abschätzung der gleichen Unterkategorie (Zucker) darstellen. Tabelle 2 bietet eine Übersicht zu den für jede Kategorie berücksichtigten Teilschäden. Die externen Kosten beziehen sich auf Gesamtschäden, die durch Emissionen und wirtschaftliche Aktivitäten in Deutschland verursacht werden. Das schließt auch Schäden ein, die in anderen Ländern entstehen. Die externen Kosten des Einsatzes von Antibiotika umfassen sowohl die Tiermast als auch den Einsatz am Menschen, da die Datenlage keine klare Differenzierung zulässt. Ein mit Stern (*) markierter Problembereich (zum Beispiel Antibiotikaeinsatz*) weist auf hohe Unsicherheit aufgrund methodischer Schwierigkeiten oder einer geringen Studienanzahl hin. In einigen Bereichen könnten noch deutlich höhere Kosten ermittelt werden, wenn weitere Schadenswirkungen quantifiziert werden (weißer Balken mit gestrichelter Kontur).

Quelle: Eigene Darstellung

ten Primärquellen sind zu einem gewissen Maß in mehreren Dimensionen heterogen: Erstens sind in einigen Studien aggregierte Kosten berechnet, während in anderen die Kosten pro emittierte oder verwendete Einheit angegeben werden. Zweitens handelt es sich – sofern die Kosten pro Einheit angegeben werden – in der Regel um Durchschnittskosten, in seltenen Fällen aber um Grenzkosten. Ein weiterer Unterschied liegt drittens im regionalen Bezug der einzelnen Publikationen: Einige Studien weisen Kostensätze für bestimmte Weltregionen aus, andere geben sie explizit für Deutschland an. Wenn in den genutzten Quellen keine Angaben zu den aggregierten Kosten in Deutschland vorlagen, haben wir diese durch Multiplikation der ausgewiesenen Kosten pro Einheit mit den für Deutschland relevanten Mengen ermittelt. Angesichts der Heterogenität und der vorhandenen Unsicherheiten bei den genutzten Quantifizierungen (im Detail

erläutert im Appendix) sind die in Abbildung 3 und Tabelle 2 angegebenen externen Kosten als Richtwerte zu verstehen.¹³ Die größten Kostenblöcke fallen in den Bereichen Klima, Verkehr und Gesundheit an. Allerdings gibt es in einigen Bereichen bisher nur partielle, aber keine umfassenden Abschätzungen zu den externen Kosten (zum Beispiel im Zusammenhang mit dem Pestizideinsatz oder dem Plastikeintrag in die Umwelt). In diesen Bereichen ist tendenziell von noch höheren Kosten auszugehen.

¹³ Im Anhang geben wir für alle neun Problembereiche einen strukturierten Überblick, beschreiben kurz die jeweiligen Auswirkungen und Schäden und erläutern dann detailliert die Grundlagen und Verfahren der von uns vorgenommenen Quantifizierungen. Die Berechnungen, Daten und Quellen stehen zudem in einem Online-Appendix zum Download bereit (Roolfs et al. 2021b).

Tabelle 2: Detaillierte Auflistung der in Abbildung 3 verwendeten Primärstudien

Kategorie	Unterkategorie	Quelle	Euro Milliarden	Nummer in Abb. 3	
Antibiotikaeinsatz		Jonas et al. 2017	27,72	1-	Gesamtstudien
		Jonas et al. 2017	107,42	1+	
Klimawandel		NASEM 2017; UBA 2021	58,37	2-	
		Kalkuhl und Wenz 2020; M: UBA 2021c	128,76	2+	
Lokale Luftverschmutzung		UBA 2020 b; M: UBA 2021b	65,24	3-	
		UBA 2020 b; M: UBA 2021 b; EC 2019a	68,33	3+	
Flächenverbrauch	Grünlandumbruch	Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2016; Destatis 2020	0,21	4-	
	Grünlandumbruch	Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2016; Destatis 2020	1,46	4+	
	Verkehr	EC 2019	9,02	5	
Gesundheit	Zucker	Allcott et al. 2019; M: BMEL 2021	3,51	6-	
	Zucker	Meier et al. 2015	9,90	6+	
	Fleisch	Springmann et al. 2018	9,95	7	
	Alkohol	Effertz et al. 2017	41,37	8	
	Tabak	Effertz 2019	99,12	9	
Gewässereutrophierung	Stickstoff	Van Grinsven et al. 2013; M: UBA 2021a	2,98	10-	Additive Studien
	Stickstoff	UBA 2020 b; M: UBA 2021a	9,95	10+	
	Phosphor	UBA 2020 b; M: UBA 2021a	3,38	11	
Pestizideinsatz	Biodiversität	Leach und Mumford 2008	0,01	12-	
	Biodiversität	BCG 2019	23,95	12+	
	Gesundheit	Leach und Mumford 2008	0,03	13	
	Monitoring	UBA 2017	0,60	14-	
	Monitoring	UBA 2017	0,80	14+	
Plastikmüll	Marines Plastik Inland	Beaumont et al. 2019; M: Jambeck et al. 2015	0,12	15-	
	Marines Plastik Inland	Beaumont et al. 2019; M: Jambeck et al. 2015	1,20	15+	
	Littering	VKU 2019	0,28	16	
	Marines Plastik Export	Beaumont et al. 2019; M: Plastikatlas 2019	2,56	17-	
	Marines Plastik Export	Beaumont et al. 2019; M: Plastikatlas 2019	25,64	17+	
Verkehr	Lärm	EC 2019a	7,47	18	
	Stau	EC 2019a	8,10	19	
	Infrastruktur	EC 2019b	34,60	20	
	Unfälle	EC 2019a	79,75	21	
Existente Steuer	Alkoholsteuern	Destatis 2021	3,14	-	
	Tabaksteuer	Destatis 2021	14,26	-	
	EU-ETS	DEHSt 2019	3,16	-	
	Stromsteuer	Destatis 2021	6,69	-	
	KFZ-Steuer	Destatis 2021	9,37	-	
	Energiesteuer	Destatis 2021	40,68	-	
	LKW-Maut	BMF 2021	7,47	-	
	EU-Plastiksteuer	Bundestag 2020a	1,40	-	
Nationale CO ₂ -Steuer	BMF 2021	7,40	-		

Anmerkungen: Die Spalte „Quelle“ gibt die zugrundeliegende Referenz an, mithilfe derer die jeweiligen externen Kosten ermittelt wurden. Wenn nicht in der Studie selbst berechnet, haben wir die Kosten aus der Studie mittels der Mengen der Verbrauchs-, Produktions- oder Emissionsdaten auf Deutschland übertragen (gekennzeichnet mit „M:“). Ein Minus oder Plus (-/+) hinter der Nummer (zum Beispiel „1-“ oder „1+“) bedeutet, dass dies die minimale oder die weitere, höhere Kostenschätzung ist. Weitere Studien und Details zur Berechnung sind im Anhang dokumentiert. Die Datenbasis und die Berechnung der externen Kosten sind zudem online verfügbar unter <http://doi.org/10.5281/zenodo.4730277>, vgl. Roolfs et al. 2021b.

Quelle: Eigene Zusammenstellung

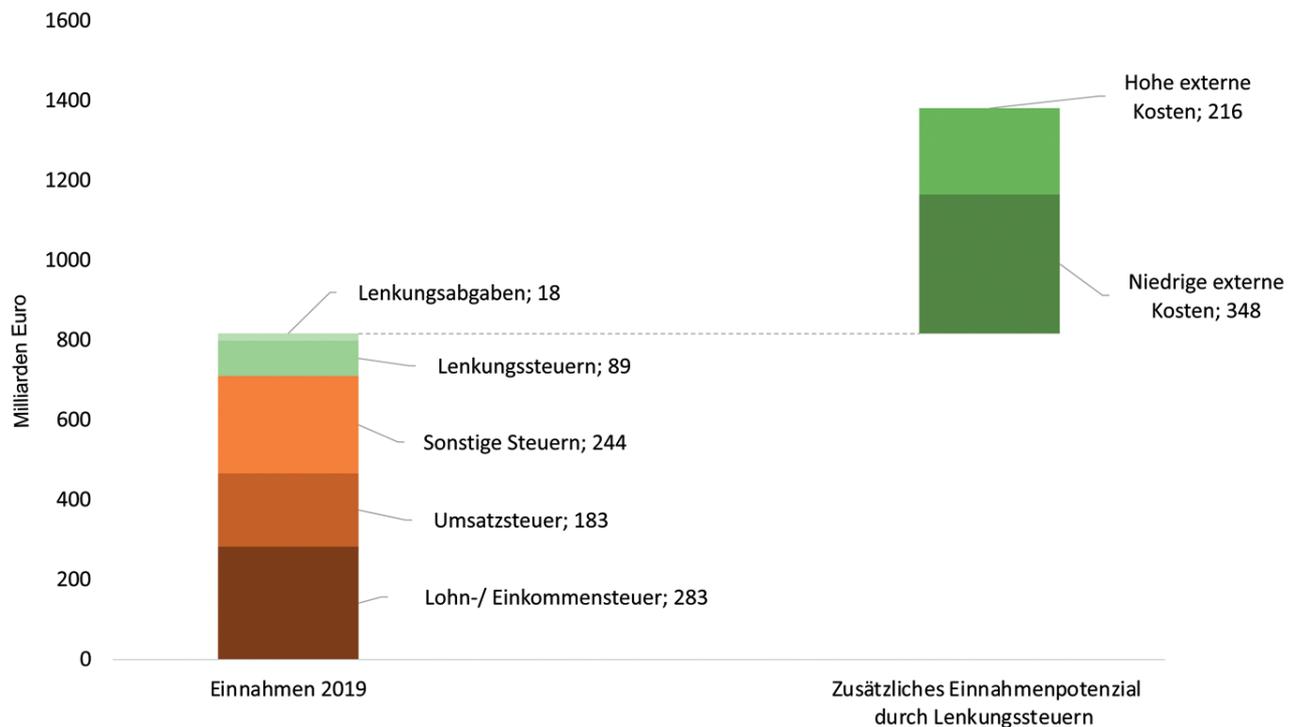


Abbildung 4: Einnahmen in Milliarden Euro

Anmerkung: Zusammensetzung derzeitiger Gesamteinnahmen aus Lenkungssteuern und -abgaben (LKW-Maut, CO₂-Bepreisung im EU-ETS und nEHS) sowie mögliches Potenzial zusätzlicher Einnahmen durch vollständige Bepreisung externer Kosten basierend auf Abbildung 3. Der Fall „niedrige externe Kosten“ (dunkelgrüner Balken) entspricht der Differenz zwischen bereits bestehenden Steuern beziehungsweise Abgaben und der Summe der minimal geschätzten externen Kosten aus Abbildung 3. Der hellgrüne Balken stellt Mehreinnahmen durch die Summierung der weiteren, höheren Kostenschätzung aus Abbildung 3 dar. Einnahmen des nEHS sind prognostizierte Werte für 2021.

Quelle: Eigene Darstellung

Die gegenwärtigen Gesamteinnahmen durch CO₂-Bepreisung, LKW-Maut, Energiesteuern und sonstige Verbrauchssteuern in Deutschland betragen demgegenüber 107 Milliarden Euro und decken damit weniger als ein Viertel der externen Kosten. Lenkungssteuern und -abgaben belaufen sich derzeit auf etwa 13 Prozent der gesamten Einnahmen von Bund, Ländern und Gemeinden. Eine konsequente Bepreisung externer Kosten anhand aktueller Durchschnittskosten würde unter Vernachlässigung der Lenkungswirkung kurzfristig 348 bis 564 Milliarden Euro an Mehreinnahmen mobilisieren. Dies entspricht zwischen 44 und 71 Prozent der gesamten Steuereinnahmen und übersteigt die gesamten Einnahmen aus Lohnsteuern und veranlagter Einkommensteuer (siehe Abbildung 4). Allerdings ist mittelfristig von sinkenden Einnahmen auszugehen, weil sich die Steuerbasis (das Ausmaß der Umweltverschmutzung und anderer Externalitäten) infolge der Lenkungswirkung verringert.

Während in einigen Bereichen überhaupt keine Lenkungssteuern vorhanden sind (Luftverschmutzung, Überdüngung/Stickstoff), sind in anderen Bereichen die bestehenden Steuern nicht sehr zielgenau (wie zum Beispiel die

Stromsteuer). Eine gezielte Ausrichtung von Umwelts-teuern an den tatsächlichen umweltrelevanten Emissionen oder Aktivitäten würde die Lenkungswirkung verstärken.

4 Prioritäre Handlungsfelder für die Energiewende

Im Kontext der Energiewende ergeben sich vier konkrete Handlungsfelder, in denen die Einführung oder Anpassung von Steuern und Abgaben nach dem Prinzip der externen Kosten besonders relevant ist. Diese werden im Folgenden dargestellt.

4.1 CO₂-Preise an externen Kosten ausrichten

Basierend auf den wirtschaftlichen Schäden bisheriger Temperaturschwankungen quantifizieren Kalkuhl und

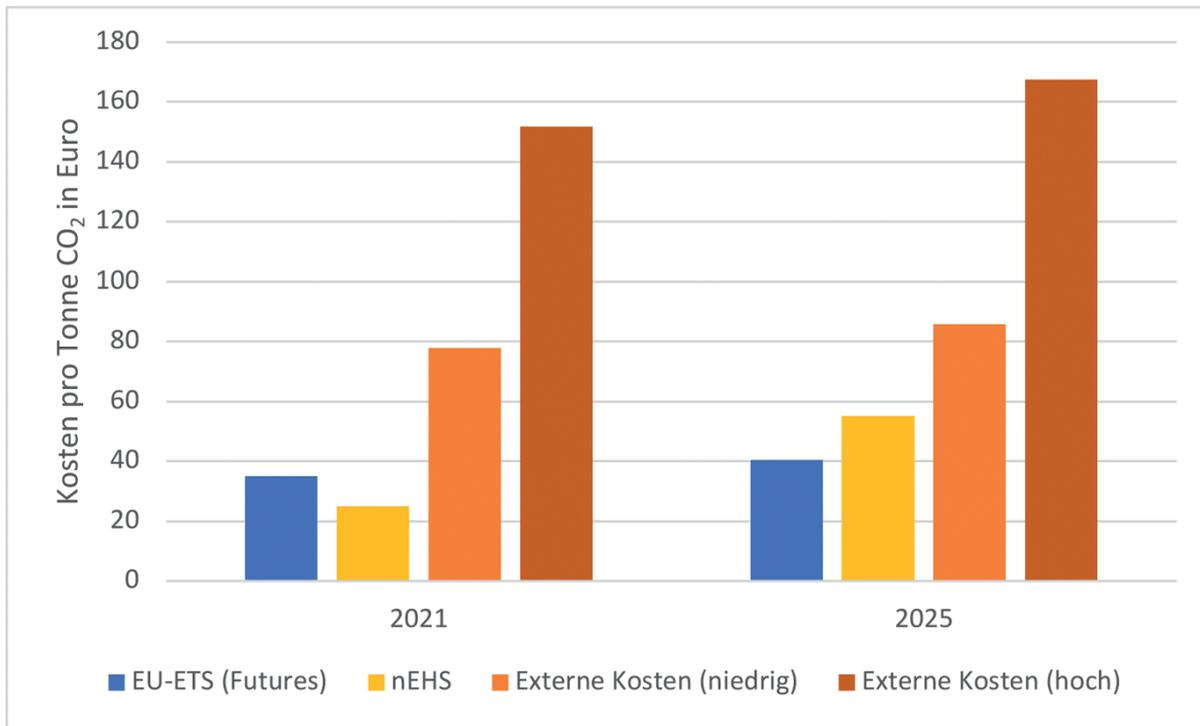


Abbildung 5: Kosten pro Tonne CO₂ in Euro

Anmerkungen: Aktuelle beziehungsweise erwartete CO₂-Preise und exemplarisch externe Kosten einer Tonne CO₂.

Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Kalkuhl und Wenz 2020. Die Preise im EU-ETS für 2025 sind den entsprechenden Termingeschäften (Future contracts) entnommen (Stand: Mitte März 2022). Der Preis im EU-ETS für 2021 entspricht dem Durchschnittspreis für das Jahr 2021

Wenz (2020) die externen Kosten einer Tonne CO₂ für das Jahr 2020 mit 80 bis 150 Euro. Obwohl diese Zahl nur einen Teil der Klimaschäden abbildet,¹⁴ ist sie mitunter deutlich höher als die aktuellen Preise im europäischen (EU-ETS) und im nationalen Emissionshandelssystem (nEHS) (siehe Abbildung 5). Um diese Diskrepanz zu verringern, könnte man die Menge der Zertifikate im EU-ETS reduzieren sowie zur Absicherung entsprechende Mindestpreise einführen. Der Zertifikatspreis würde so die externen Kosten des Klimawandels stärker widerspiegeln. Darüber hinaus könnten der anfänglich im nEHS festgelegte nationale CO₂-Preis und später der Mindestpreis-Pfad erhöht oder die bestehenden fossilen Energiesteuern entsprechend angehoben werden. Dabei sollte sich auch die Verschärfung der europäischen Minderungsziele im Rahmen des EU Green Deals in einer weiteren Verknappung von Zertifikaten und damit steigenden CO₂-Preisen niederschlagen. Wenn das nEHS durch ein neu zu schaffendes, zweites europäisches Emissionshandelssystem für den Wärme- und Verkehrssektor abgelöst würde (EC 2021 sowie

Edenhofer et al. 2021c), könnten sich auch hier Zertifikatsmenge und Mindestpreise an den externen Kosten orientieren. Zudem können Importgüter, die keinem CO₂-Preis unterliegen, mittels eines CO₂-Grenzsteuerausgleichs (Klimazoll) an den externen Kosten ausgerichtet werden (Fahl et al. 2021). Auch kann man die Höhe von nationalen CO₂-Preisen und Importzöllen strategisch vom Pigou-Prinzip (Grenzscha den) lösen, um die internationale Koordination zu erhöhen und ein Trittbrettfahrerverhalten zu reduzieren (siehe Cramton et al. 2017 sowie Schmidt und Ockenfels 2021).

4.2 Bepreisung von Treibhausgasen und externen Effekten in der Landwirtschaft und im Landnutzungssektor

Eine umfassende CO₂-Bepreisung müsste die Summe aus positiven wie negativen Emissionen abdecken, das heißt sowohl in die Atmosphäre abgegebene als auch aus der Atmosphäre entnommene und dauerhaft gebundene Emissionen. Diese so genannten Bruttoemissionen aus Landwirtschaft und Landnutzung machen in Deutschland ein Fünftel der gesamten Treibhausgasemissionen aus (siehe auch Abbildung 6). Die Bruttoemissionsflüsse in der Land-

¹⁴ Vernachlässigte Schäden sind beispielsweise Schäden durch Meeresspiegelanstieg, Extremwetterereignisse, Verlust von Biodiversität oder Gesundheits- und Mortalitätsfolgen, die aufgrund methodischer Aspekte in der Schadensberechnung nicht erfasst werden konnten.

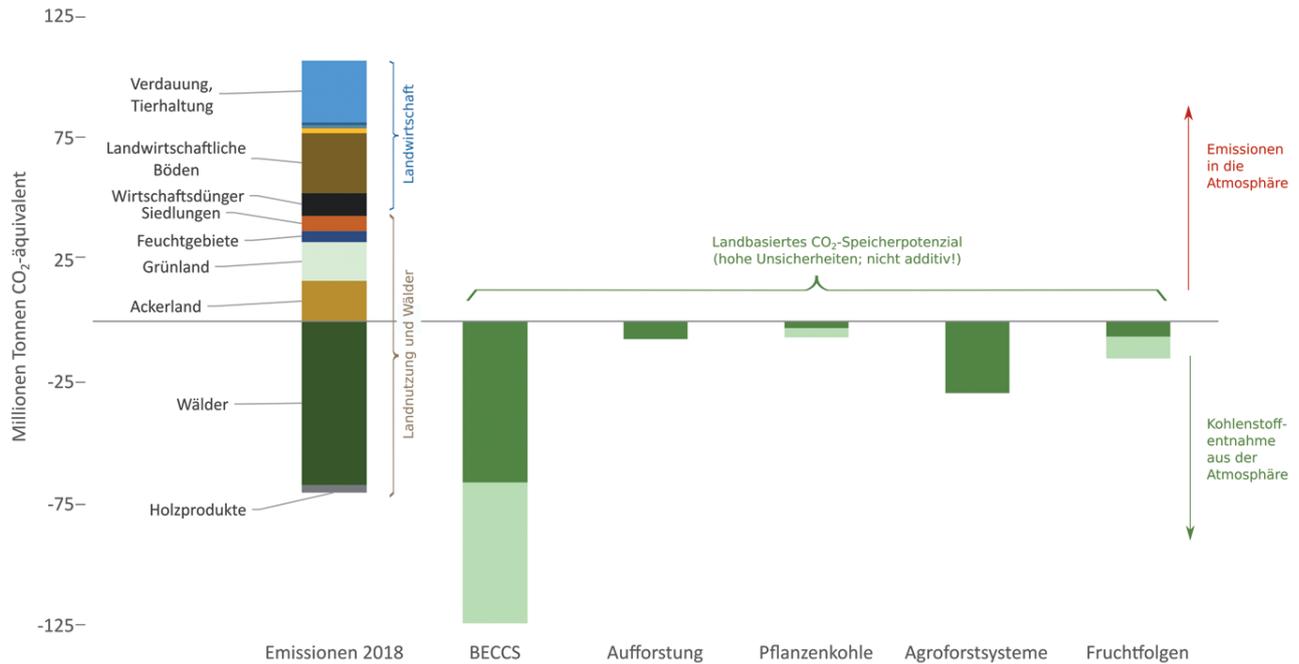


Abbildung 6: Emissionen in Millionen Tonnen CO₂-äquivalent

Anmerkung: Treibhausgasemissionen und Potenziale zur CO₂-Entnahme (grüne Balken) in Megatonnen CO₂ pro Jahr in Deutschland. Das englische Akronym BECCS steht für Bioenergie mit Kohlenstoffabscheidung und -speicherung.

Quelle: Eigene Darstellung basierend auf UBA 2022a, 2022b (Emissionen 2018) sowie Edenhofer et al. 2021a (CO₂-Speicherpotenzial)

wirtschaft und der Landnutzung in Deutschland addieren sich auf ein Fünftel der gesamten deutschen Treibhausgasemissionen (siehe auch Abbildung 6). Dieser Anteil wird weiter steigen, weil infolge fehlender effektiver Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft hier mit geringen Rückgängen der Emissionen im Vergleich zu anderen Sektoren zu rechnen ist (UBA 2020a).

Viele landwirtschaftliche Umweltprobleme sind mit dem Klimaproblem verknüpft (siehe Tabelle 1) und könnten durch eine angemessene Bepreisung bekämpft werden. Eine konsequente Bepreisung von Treibhausgasemissionen verteuerte zum Beispiel Milch und Fleischprodukte und führte damit zu einem Produktionsrückgang besonders klimaschädlicher Produkte (Isermeyer et al. 2019). Gleichzeitig würde eine THG-Bepreisung in der Landwirtschaft auch den Stickstoffeintrag durch Futtermittelanbau und Tierhaltung beeinflussen, der infolge der Nachfrage-reduktion sank. Allerdings könnte er aufgrund von Substitutionseffekten wie einem vermehrten Schweinefleischkonsum (wegen der besseren CO₂-Bilanz gegenüber Rindfleisch) auch zunehmen. Weitere Umweltprobleme in der Landwirtschaft entstehen durch Pestizid- und Antibiotikaeinsatz und Flächenverbrauch. Eine konsequent an externen Effekten ausgerichtete Bepreisung würde dagegen „systemische“ Anreize setzen und positive wie negative Wechselwirkungen einbeziehen.

Die Auswahl der Mittel für eine konsequente Bepreisung der Emission von Treibhausgasen wie auch anderer Verursacher externer Effekte darf sich jedoch nicht nur auf Steuern und Abgaben beschränken, sondern sie sollte zusätzlich umweltförderliche Prozesse (positive externe Effekte) nach dem gleichen Maßstab fördern. Dies betrifft zum Beispiel die CO₂-Entnahme aus der Atmosphäre durch Waldnutzung und Aufforstung. In Zukunft könnten aufgrund des hohen Bedarfs an Kohlenstoffentnahme aus der Atmosphäre zur Erreichung von Klimaneutralität auch Verfahren zum Bodenkohlenstoffaufbau (Agroforstsysteme, Fruchtfolgen) und zur Abscheidung von CO₂ aus Bioenergie (BECCS) großflächig zum Einsatz kommen. Die hohe Nachfrage nach Bioenergie führt jedoch zu einem erheblichen Flächenverbrauch (von bis zu 25 Prozent der Agrarfläche Deutschlands, siehe Edenhofer et al. 2021a) und könnte auch Biodiversität sowie Nährstoff- und Pestizideinträge beeinflussen. Alle diese Effekte können und müssen mit zusätzlichen Instrumenten oder einer an den externen Kosten ausgerichteten Bepreisung berücksichtigt werden. Auf diese Weise würde kein Ziel auf Kosten eines anderen verfolgt und gleichzeitig ließe sich eine optimale Aufteilung der Kosten erreichen.

In der Landwirtschaft ist die Messung und Verifizierung von abgegebenen oder entnommenen Emissionen derzeit noch eine große Herausforderung. So muss bei der CO₂-Entnahme auch die Permanenz richtig erfasst und

berücksichtigt werden. Hier gibt es bereits einige Ansätze (Stoffstrombilanzen, Kohlenstoffbilanzen, Bodenkohlenstoffkataster – siehe Isermeyer et al. 2019), über die eine Bepreisung eingeführt werden kann. Allerdings fallen für die bestehenden Messmethoden oft auch signifikante Kosten an, die gegebenenfalls erst mithilfe neuartiger Mess- und Berechnungsverfahren (zum Beispiel durch satelliten-gestützte Fernerkundung oder mit einer forcierten Digitalisierung der Landwirtschaft) deutlich gesenkt werden können. Ein pragmatischer erster Schritt in eine umfassende THG-Bepreisung könnte deshalb die Besteuerung von Endprodukten anhand pauschalierter Umweltwirkungen sein (Isermeyer et al. 2019), auch wenn sich hierbei die Lenkungswirkung zunächst vor allem auf den Konsum bestimmter Produkte beschränken würde und noch nicht auf die Produktionsprozesse selbst Einfluss nähme.

4.3 Sektorenkopplung und Strompreise

Haushaltskunden in Deutschland zahlen für Abgaben und Steuern auf Strom etwa doppelt so viel wie im europäischen Durchschnitt (Eurostat 2021). Dies liegt insbesondere an Stromsteuer, Netzentgelten sowie der EEG-Umlage. Stromsteuer und EEG-Umlage sind hauptsächlich umwelt- und klimapolitisch motiviert: Die EEG-Umlage sollte Innovationen und Marktreife der erneuerbaren Energien befördern; Stromsteuer und EEG-Umlage geben wiederum durch höhere Preise auch Anreize für eine Reduktion des Stromverbrauchs. Allerdings stellt der Stromverbrauch an sich noch kein Umweltproblem dar. Mit der Stromproduktion verbundene Umweltwirkungen wie CO₂-Emissionen, Luftverschmutzung oder Flächenverbrauch würden jedoch durch zielgenaue Preisinstrumente wesentlich besser und vor allem kostengünstiger vermieden.

In einem zunehmend dekarbonisierten Stromsektor stellen die hohen Steuern und Abgaben jedoch ein Hindernis für die Energiewende dar. Denn die Dekarbonisierung der Stromversorgung ist deutlich rascher und günstiger in die Praxis umsetzbar als der Einsatz CO₂-freier Brennstoffe. Die Elektrifizierung bisher nicht-elektrischer, fossiler Energiebedarfe – zum Beispiel durch den Einsatz batterieelektrischer Fahrzeuge im Verkehr oder elektrisch betriebener Wärmepumpen im Wärmebereich – ermöglicht daher kostengünstige CO₂-Einsparungen. Eine Senkung von EEG-Umlage und Stromsteuer könnte zum Beispiel strombetriebene PKW auch ohne Subventionen deutlich wettbewerbsfähiger machen; ähnliches gilt für Wärmepumpen im Wärmebereich (Maurer et al. 2020).

Eine Senkung von Stromsteuer und EEG-Umlage würde also die Dekarbonisierung anderer Sektoren erheblich

beschleunigen, die ausfallenden Einnahmen müssen jedoch ersetzt werden. Dies kann durch Zuschüsse aus dem Haushalt, dem Energie- und Klimafonds (der durch auf Deutschland entfallende Auktionserlöse im EU-ETS finanziert wird) oder durch eine Steuer oder Abgabe auf andere Energieträger erfolgen. Aus klimapolitischer Sicht würde eine Anpassung des nationalen CO₂-Preises, des Preises im EU-ETS oder eine am CO₂-Gehalt orientierte Energiesteuer größtmögliche Lenkungswirkung entfalten (siehe Maurer et al. 2020 und George et al. 2020 für verschiedene Reformoptionen).¹⁵

Hohe Strompreise und die EEG-Umlage belasten gerade einkommensschwache Haushalte überproportional (Bach et al. 2017, 2018, 2019, Edenhofer et al. 2019, Frondel et al. 2017 sowie Nikodinoska und Schröder 2016), weshalb bei einer Reform der Strompreiskomponenten auch verteilungspolitische Effekte höchst relevant sind. Eine Refinanzierung aus den Einnahmen bereits bestehender CO₂-Preise oder dem allgemeinen Steuerhaushalt böte daher nicht nur Effizienzgewinne, sondern käme besonders den Haushalten mit geringerem Einkommen zugute. Die Abschaffung der EEG-Umlage im Speziellen wurde zudem bereits für den 1. Juli 2022 beschlossen.

4.4 Energiesteuern und Mautsysteme

Der Verkehr verursacht über die CO₂-Emissionen hinaus erhebliche externe Kosten in anderen Bereichen, die mit den bisherigen Energiesteuersätzen nicht zielgenau bepreist werden (siehe Abbildung 3): Die externen Kosten durch Infrastrukturnutzung, Stau, Lärm, Feinstaub oder Unfälle werden teilweise auch von Fahrzeugen mit geringem Kraftstoffverbrauch sowie von Elektrofahrzeugen verursacht und können zudem abhängig von Ort (Stadt versus Land) und Zeit (Stoßzeiten versus Wochenende) sein (Den-der 2019). Selbst bei einer deutlichen Anhebung der CO₂-

¹⁵ Über die Abschaffung der Stromsteuer und der EEG-Umlage hinaus würde auch die Umlage der Netzentgelte auf (monatliche) Grundpreise das Prinzip der Verursachergerechtigkeit stärken und weitere Anreize zur Sektorkopplung und zum Einsatz von Speichertechnologien setzen. Der wesentliche Kostenfaktor der Stromnetze ist vor allem die gesamte Netzkapazität beziehungsweise der Gleichzeitigkeitsfaktor der gesamten angeschlossenen Leistung [W] und nicht die entnommene Energiemenge [Wh], wie sie derzeit verbrauchsbezogen insbesondere für kleine Verbraucher abgerechnet wird. Daher würde eine verursachergerechte (kostenreflexive) Bepreisung der Netzkosten einer verbrauchsunabhängigen, aber leistungsabhängigen Grundgebühr entsprechen.

Preise würden die externen Kosten im Verkehr deshalb noch unzureichend bepreist.

Durch Ausweitung und Einführung von Mautsystemen könnten Gebühren verursachergerecht entsprechend der Infrastrukturnutzung und der externen Kosten (durch Staus und Verstopfung, Luftverschmutzung oder Lärm) erhoben werden. Weil stark ausdifferenzierte Mautsysteme jedoch gerade für Land- und Kommunalstraßen mit hohen Verwaltungskosten einhergehen, sind folgende pragmatische Einstiegsoptionen denkbar: (1) Ausweitung der LKW-Maut, die für Autobahnen und (teilweise) Bundesstraßen erhoben wird, auf alle Kraftfahrzeuge einschließlich PKWs; (2) Einführung einer Infrastrukturkomponente in der KFZ-Steuer, mit der die (regionalen) Infrastrukturkosten abgedeckt werden (UBA 2020c, S. 17); (3) Einführung von City-Mautsystemen, um Luftverschmutzung und Staus in Städten zu reduzieren (Anas und Lindsey 2011). Während Mautsysteme in der Vergangenheit oft mit Verwaltungskosten im Bereich von 10 bis 40 Prozent der Einnahmen einhergingen, ist durch den Einsatz digitaler Mautsysteme und durch eine weitere Ausweitung und Harmonisierung von Mautsystemen künftig von deutlich geringeren Kosten im Rahmen von 5 bis 10 Prozent auszugehen (Dender 2019).

Neben umwelt- und verkehrspolitischen Erwägungen ergibt sich zunehmend auch ein fiskalisches Argument zur Einführung von Mautsystemen. Derzeit belaufen sich die Einnahmen durch die Besteuerung von Kraftstoffen noch auf rund 37 Milliarden Euro pro Jahr (Bräuninger und Teuber 2017). Mit der zunehmenden Elektrifizierung des Verkehrs fällt in den nächsten Jahrzehnten jedoch ein Großteil dieser Energiesteuereinnahmen aufgrund der verringerten Steuerbasis bei fossilen Kraftstoffen weg. Eine Umstellung auf Mautsysteme würde damit langfristig auch eine technologieneutrale Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur ermöglichen, die das bestehende Energiesteuersystem nicht erlaubt.

Die Einführung von Mautsystemen birgt allerdings auch verteilungspolitische Herausforderungen. Mobilitätskosten machen für viele Haushalte einen erheblichen Ausgabenanteil aus – das gilt insbesondere für Berufspendlerinnen und -pendler sowie für Haushalte im ländlichen Raum (Bach, Kunert, Radke und Isaak 2019). Wenn Mautsysteme das Verkehrsaufkommen begrenzen, profitieren davon zudem insbesondere wohlhabendere Haushalte, weil sie die sich daraus ergebende Zeitersparnis höher bewerten (Arnott et al. 1994). Daher gilt auch bei Mautsystemen, dass ein Teil der Einnahmen durch entsprechend ausgestaltete Rückerstattungskanäle der Bevölkerung wieder zugutekommen sollte (Small 1992). Dies kann durch eine Verbesserung des öffentlichen Nahver-

kehrs (wie im Fall der Londoner City Maut; vergleiche Leape 2006) oder durch die Senkung anderer Steuern geschehen (Eliasson und Mattsson 2006).

Wenn CO₂-Preise erhöht und Mautsysteme im Verkehr eingeführt werden, wird die Bedeutung von Mineralölsteuern sowohl mit Blick auf ihre umweltpolitische Lenkungswirkung als auch hinsichtlich der Einnahmenerzielung schwinden. Damit könnten sie – auch als Entlastungsmaßnahme für Haushalte – erheblich reduziert oder gar abgeschafft werden. Auf diese Weise käme es bei einem Umstieg auf eine gezielte Bepreisung externer Kosten auch zu einer Entlastung von Haushalten im ländlichen Raum, weil die externen Kosten – und damit die Mautgebühren – durch Staubildung und Luftverschmutzung in städtischen Regionen höher als in ländlichen Regionen sind (Creutzig et al. 2020).

Eine komplette Abschaffung der Energiesteuern und eine Umstellung auf Mautgebühren und (hohe) CO₂-Preise könnte jedoch durch EU-rechtliche Beschränkungen erschwert sein. Aufgrund der bestehenden EU-Energiesteuerrichtlinie herrschen in Europa einheitliche Mindeststeuersätze für Kraftstoffe.¹⁶ Hinzu kommt, dass im Bereich des EU-ETS komplexe Vorgaben für die Umsetzung bestehen, die (fast) keine Spielräume für die Mitgliedstaaten vorsehen.¹⁷ Allerdings arbeitet die EU-Kommission derzeit an einer umfassenden Reform sowohl des EU-ETS als auch der Energiesteuerrichtlinie, in der Optionen zur Einführung einer konsistenten europäischen CO₂-Bepreisung in den Bereichen Wärme und Verkehr erörtert werden. Erörtert werden eine Einbeziehung in den EU-ETS, die Schaffung eines separaten ETS-II sowie eine Reform der Energiesteuerrichtlinie. Diese Entwicklungen sollten für die nationale Diskussion beobachtet und – nicht zuletzt aufgrund sich dadurch ergebender kompetenzrechtlicher Fragen – berücksichtigt werden.

5 Institutionelle Reformen und Governance

Die erfolgreiche und umfassende Verwendung von am Pigou-Prinzip orientierten Lenkungssteuern kann durch institutionelle Faktoren und die Berücksichtigung be-

¹⁶ Diese belaufen sich auf 33 bis 36 ct/l Kraftstoff, siehe EC 2022.

¹⁷ Umfassend zu der Frage, welche Maßnahmen durch die Mitgliedstaaten im Bereich des Emissionshandels noch getroffen werden können, vgl. beispielsweise Rodi und Stäsche 2015, S. 243 ff.

stimmter Governance-Aspekte ermöglicht beziehungsweise erleichtert werden. Teilweise erschweren bestehende gesetzliche Rahmenbedingungen bisher die Einführung ökonomisch sinnvoller Lenkungssteuern und -abgaben.

5.1 Finanzverfassung

Die Finanzverfassung regelt, welche Steuern und Abgaben der Gesetzgeber einführen darf, wie die Einnahmen zwischen Bund und Ländern aufgeteilt werden und welche Ebene (Bund oder Land) die Gesetzgebungskompetenz hat. Ein grundsätzliches Problem der derzeitigen deutschen Finanzverfassung ist, dass sie den Typus einer Pigou-Steuer (wie auch eine Umweltsteuer) nicht kennt – sie ist nicht unter den Steuertypen in Art. 106 GG aufgeführt (Klinski 2017). Im Bereich der fossilen Energieträger stellt das Fehlen dieses „Steuertypus“ kein Problem dar: Da die Steuerlast hier auf die Konsumentinnen überwältigt wird, kann eine am CO₂-Gehalt der Energieträger ausgerichtete Energiesteuer als Verbrauchsteuer gelten (Büdenbender 2019 sowie Klinski und Keimyer 2019).

Im Fall anderer Güter – insbesondere bei umweltschädigenden Nebenprodukten und Stoffen, die im Produktionsprozess entstehen – können solche Verbrauchsteuern jedoch nicht eingeführt werden. Dies betrifft zum Beispiel Aktivitäten, die zu Feinstaub oder Ozon führen, wie auch zahlreiche Prozesse in der Landwirtschaft, die mit Emissionen oder Nährstoffeinträgen verbunden sind. So kann eine Umweltsteuer auf Stickstoffüberschüsse keinem der in Art. 106 GG aufgeführten Steuertypen zugeordnet werden. Eine Erweiterung des Art. 106 GG um den Steuertypus einer Umwelt- oder Pigou-Steuer würde damit Rechtssicherheit und eine klare Kompetenzzuordnung ermöglichen.

Anstelle von Umweltsteuern ließen sich prinzipiell auch Umweltabgaben (in Form von Sonderabgaben) einführen. Ähnlich wie im Fall der LKW-Maut könnte dabei die Abgabenhöhe gemäß dem Ausmaß der externen Kosten oder der intendierten Lenkungswirkung festgesetzt und regelmäßig angepasst werden. Anders als im Fall von Steuern müssen die Einnahmen aus Sonderabgaben jedoch gruppennützig verwendet werden und den Belasteten wieder zugutekommen (Klinski 2017). Dies schließt andere, möglicherweise sinnvollere Verwendungen der Einnahmen aus. Darüber hinaus gibt es auch bei umweltbezogenen Abgaben einige Rechtsunsicherheiten, weil diese den spezifischen Anforderungen an Sonderabgaben oder Vorteilsabschöpfungsabgaben entsprechen müssen.

Neben juristischen Aspekten spielt jedoch auch die Ausgestaltung der anfänglichen Preishöhe und ihrer späteren Anpassungen im Zeitablauf eine wesentliche Rolle. Die Festlegung von Steuersätzen ist Parlamenten vorbehalten. Weil es sich bei Umweltsteuern oft um nominell festgesetzte Mengensteuern (und nicht um Wertsteuern) handelt, sinken inflationsbedingt die realen Steuersätze, wenn die nominellen Steuersätze nicht stetig angepasst werden. Auch sinkende Rohstoffpreise oder steigende Einkommen erfordern Anpassungen der Steuersätze, um die Lenkungswirkung zu erhalten. Eine diskretionäre Politik der Steueranpassungen geht angesichts wechselnder Mehrheiten und widerstreitender Interessen jedoch mit verringerter Planbarkeit und dadurch schwächeren Investitions- und Innovationsanreizen einher. Insbesondere können die Berücksichtigung von Partikularinteressen und das gegebenenfalls die Oberhand gewinnende Ziel der (fiskalischen) Einnahmeerzielung dazu führen, dass die Steuern irgendwann nicht mehr nach dem Prinzip der externen Kosten festgesetzt oder angepasst werden und dass langfristig angekündigte Steuerpfade dann zunehmend unglaubwürdig werden (Kalkuhl et al. 2020). Eine diskretionäre Festlegung von Steuersätzen dürfte daher in der Praxis mit erheblichen Herausforderungen und Problemen verbunden sein. Es erscheint sinnvoll, Kommissionen zur Preissetzung (ähnlich der Mindestlohnkommission) einzurichten sowie klare Regeln und Kriterien aufzustellen, aus denen sich die Höhe der Umweltsteuern ergibt. Das schufte mehr Verlässlichkeit, Planungssicherheit und Transparenz.

5.2 Rückerstattungskanäle

Lenkungs- und Pigou-Steuern können durch die Berücksichtigung der „wahren“ gesellschaftlichen Kosten zu einem effizienteren Umgang mit der Natur und weniger Umweltverschmutzung führen. Sie verbessern Umweltqualität und wirtschaftlichen Wohlstand durch die vermiedenen Umweltschäden. Allerdings sind Kosten und Nutzen von Pigou-Steuern im Allgemeinen sehr heterogen verteilt. Aufgrund der Einnahmeerzielung erlauben Pigou-Steuern jedoch – im Gegensatz zu Ordnungsrecht und Standards – prinzipiell eine Besserstellung eines jeden Individuums (sogenannte Pareto-Verbesserung) durch direkte oder indirekte Rückerstattung der Einnahmen. In der Praxis ist die Verwirklichung dieses Ideals aufgrund mangelnder Informationen allerdings kaum möglich. Dennoch können gezielte Maßnahmen kritische Verteilungskonflikte entschärfen und so Akzeptanz und Fairness der Umweltpolitik erhöhen.

Für eine zielgenaue Behebung von Verteilungskonflikten sind folgende Voraussetzungen essenziell: (1) einfache und typisierte Abschätzung der Belastung von Haushalten auf Basis leicht erfassbarer Merkmale, (2) differenzierte und kostengünstig administrierbare Transfers oder Programme anhand dieser Merkmale; möglichst mit einem „Phase-out“, um problematische Langfrist-Anreize zu vermeiden. Weil bei einigen Umweltproblemen die Belastung und das Aufkommen über die Zeit stark schwanken können, wären zudem regelmäßige Überprüfungen und Revisionen der Entlastungsmaßnahmen nötig.

Neben differenzierten Lösungen könnten auch einfachere Optionen zur Rückerstattung geprüft werden, deren Informations- und Administrationsprobleme geringer sind (Edenhofer et al. 2019 und Hänsel et al. 2021). So könnten durch die Einnahmen der Umweltsteuer andere Steuerentlastungen (zum Beispiel bei Stromsteuer, Einkommensteuer, Mehrwertsteuer) und Förderprogramme finanziert werden, bei denen sich auch die Verteilungswirkungen (und mögliche weitere ökonomische Auswirkungen) bestimmen ließen.

Die Debatte um die Rückerstattung der Einnahmen aus der nationalen CO₂-Bepreisung an Haushalte hat gezeigt, dass nicht nur Informationsprobleme bei der Identifizierung von Härtefällen bestehen, sondern auch die administrativen und rechtlichen Voraussetzungen – zum Beispiel für eine kostengünstige umfassende Pro-Kopf-Rückerstattung – nicht immer gegeben sind (Kahl und Kahles 2019 sowie Stede et al. 2020). Darüber hinaus besteht ein rechtliches Risiko, wenn die Einnahmen aus einer Umweltsteuer vollständig an die Bürgerinnen und Bürger zurückerstattet würden, weil damit das Motiv der Erzielung von Einnahmen durch die Steuer nicht mehr gegeben wäre.

5.3 Systematische Erfassung externer Kosten

Für eine verstärkte Nutzung von Umweltsteuern bedarf es der Ermittlung externer Kosten. Während diese in Bereichen wie dem Klimaschutz zunehmend Beachtung finden, fehlt jedoch ein systematischer Überblick über die wichtigsten externen Kosten unseres wirtschaftlichen Handelns. Dieser wäre jedoch hilfreich, um (umwelt-)politische Prioritäten setzen zu können und um Bereiche zu identifizieren, in denen Umweltsteuern sinnvoll eingesetzt werden können. Darüber hinaus würde eine solche Bestandsaufnahme aufzeigen, in welchen Bereichen noch erhebliche (wissenschaftliche) Unsicherheiten liegen und

wo gegebenenfalls weitere Forschung zur Quantifizierung externer Kosten nötig wäre.

Neben der systematischen Erfassung wäre auch eine dynamische Aktualisierung externer Kosten nötig, um neue wissenschaftliche Erkenntnisse und technologische Entwicklungen zu berücksichtigen. Das Umweltbundesamt hat mit seinen Methodenkonventionen zur Erfassung externer Umweltkosten bereits erste Beiträge dazu geleistet (UBA 2020b). Diese Aktivitäten könnten weiter ausgebaut werden, sodass man künftig auch externe Kosten in Nicht-Umwelt-Bereichen berücksichtigt und ein umfassenderes Bild von ökonomischen Fehlanreizen und Fehlallokationen erhält. Eine systematische Erfassung externer Kosten über alle Bereiche hinweg würde auch erfordern, einheitliche Berechnungsstandards festzulegen (beispielsweise für eine adäquate Diskontierung sowie die Berücksichtigung von Verteilungswirkungen und diversen Risiken, unter anderem hinsichtlich Gesundheits- und Sterblichkeitseffekten). Die Erfassung externer Kosten könnte zudem die im nächsten Abschnitt betrachtete Folgenabschätzung von Politikmaßnahmen und Gesetzesvorhaben vereinfachen.

5.4 Folgenabschätzung, Normenkontrolle und Kosten-Nutzen-Analysen

Die bisher bei der Gesetzgebung erfolgende Ermittlung des Erfüllungsaufwands im Rahmen der Normenkontrolle konzentriert sich einseitig auf die Kosten von Gesetzen (einschließlich der Einführung von Steuern). So werden auch im Anhang des Entwurfs für das Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG) zur Einführung des nEHS lediglich die Kosten durch die Einführung der CO₂-Bepreisung mit 7,4 bis 10,5 Milliarden Euro pro Jahr aufgeführt. Der ökonomische Nutzen – insbesondere die vermiedenen externen Kosten – werden im BEHG-Entwurf wie auch bei anderen Gesetzesentwürfen jedoch vernachlässigt. Diese Schiefelage ließe sich durch einen ganzheitlichen Ansatz zur Gesetzesfolgenabschätzung vermeiden (UBA 2018). Solche Ansätze zur Kosten-Nutzen-Abschätzung von Politikmaßnahmen werden in anderen Ländern wie den Vereinigten Staaten (Hahn und Tetlock 2008), Kanada, Frankreich und Großbritannien (Atkinson et al. 2018) bereits in größerem Umfang praktiziert. Kosten-Nutzen-Analysen erhöhen dabei prinzipiell die Transparenz von Abwägungsprozessen (Sunstein 2018). In einigen Fällen haben sie auch zu einer ambitionierten, zügigen und kostengünstigen Verbesserung der Umweltqualität geführt – zum Beispiel beim Ausstieg aus der Nutzung von verbleitem Benzin in den Vereinigten Staaten (Hahn und Tetlock 2008) oder dem

Verbot von FCKW zum Schutz der Ozonschicht (Sunstein 2018).

6 Ausblick

Für einen sozial ausgewogenen Umwelt- und Klimaschutz zur Erhöhung des Lebensstandards ist ein Paradigmenwechsel in der Umwelt- und Steuerpolitik erforderlich. In diesem Beitrag haben wir die konzeptionellen und empirischen Grundlagen für eine Neuorientierung der politischen Debatte skizziert. Drei Erkenntnisse sind von zentraler Bedeutung: Erstens sollten Umwelt- und Klimaschutz als produktive Investitionen in Naturkapital verstanden werden, weil sie gesellschaftliche Folgekosten (Klima- und Umweltschäden) verringern und damit Produktivität, Einkommen und menschliches Wohlbefinden steigern. Diese Folgekosten könnten sich nach den hier vorgelegten Abschätzungen auf 13 bis 19 Prozent der Wirtschaftsleistung in Deutschland belaufen (455 bis 671 Milliarden Euro). Umwelt- und Klimapolitik zur Verringerung dieser Schäden ist damit eine Politik zur Erhöhung des langfristigen Wohlstands unserer Gesellschaft. Zweitens sind Lenkungssteuern und -abgaben ein geeignetes politisches Instrument, um die gesellschaftlichen Folgekosten zu reduzieren oder um ein bestimmtes Umwelt- oder Klimaziel zu möglichst geringen volkswirtschaftlichen Kosten zu erreichen. Drittens ergibt sich durch die Verwendung der Einnahmen aus Lenkungssteuern ein maximaler Gestaltungsspielraum zur fairen Verteilung der Kosten. Verteilungskonflikte können durch eine gezielte Ausgestaltung von Steuersenkungen, Transfers, Ausgaben oder Investitionen ausgeglichen werden.

Obwohl die Energie- und Stromsteuern in Deutschland ein explizites Lenkungsmotiv aufweisen, konnten sie bisher kaum zu substanziellen Emissionsreduktionen beitragen; in vielen anderen Bereichen fehlen Lenkungssteuern und -abgaben gänzlich. Die Gründe dafür liegen teilweise in institutionellen Faktoren, die einer effektiven, effizienten und sozial gerechten Einführung von Umweltsteuern entgegenstehen: Die Finanzverfassung kennt weder explizite Umweltsteuern noch erlaubt sie eine Indexierung von Steuern anhand der gesellschaftlichen Folgekosten. Im Resultat fehlen in vielen Bereichen angemessene Umweltssteuern gänzlich. Wo sie vorhanden sind, verlieren sie infolge von Inflation und wachsenden Einkommen im Zeitablauf an Lenkungswirkung und werden nicht an neue Erkenntnisse über Umwelt- und Klimaschäden oder Innovationen auf dem Gebiet von Vermeidungstechnologien angepasst. Darüber hinaus schränkt die Finanzverfassung die Verwendung der Einnahmen aus Lenkungssteuern und

Lenkungsabgaben ein, was eine faire Kostenverteilung erschwert.¹⁸

Dadurch ergeben sich in vielen Bereichen nach wie vor erhebliche gesellschaftliche Folgekosten. Eine konsequente Bepreisung dieser externen Effekte durch Lenkungssteuern und -abgaben könnte zu signifikanten Wohlfahrtsgewinnen führen und erhebliche Einnahmen generieren – ersten Abschätzungen zufolge im Bereich von 348 bis 564 Milliarden Euro pro Jahr (44 bis 71 Prozent der gesamten staatlichen Steuereinnahmen). Damit könnten andere Steuern gesenkt, Investitionen finanziert oder Härtefälle durch Transfers wie direkte Rückzahlungen an Haushalte vermieden werden.

Während Steuern und Abgaben nach dem Prinzip der externen Kosten beispielsweise im Bereich der CO₂-Bepreisung und der Energiesteuern zügig angepasst werden könnten, bedarf es jedoch grundsätzlich eines institutionalisierten Prozesses zur systematischen Erfassung und Bewertung externer Kosten. Dazu gehören unter anderem Verfahren, die eine regelbasierte Anpassung von Steuer- und Abgabensätzen sowie entsprechenden Entlastungsmaßnahmen garantieren. Auch die fiskalischen und nicht-fiskalischen Politikinstrumente selbst sollten regelmäßig und systematisch überprüft und angepasst werden. Ohne einen solchen Prozess laufen Steuerreformen für Umwelt- und Klimaschutz Gefahr, von Beginn an unzureichend ausgestaltet zu sein oder über die Zeit an Wirksamkeit und Effizienz zu verlieren.¹⁹

Literaturverzeichnis

- Aldy, J. E. (2017), Designing and updating a US carbon tax in an uncertain world, *Harvard Environmental Law Review Forum* 41, S. 28–40.
- Allcott, H., B. B. Lockwood und D. Taubinsky (2019), Regressive sin taxes, with an application to the optimal soda tax, *The Quarterly Journal of Economics* 134(3), S. 1557–626.
- Anas, A. und R. Lindsey (2011), Reducing urban road transportation externalities: Road pricing in theory and in practice, *Review of Environmental Economics and Policy* 5(1), S. 66–88.
- Arnott, R., A. De Palma und R. Lindsey (1994), The welfare effects of congestion tolls with heterogeneous commuters, *Journal of Transport Economics and Policy* 28(2), S. 139–61.

¹⁸ So wird im Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform der gestaffelte Anstieg der Energiesteuern mit der Sozialverträglichkeit gerechtfertigt, siehe Bundestag 1998.

¹⁹ Dokumentation und detaillierte Berechnungen der externen Kosten finden sich in Roelfs et al. 2021a, b. Datenbasis und Berechnung der externen Kosten sind online verfügbar unter <http://doi.org/10.5281/zenodo.4730277>.

- Atkinson, G., B. Groom, N. Hanley und S. Mourato (2018), Environmental valuation and benefit-cost analysis in U. K. policy, *Journal of Benefit-Cost Analysis* 9(1), S. 97–119.
- Bach, S., M. Beznoska und V. Steiner (2017), Wer trägt die Steuerlast? Verteilungswirkungen des deutschen Steuer- und Transfersystems, *Study* Nr. 347, Hans Böckler Stiftung, online verfügbar unter <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:101:1-2018072613430857310614>.
- Bach, S., M. Harnisch und N. Isaak (2018), *Verteilungswirkungen der Energiepolitik – Personelle Einkommensverteilung*, Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie, online verfügbar unter https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Studien/verteilungswirkungen-der-energiepolitiken.pdf?__blob=publicationFile&v=8.
- Bach, S. et al. (2019), *CO₂-Bepreisung im Wärme- und Verkehrssektor – Diskussion von Wirkungen und alternativen Entlastungsoptionen*, Endbericht des gleichnamigen Forschungsvorhabens im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), online verfügbar unter https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.676034.de/diwkompakt_2019-140.pdf.
- Bach, S., U. Kunert, S. Radke und N. Isaak (2019), *CO₂-für den Verkehrssektor? Bedeutung und Entwicklung der Kosten räumlicher Mobilität der privaten Haushalte bei ausgewählten verkehrspolitischen Instrumenten*, Studie im Auftrag der Stiftung Arbeit und Umwelt der IG BCE, online verfügbar unter https://www.arbeit-umwelt.de/wp-content/uploads/190705_Studie_CO2-SteuerVerkehr_DIW_StiftungIGBCE.pdf.
- Baumol, W. J. und W. E. Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Boston Consulting Group – BCG (2019), *Die Zukunft der deutschen Landwirtschaft nachhaltig sichern*, online verfügbar unter <https://web-assets.bcg.com/7a/17/971c6d0e4f.b8067d406b8a9b4a/die-zukunft-der-deutschen-landwirtschaft-sichern.pdf>.
- Beaumont, N. J. et al. (2019), Global ecological, social and economic impacts of marine plastic, *Marine Pollution Bulletin* 142, S. 189–95.
- Beck, M., N. Rivers, R. Wigle und H. Yonezawa (2015), Carbon tax and revenue recycling: Impacts on households in British Columbia, *Resource and Energy Economics* 41, S. 40–69.
- Benbear, L. S. und R. N. Stavins (2007), Second-best theory and the use of multiple policy instruments, *Environmental and Resource Economics* 37(1), S. 111–29.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft – BMEL (2021), *Genussmittel, Getränke – Verbrauch von Getränken je Kopf*, online verfügbar unter <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung-fischerei/tabellen-kapitel-d-und-hiv-des-statistischen-jahrbuchs/>.
- Bundesministerium der Finanzen – BMF (2021), *Bundshaushalt*, online verfügbar unter <https://www.bundshaushalt.de/DE/Home/home.html>.
- Bundesministerium für Gesundheit – BMG (2019), *Antibiotika-Resistenzen vermeiden (DART 2020) – 4. Zwischenbericht*, online verfügbar unter https://www.bundesgesundheitsministerium.de/fileadmin/Dateien/5_Publikationen/Praevention/Broschueren/DART2020_4-Zwischenbericht_2019_DE.pdf.
- Bundesministerium für Umwelt – BMU (2016), *Klimaschutzplan 2050 – Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung*, online verfügbar unter https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzplan_2050_bf.pdf?p=49.
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur – BMVI (2018), *Berechnung der Wegekosten für das Bundesfernstraßennetz sowie der externen Kosten nach Maßgabe der Richtlinie 1999/62/EG für die Jahre 2018 bis 2022 – Endbericht*, online verfügbar unter <https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/StV/wegekostengutachten-2018-2022-endbericht.html>.
- Bourguet, D. und T. Guillemaud (2016), The hidden and external costs of pesticide use, *Sustainable Agriculture Reviews* 19, S. 35–120.
- Bräuninger, M. und M.-O. Teuber (2017), Die steuerliche Belastung von Mineralölprodukten, *ETS Results* 6, Mittelständische Energiewirtschaft Deutschland e.V.
- Büdenbender, U. (2019), *Rechtliche Rahmenbedingungen für eine CO₂-Bepreisung in der Bundesrepublik Deutschland*, Arbeitspapier 05/2019, Wiesbaden, Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung, online verfügbar unter <http://hdl.handle.net/10419/201375>.
- Bundestag (1998), *Entwurf eines Gesetzes zum Einstieg in die ökologische Steuerreform*, Drucksache 14/40.
- Bundestag (2002), *Entwurf eines Gesetzes zur Fortentwicklung der ökologischen Steuerreform*, Drucksache 15/21.
- Bundestag (2020a), *Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Judith Skudelný, Frank Sitta, Jens Beek, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP*, Drucksache 19/22068.
- Bundestag (2020b), *Entwurf eines ersten Gesetzes zur Änderung des Brennstoffemissionshandelsgesetzes*, Drucksache 19/19929.
- Chichilnisky, G. und G. Heal (1994), Who should abate carbon emissions?, *Economics Letters* 44(4), S. 443–49.
- Cramton, P., D. J. MacKay, A. Ockenfels und S. Stoff (2017), *Global carbon pricing: The path to climate cooperation*, Cambridge, MIT Press.
- Creutzig, F. et al. (2020), Adjust urban and rural road pricing for fair mobility, *Nature Climate Change* 10(7), S. 591–94.
- Dechezleprêtre, A., N. Rivers und B. Stadler (2019), The economic cost of air pollution: Evidence from Europe, *OECD Economics Department Working Papers* 1584, online verfügbar unter <https://doi.org/10.1787/56119490-en>.
- Deutsche Emissionshandelsstelle – DEHSt (2019), *Auktionierung – Deutsche Versteigerungen von Emissionsberechtigungen*, online verfügbar unter https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/versteigerung/2019/2019_Jahresbericht.pdf?__blob=publicationFile&v=2.
- Dender, K. van (2019), *Taxing vehicles, fuels, and road use: Opportunities for improving transport tax practice*, Paris, OECD, online verfügbar unter https://www.oecd-ilibrary.org/taxation/taxing-vehicles-fuels-and-road-use_e7f.d771-en.
- Destatis (2020), *Flächennutzung*, Flächenindikator „Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche“.
- Destatis (2021), *Kassenmäßige Steuereinnahmen des Bundes, der Länder und der Gemeinden nach Steuerarten vor der Steuerverteilung in Millionen Euro*, online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/Themen/Staat/Steuern/Steuereinnahmen/Tabellen/steuerhaushalt-kassenmaessige-steuereinnahmen-vor-steuerverteilung.html>.
- Drupp, M. A., M. C. Freeman, B. Groom und F. Nesje (2018), Discounting disentangled, *American Economic Journal: Economic Policy* 10(4), S. 109–34.

- Europäische Kommission – EC (2019a), *Handbook on the External Costs of Transport*, Version 2019 1.1., online verfügbar unter <https://data.europa.eu/doi/10.2832/51388>.
- Europäische Kommission – EC (2019b), *Overview of Transport Infrastructure Expenditures and Costs*, online verfügbar unter <https://data.europa.eu/doi/10.2832/853267>.
- Europäische Kommission – EC (2021), *Delivering the European Green Deal*, online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/eu-action/european-green-deal/delivering-european-green-deal_en.
- Europäische Kommission – EC (2022), *Verbrauchssteuern auf Energie (Energiesteuer-Richtlinie 2003/96/EG)*, online verfügbar unter https://taxation-customs.ec.europa.eu/taxation-1/excise-duties/excise-duty-energy_de.
- Edenhofer, O. et al. (2021a), *Wissensstand zu CO₂-Entnahmen. Klimaschutzpfade, Residualemissionen, Technologien & Praktiken*, unveröffentlichtes Manuskript, MCC Berlin.
- Edenhofer, O. et al. (2019), Optionen für eine CO₂-Preisreform, *Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung Working Paper 04*, online verfügbar unter <https://ideas.repec.org/p/zbw/svrwwp/042019.html>.
- Edenhofer, O., M. Franks und M. Kalkuhl (2021b), Pigou in the 21st century: A tribute on the occasion of the 100th anniversary of the publication of *The Economics of Welfare*, *International Tax and Public Finance*, online verfügbar unter <https://doi.org/10.1007/s10797-020-09653-y>.
- Edenhofer, O., M. Kalkuhl und A. Ockenfels (2020), Das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung: Eine Wende der deutschen Klimapolitik?, *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 21(1), S. 4–18.
- Edenhofer, O., M. Kosch, M. Pahle und G. Zachmann (2021c), A whole-economy carbon price for Europe and how to get there, *Bruegel Policy Contribution* 06, S. 13.
- Effertz, T. (2019), Die Kosten des Rauchens in Deutschland im Jahr 2018 – aktuelle Situation und langfristige Perspektive, *Atemwegs- und Lungenkrankheiten*, 45, S. 307–14.
- Effertz, T., F. Verheyen und R. Linder (2017), The costs of hazardous alcohol consumption in Germany, *The European Journal of Health Economics* 18(6), S. 703–13.
- Eliasson, J. und L.-G. Mattsson (2006), Equity effects of congestion pricing: Quantitative methodology and a case study for Stockholm, *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 40(7), S. 602–20.
- European Environment Agency – EEA (2014), *Costs of Air Pollution from European Industrial Facilities 2008–2012: An Updated Assessment*, EEA Technical Report 20, Luxemburg, Publications Office of the European Union.
- Eurostat (2021), *Electricity prices for household consumers – Bi-annual data (from 2007 onwards) code: nrg_pc_204*, online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/NRG_PC_204.
- Fischer, C. und R. G. Newell (2008), Environmental and technology policies for climate mitigation, *Journal of Environmental Economics and Management* 55(2), S. 142–62.
- Frondel, M., O. Kutzschbach, S. Sommer und S. Traub (2017), Die Gerechtigkeitslücke in der Verteilung der Kosten der Energiewende auf die privaten Haushalte, *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 18(4), S. 335–47.
- George, J. et al. (2020), *Auswirkungen klima- und energiepolitischer Instrumente mit Fokus auf EEG-Umlage, Stromsteuer und CO₂-Preis – Finanzierungsmechanismus für erneuerbare Energien: Einnahmen- und Refinanzierungsseite*, Karlsruhe, Fraunhofer ISI.
- Gibb, R. et al. (2020), Zoonotic host diversity increases in human-dominated ecosystems, *Nature* 584(7821), S. 398–402.
- Goossens, H., M. Ferech, R. Vander Stichele und M. Elseviers (2005), Outpatient antibiotic use in Europe and association with resistance: A cross-national database study, *Lancet (London, England)* 365(9459), S. 579–87.
- Goulder, L. H. und I. W. Parry (2008), Instrument choice in environmental policy, *Review of Environmental Economics and Policy* 2(2), S. 152–74.
- Grinsven, H. J. M. van et al. (2013), Costs and benefits of nitrogen for Europe and implications for mitigation, *Environmental Science & Technology* 47(8), S. 3571–79.
- Gruber, J. und B. Köszegi (2004), Tax incidence when individuals are time-inconsistent: The case of cigarette excise taxes, *Journal of Public Economics* 88(9), S. 1959–87.
- Gruber, J. und B. Köszegi (2008), *A Modern Economic View of Tobacco Taxation*, Paris, International Union Against Tuberculosis and Lung Disease.
- Hahn, R. W. und P. C. Tetlock (2008), Has economic analysis improved regulatory decisions?, *Journal of Economic Perspectives* 22(1), S. 67–84.
- Hänsel, M. C. et al. (2020), Climate economics support for the UN climate targets, *Nature Climate Change* 10(8), S. 781–89.
- Howard, P. und D. Sylvan (2021a), *Gauging Economic Consensus on Climate Change*, Institute for Policy Integrity, online verfügbar unter <https://policyintegrity.org/publications/detail/gauging-economic-consensus-on-climate-change>.
- Howard, P. und D. Sylvan (2021b), *Gauging Economic Consensus on Climate Change – Issue Brief*, Institute for Policy Integrity, online verfügbar unter <https://policyintegrity.org/publications/detail/gauging-economic-consensus-on-climate-change-issue-brief>.
- INRIX (2016), *Europe’s Traffic Hotspots – Measuring the impact of congestion in Europe*, INRIX Research – Graham Cookson.
- Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (2014), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects*, Beitrag der Arbeitsgruppe II zum Fifth Assessment Report des IPCC, Cambridge, online verfügbar unter https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGII-AR5-PartA_FINAL.pdf.
- Isermeyer, F., C. Heidecke und B. Osterburg (2019), Einbeziehung des Agrarsektors in die CO₂-Bepreisung, *Thünen Working Paper* 136, Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut, online verfügbar unter <http://hdl.handle.net/10419/211476>.
- Jambeck, J. R. et al. (2015), Plastic waste inputs from land into the ocean, *Science* 347(6223), S. 768–71.
- Jonas, O. B. et al. (2017), *Drug-Resistant Infections: A Threat to our Economic Future*, Band 2, HNP/Agriculture Global Antimicrobial Resistance Initiative Washington, Weltbank.
- Kahl, H. und M. Kahles (2019), Europa- und verfassungsrechtliche Spielräume für die Rückerstattung einer CO₂-Bepreisung, *Würzburger Studien zum Umweltenergierecht* 13, Würzburg, Stiftung Umweltenergierecht, online verfügbar unter https://stiftung-umweltenergierecht.de/wp-content/uploads/2019/07/Stiftung_Umweltenergierecht_13.-WuerzburgerStudien_2019-06-30.pdf.
- Kalkuhl, M. et al. (2021), *Reformoptionen für ein nachhaltiges Steuer- und Abgabensystem. Wie Lenkungssteuern effektiv und gerecht*

- für den Klima- und Umweltschutz ausgestaltet werden können, Kurzdossier, online verfügbar unter <https://ariadneprojekt.de/publikation/kurzdossier-reformoptionen-nachhaltiges-steuer-und-abgabensystem-lenkungssteuern/>.
- Kalkuhl, M., J. C. Steckel und O. Edenhofer (2020), All or nothing: Climate policy when assets can become stranded, *Journal of Environmental Economics and Management* 100, online verfügbar unter <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0095069618302432>.
- Kalkuhl, M. und L. Wenz (2020), The impact of climate conditions on economic production: Evidence from a global panel of regions, *Journal of Environmental Economics and Management* 103, online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2020.102360>.
- Keeler, B. L. et al. (2016), The social costs of nitrogen, *Science Advances* 2(10), S. 10.
- Klenert, D. et al. (2018), Making carbon pricing work for citizens, *Nature Climate Change* 8(8), S. 669–77.
- Klinski, S. (2017), *Rechtliche Fragen zum Klimaschutzplan – Erweiterungen des steuer- und abgabenrechtlichen Gestaltungsspielraums für Klimaschutzinstrumente im Grundgesetz*, Öko-Institut e.V., online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Juristische-Begleitung-KSP2050-Umweltsteuern.pdf>.
- Klinski, S. und F. Keimeyer (2019), *Zur verfassungsrechtlichen Zulässigkeit eines CO₂- Zuschlags zur Energiesteuer*, Rechtswissenschaftliches Gutachten, Öko-Institut e.V., online verfügbar unter [https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/CO₂-Zuschlag-zur-Energiesteuer.pdf](https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/CO2-Zuschlag-zur-Energiesteuer.pdf).
- Knittel, C. R. und R. Sandler (2018), The welfare impact of second-best uniform-Pigouvian taxation: Evidence from transportation, *American Economic Journal: Economic Policy* 10(4), S. 211–42.
- Köper, L. M. et al. (2020), Eight years of sales surveillance of antimicrobials for veterinary use in Germany: What are the perceptions?, *PLOS ONE* 15(8), online verfügbar unter <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237459>.
- Leach, A. W. und J. D. Mumford (2008), Pesticide environmental accounting: A method for assessing the external costs of individual pesticide applications, *Environmental Pollution* 151(1), S. 139–47.
- Leape, J. (2006), The London congestion charge, *Journal of Economic Perspectives* 20(4), S. 157–76.
- Lockwood, B. B., C. G. Nathanson und E. G. Weyl (2017), Taxation and the allocation of talent, *Journal of Political Economy* 125(5), S. 1635–82.
- Maurer, C. et al. (2020), *Effiziente Ausgestaltung der Integration erneuerbarer Energien durch Sektorkopplung*, Dessau, Umweltbundesamt.
- Meier, T. et al. (2015), Healthcare costs associated with an adequate intake of sugars, salt and saturated fat in Germany: A health econometrical analysis, *PloS One* 10(9), online verfügbar unter <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135990>.
- Metcalf, G. E. und D. Weisbach (2009), The design of a carbon tax, *Harvard Environmental Law Review* 33, S. 499–556.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine – NASEM (2017), *Valuing Climate Damages: Updating Estimation of the Social Cost of Carbon Dioxide*, Washington, National Academies Press.
- Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2016), *Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung*, Leibniz Universität Hannover, Hannover und Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.
- Nikodinoska, D. und C. Schröder (2016), On the emissions-inequality and emissions-welfare trade-offs in energy taxation: Evidence on the German car fuels tax, *Resource and Energy Economics* 44 (C), S. 206–33.
- O'Donoghue, T. und M. Rabin (2006), Optimal sin taxes, *Journal of Public Economics* 90(10–11), S. 1825–49.
- Olivero, J. et al. (2017), Recent loss of closed forests is associated with Ebola virus disease outbreaks, *Scientific Reports* 7(1).
- O'Neill, J. (2015a), Antimicrobials in agriculture and the environment – Reducing unnecessary use and waste, *The Review on Antimicrobial Resistance*, Dezember, online verfügbar unter <http://bit.ly/2d36sEH>.
- O'Neill, J. (2015b), Rapid diagnostics – Stopping unnecessary use of antibiotics, *The Review on Antimicrobial Resistance*, Oktober, online verfügbar unter <https://amr-review.org/sites/default/files/Paper-Rapid-Diagnostics-Stopping-Unnecessary-Prescription.pdf>.
- O'Neill, J. (2016), Tackling drug-resistant infections globally: Final report and recommendations, *The Review on Antimicrobial Resistance*, online verfügbar unter <https://amr-review.org/home.html>.
- Ott, W., M. Baur und Y. Kaufmann (2006), *EC FP6 Programme on New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS)*, Europäische Kommission, online verfügbar unter <https://cordis.europa.eu/project/id/502687/reporting>.
- Pigou, A. C. (1920), *The Economics of Welfare*, London, Macmillan.
- Pindyck, R. S. (2019), The social cost of carbon revisited, *Journal of Environmental Economics and Management* 94, S. 140–60.
- Plastikatlas (2019), *Plastikatlas*, Berlin, Heinrich-Böll-Stiftung, online verfügbar unter <https://www.boell.de/de/plastikatlas>.
- Pretty, J. N. et al. (2000), An assessment of the total external costs of UK agriculture, *Agricultural systems* 65(2), S. 113–36.
- Rodi, M. und U. Stäsche (2015), *Rechtlich-institutionelle Verankerung der Klimaschutzziele der Bundesregierung*, Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, online verfügbar unter https://www.rechtlich-institutionelle-Verankerung_der_Klimaschutzziele_der_Bundesregierung.pdf (ikem.de).
- Roofls, C., M. Kalkuhl, T. Bergmann und H. Meyer (2021a), Datenbasis zur Quantifizierung externer Effekte als Steuerbasis für ein nachhaltiges Steuersystem (Version 1), *Zenodo*, online verfügbar unter <https://doi.org/10.5281/zenodo.4730276>.
- Roofls, C., M. Kalkuhl, T. Bergmann und H. Meyer (2021b), Quantifizierung externer Effekte als Steuerbasis für ein nachhaltiges Steuersystem, *Ariadne-Hintergrund*, online verfügbar unter https://ariadneprojekt.de/media/2021/06/Ariadne-Hintergrund_Steuerreform_Juni2021.pdf.
- Roope, L. S. J. et al. (2019), The challenge of antimicrobial resistance: What economics can contribute, *Science* 364(6435), online verfügbar unter <https://doi.org/10.1126/science.aau4679>.
- Rushton, J., J. P. Ferreira und K. Stärk (2014), Antimicrobial resistance: The use of antimicrobials in the livestock sector, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers* 68, online verfügbar unter <https://doi.org/10.1787/5jxvl3dwdk3f-en>.
- Schmidt, K. M. und A. Ockenfels (2021), Focusing climate negotiations on a uniform common commitment can promote cooperation, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(11).

- Scott, A. M. et al. (2018), Is antimicrobial administration to food animals a direct threat to human health? A rapid systematic review, *International Journal of Antimicrobial Agents* 52(3), S. 316–23.
- Sloan, F.A. et al. (2004), *The Price of Smoking*, Cambridge, MIT Press.
- Small, K.A. (1992), Using the revenues from congestion pricing, *Transportation* 19(4), S. 359–81.
- Springmann, M. et al. (2018), Health-motivated taxes on red and processed meat: A modelling study on optimal tax levels and associated health impacts, *PLOS ONE* 13(11), online verfügbar unter <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204139>.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen – SRU (2015), *Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem*, Sondergutachten, online verfügbar unter https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2012_2016/2015_01_SG_Stickstoff_HD.pdf?__blob=publicationFile.
- Stede, J. et al. (2020), *Optionen zur Auszahlung einer Pro-Kopf-Klimaprämie für einen sozialverträglichen CO₂-Preis*. Endbericht, DIW-Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums der Finanzen.
- Steidl, F. und B. U. Wigger (2015), Die externen Kosten des Rauchens in Deutschland, *Wirtschaftsdienst* 95(8), S. 563–68.
- Sunstein, C.R. (2018), *The Cost-Benefit Revolution*, Cambridge, MIT Press.
- Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung – SVR (2019), *Aufbruch zu einer neuen Klimapolitik*, Sondergutachten, online verfügbar unter <https://www.sachverstaendigenrat-wirtschaft.de/sondergutachten-2019.html>.
- Tietenberg, T.H. und L. Lewis (2018), *Environmental and Natural Resource Economics*, New York, Routledge.
- Tollefson, J. (2020), Why deforestation and extinctions make pandemics more likely, *Nature* 584(7820), S.175f.
- Umweltbundesamt – UBA (2015), *Reaktiver Stickstoff in Deutschland – Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen*, Dessau, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/reaktiver-stickstoff-in-deutschland>.
- Umweltbundesamt – UBA (2017), *Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung*, Dessau, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quantifizierung-der-landwirtschaftlich-verursachten>.
- Umweltbundesamt – UBA (2018), *Bessere Gesetze durch mehr Transparenz der Gesetzesfolgen*, Dessau, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bessere-gesetze-durch-mehr-transparenz-der>.
- Umweltbundesamt – UBA (2019), *Modellversuch Flächenzertifikatehandel, Texte 116/2019*, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/modellversuch-flaechenzertifikatehandel>.
- Umweltbundesamt – UBA (2020a), *Abschätzung der Treibhausgas-minderungswirkung des Klimaschutzprogramms 2030 der Bundesregierung – Teilbericht des Projektes „THG-Projektion: Weiterentwicklung der Methoden und Umsetzung der EU-Effort Sharing Decision im Projektionsbericht 2019 (Politiksznarien IX)“*, *Climate Change* 33/2020, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/abschaetzung-der-treibhausgas-minderungswirkung-des>.
- Umweltbundesamt – UBA (2020b), *Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten - Kostensätze*, Dessau, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/methodenkonvention-3-1-zur-ermittlung-von-umweltkosten-kostensaetze>.
- Umweltbundesamt – UBA (2020c), *Pkw-Maut in Deutschland? Eine umwelt- und verkehrspolitische Bewertung*, Dessau, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pkw-maut-in-deutschland>.
- Umweltbundesamt – UBA (2021a), *Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Oberflächengewässer*, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/eintraege-von-naehr-schadstoffen-in-die-nahrstoffeintraege-sinken-wieder-langsam>.
- Umweltbundesamt – UBA (2021b), *Emissionen von Luftschadstoffen. Emissionsübersichten 1990–2020 für Luftschadstoffe*, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>.
- Umweltbundesamt – UBA (2021c), *Treibhausgasemissionen in Deutschland*, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#emissionsentwicklung>.
- Umweltbundesamt – UBA (2022a), *Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen*, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft>.
- Umweltbundesamt – UBA (2022b), *Emissionen der Landnutzung, -änderung und Forstwirtschaft*, online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland/emissionen-der-landnutzung-aenderung>.
- United Nations Environment Programme – UNEP (2020), *Emissions Gap Report 2020*, Nairobi.
- United States Environmental Protection Agency (2016), *Technical support document: Technical update of the social cost of carbon for regulatory impact analysis – under executive order 12866*, online verfügbar unter https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-12/documents/sc_co2_tsd_august_2016.pdf.
- United States Environmental Protection Agency (2020), *Plastics: Material-specific data*, online verfügbar unter <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/plastics-material-specific-data>.
- Verband kommunaler Unternehmen – VKU (2019), *Studie zu Kosten für Sammlung und Entsorgung von Einwegkunststoffartikeln im öffentlichen Raum*, online verfügbar unter https://kommunsense.de/wp_16/wp-content/uploads/newsmappen/vku-studie-20-08-2020.pdf.

Anhang

Wesentliche Teile der Kostenschätzung sind im Rahmen des Kopernikus-Projekts Ariadne (FKZ 03SFK5A) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung entstanden und in Form eines Berichts (Ariadne-Kurzdossier und Ariadne-Hintergrund) auf der Ariadne-website (<https://ariadneprojekt.de/publikationen>) ohne Gutachterprozess veröffentlicht worden. Die entsprechenden Referenzen sind Kalkuhl et al. 2021 und Roolfs et al. 2021b.

In den Abbildung 3 und Tabelle 2 zugrundeliegenden Studien werden unterschiedliche Ansätze zur Schätzung der externen Kosten verwendet. Einige Autoren berechnen aggregierte Kosten, andere ermitteln Kosten pro emittierte oder verwendete Einheit. Wenn Kosten pro Einheit berechnet werden, handelt es sich in der Regel um Durchschnittskosten und nur selten um Grenzkosten. Details sind den folgenden Unterabschnitten zu entnehmen. Ein weiterer Unterschied zwischen den Studien liegt im regionalen Bezug: Einige Autoren ermitteln in ihren Studien Kostensätze für bestimmte Weltregionen, andere spezifizieren die Kosten explizit für Deutschland, beispielsweise die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (UBA). Wenn in Studien die aggregierten Kosten für Deutschland nicht angegeben sind, so wurden diese durch Multiplikation der angegebenen Kosten pro Einheit mit den für Deutschland relevanten Mengen ermittelt.

Die meisten hier betrachteten Umweltschäden beruhen auf „Stock pollutants“. Das bedeutet, dass sich der Schaden über die Zeit akkumuliert, da die Umwelt nur eine geringe Aufnahme- und Pufferkapazität hat. Dies trifft auf Antibiotikaeinsatz, Flächenverbrauch, Pestizide, Plastik und Gewässereutrophierung zu. In diesem Fall kann die tatsächliche marginale Schadenshöhe oft mit dem Umfang der Schädigung steigen (konvexe Schadensfunktion). Mit einer Durchschnittskostenbetrachtung unterschätzt man dann den Schaden. Sich nicht längerfristig akkumulierende Umweltschäden rühren von „Flow pollutants“. Dies trifft in diesem Artikel auf die Kategorie der Luftverschmutzung zu. Wenn in diesem Fall ein linearer Zusammenhang zwischen dem Umfang der jeweiligen Externalität und den resultierenden Schäden besteht, ist diese Vorgehensweise exakt. Umwelt- und Gesundheitsschäden, die nicht eindeutig nach diesem Prinzip zuzuordnen sind, sind gesundheitsschädlicher Konsum sowie, im Bereich Verkehr, Lärm und Unfälle.

Wir weisen die Kosten in Euro und inflationsbereinigt zum Jahr 2020 aus, sofern nicht explizit anders angegeben. Wenn in den zugrundeliegenden Studien keine Angabe zum Referenzjahr der Währung vorliegt, nehmen wir an, dass sich die verwendete Kostenschätzung auf das

jeweilige Publikationsjahr bezieht. Die Berechnungen mit samt Daten und Quellen stehen in einem Online-Anhang unter <http://doi.org/10.5281/zenodo.4730277> (Roolfs et al. 2021b) zum Download bereit.

Im Folgenden geben wir einen Überblick über Ursachen (Prozesse), Auswirkungen und Schäden, Quantifizierung, Durchschnittskosten, Einnahmen und die zugrundeliegende Methodik, nach der die externen Kosten ermittelt wurden.

A1 Gesundheitsschädlicher Konsum

Im Folgenden betrachten wir die Kosten des gesundheitsschädlichen Konsums von Alkohol, Tabak, Zucker und Fleisch.

Auswirkung und Schäden. Hieraus resultierende Erkrankungen können zu Produktivitätsausfällen und verringerter Lebenserwartung führen. Die Behandlungskosten und Produktivitätsausfälle werden über die Sozialversicherungen und das Steuersystem sozialisiert, so dass externe Kosten durch den individuellen Konsum entstehen.

Quantifizierung. Bisherige Studien quantifizieren zu meist die Gesundheitskosten, die einen großen Anteil an den externen Kosten ausmachen, vernachlässigen aber sogenannte interne Kosten aufgrund mangelnder Selbstdisziplin, fehlenden Wissens oder Suchtverhaltens.

Meier et al. (2015) geben die reinen Gesundheitskosten des Zuckerkonsums mit 8,6 Milliarden Euro für das Jahr 2008 in Deutschland an (entspricht rund 9,9 Milliarden Euro im Jahr 2020 und Durchschnittskosten von 3,45 Euro/kg Zucker). In einer Studie für die Vereinigten Staaten schätzen Allcott et al. (2019) die Optimalsteuerhöhe für gesüßte Getränke auf 0,41 Euro/Liter, was interne und externe Kosten beinhaltet. Wenn man Allcott et al. (2019) auf deutsche Verbrauchsdaten anwendet (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2021), belaufen sich die Optimalsteuereinnahmen für gesüßte Getränke auf 3,5 bis 4,1 Milliarden Euro.

Springmann et al. (2018) schätzen die Gesundheitskosten des Konsums von rotem und verarbeitetem Fleisch auf jeweils 0,94 und 4,17 Dollar/kg für einkommensstarke Länder (entspricht circa 0,98 und 4,35 Euro/kg inflationsbereinigt zum Jahr 2020). Basierend auf ihrer Schätzung belaufen sich die Kosten des Konsums von rotem und verarbeitetem Fleisch damit für Deutschland auf rund 10 Milliarden Euro pro Jahr.

Effertz et al. (2017) und Effertz (2019) schätzen in ihren Studien die externen Kosten des Alkohol- und Tabakkonsums auf jeweils 41,37 und 99,12 Milliarden Euro (inflati-

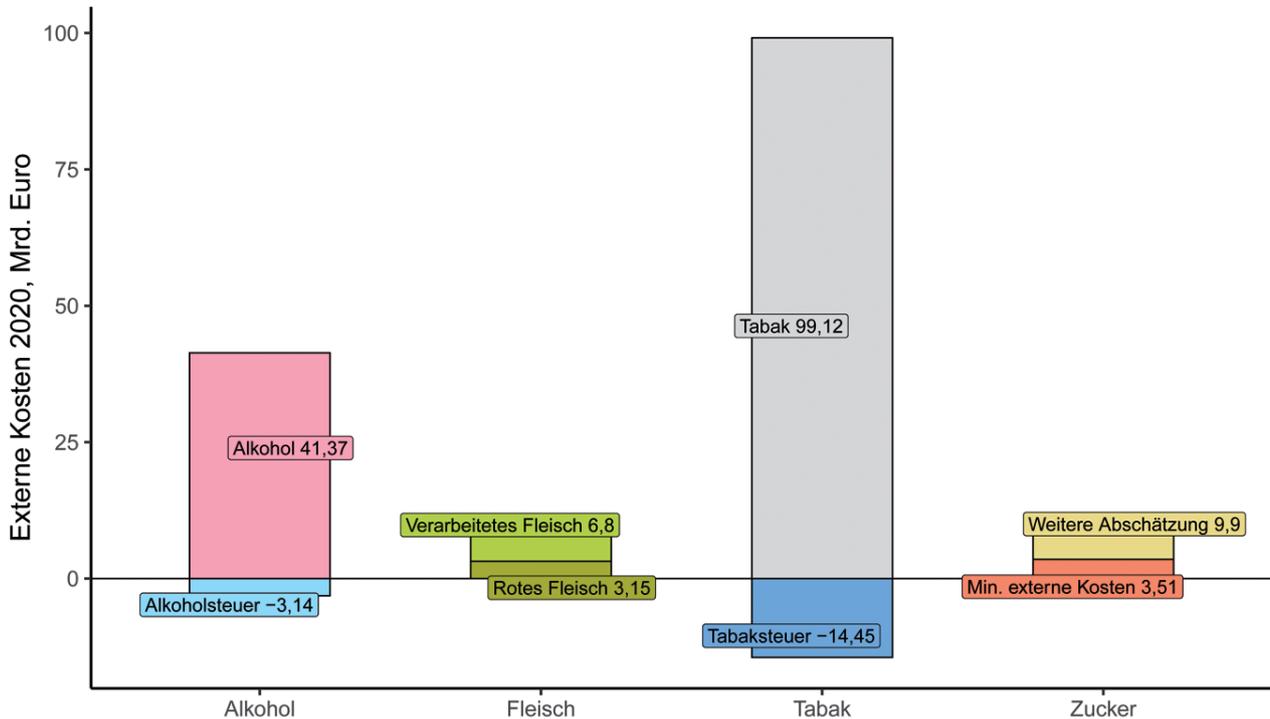


Abbildung A1: Externe Kosten (vor allem externe Gesundheitskosten) pro Jahr durch gesundheitsschädlichen Konsum von Tabak, Alkohol, Zucker und rotem und verarbeitetem Fleisch

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf Alcott et al. 2019, BMEL 2021, Effertz et al. 2017, Effertz 2019, Meier et al. 2015, Springmann et al. 2018

onsbereinigt zu 2020) und gelangen dementsprechend zu Durchschnittskosten von 44,65 Euro/Liter puren Alkohols und 0,85 Euro/Stück (Tabakprodukt). In diesen Berechnungen werden jedoch meist die Entlastungen für die Rentenversicherung aufgrund früherer Sterblichkeit ausgeblendet, die unter bestimmten Voraussetzungen die externen Gesundheitskosten aufwiegen können (Sloan et al. 2004 sowie Steidl und Wigger 2015). Beim Tabakkonsum liegen die internen Kosten aufgrund von Abhängigkeiten allerdings um ein Vielfaches höher als die externen Kosten (Gruber und Köszegi 2008).

Auf Basis der aufgeführten Studien liegen die externen Kosten des gesundheitsschädlichen Konsums von Alkohol, Tabak, Zucker und Fleisch bei circa 154 bis 160 Milliarden Euro pro Jahr. Mit Entfaltung der Lenkungswirkung ist mit einer Einnahmenabnahme zu rechnen – allerdings kann auch bei hoher Besteuerung davon ausgegangen werden, dass der Konsum (und damit die Einnahmen) nicht zum Erliegen kommt. Abbildung A1 fasst dies zusammen.

Einnahmen. Die Einnahmen aus Alkohol- und Tabaksteuer aus dem Jahr 2019 belaufen sich auf 3,14 und 14,45 Milliarden Euro (in Euro 2019). Sie sind in Abbildung A1 als negative Balken eingezeichnet.

A2 Klimawandel

Treibhausgase entstehen als Nebenprodukt aus der Verbrennung fossiler Energie, Landnutzung, landwirtschaftlichen und industriellen Prozessen, die CO₂, Methan und Lachgas freisetzen. Die Schäden, die Treibhausgase durch ihre Anreicherung in der Atmosphäre (Erwärmung, Klimawandel) anrichten, werden von den Emittenten nicht getragen oder auch nur berücksichtigt.

Auswirkung und Schäden. Eine globale Erwärmung von bis zu 5 Grad Celsius bis zum Jahr 2100 verursacht relativ zur Zeit vor der Industrialisierung einen Meeresspiegelanstieg von bis zu 100 cm, die Versauerung der Ozeane, geringere landwirtschaftliche Erträge, Verknappung von Wasser und Land, vermehrtes Artensterben, Ausbreitung von (Infektions-) Krankheiten, extreme Wetterereignisse, Vermögens- und Sachschäden sowie Produktionseinbußen (IPCC 2014).

Quantifizierung. Eine vollständige Erfassung der Schäden ist schwierig und mit Unsicherheiten behaftet. In jüngsten Arbeiten, die auf empirisch messbaren, bereits erfolgten, rein wirtschaftlichen Klimaschäden fußen, sind für das Jahr 2020 als externe Kosten 80 bis 150 Euro/tCO₂ angegeben (vgl. u. a. Kalkuhl und Wenz 2020). Gemessen an den gesamten deutschen Treibhausgasemissionen im

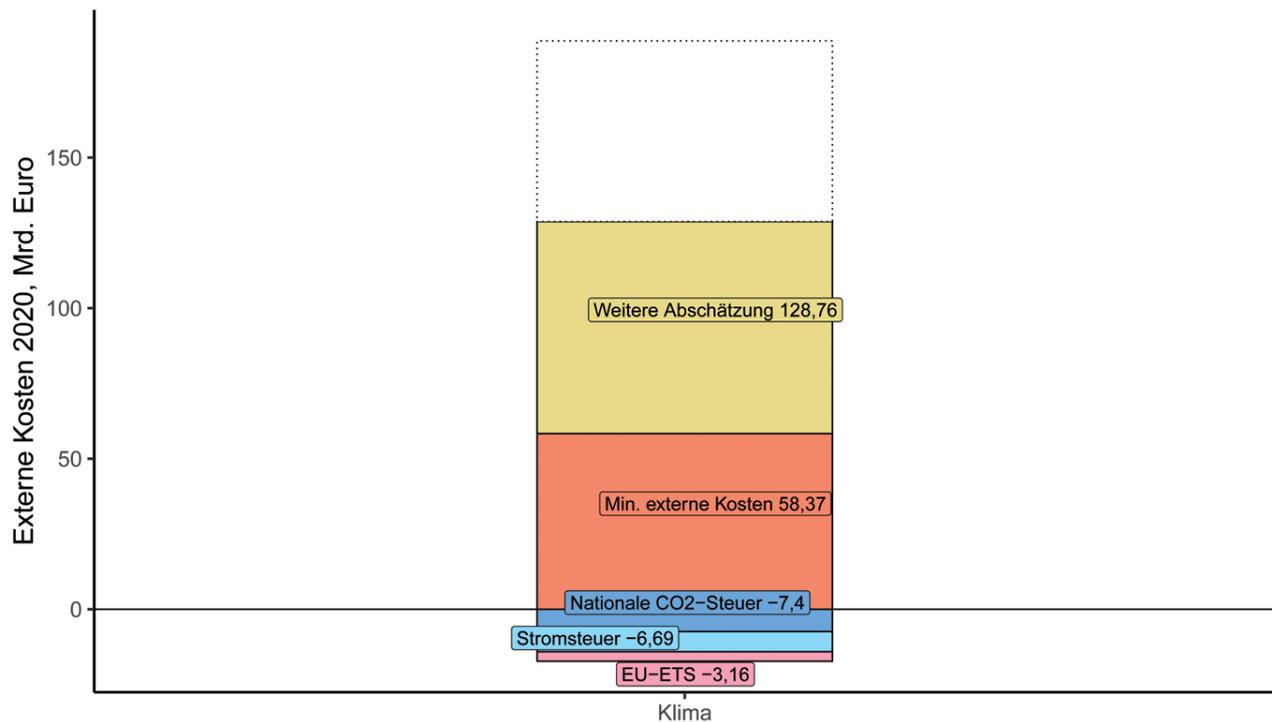


Abbildung A2: Externe Kosten des Klimawandels pro Jahr in Deutschland

Anmerkung: Der gestrichelte Balken zeigt die hohe Unsicherheit der Kostenschätzung an, da es bis dato keine oder nur wenige Studien gibt.

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf DEHSt 2019, Kalkuhl und Wenz 2020, NASEM 2017

Jahr 2019 betragen diese Schäden bereits 69 bis 129 Milliarden Euro. Auf Basis von Expertenbefragungen ermittelt Pindyck (2019) externe Kosten von 150 bis 300 Dollar/tCO₂ (circa 130 bis 260 Euro/tCO₂) und Hänsel et al. (2020) von 119 bis 208 Dollar/tCO₂ (circa 100 bis 180 Euro/tCO₂) für das Jahr 2020 auf Basis der Expertenbefragung von Drupp et al. (2018). In der derzeit aktuellsten Umfrage finden Howard und Sylvan (2021a, b) heraus, dass Gesamtkosten bei dem aktuellen Verlauf der Klimaerwärmung bis 2025 bei 1,7 Billionen Dollar pro Jahr und bis 2075 bei etwa 30 Billionen Dollar pro Jahr (5 Prozent des prognostizierten BIP) liegen werden.

Die amerikanische Nationale Akademie der Wissenschaften (NASEM 2017) und das amerikanische Umweltbundesamt (United States Environmental Protection Agency 2016) schätzen die Kosten bei einer Diskontrate von 2,5 Prozent auf 62 Dollar/tCO₂ für das Jahr 2007 (68 Euro/tCO₂ 2020), was mit Blick auf deutsche Treibhausgasemissionen Schäden von 58 Milliarden Euro im Jahr 2019 bedeutet.²⁰ Abhängig von Annahmen unter anderem zu Diskontrate und regionaler Auflösung kommen diese und weitere Stu-

dien auf zum Teil geringere, aber auch deutlich höhere externe Kosten. Das UBA (2020) ermittelt für Deutschland einen Wert von 195 Euro/tCO₂ und kommt damit auf circa 167 Milliarden Euro Gesamtkosten im Jahr 2019.²¹ Es empfiehlt außerdem Sensitivitätsanalysen mit 680 Euro/tCO₂.

In Abbildung A2 verwenden wir den Schaden basierend auf NASEM 2017 als untere Grenze und die Ergebnisse von Kalkuhl und Wenz (2020) für die „weitere“ Abschätzung. Die Werte aus NASEM 2017 sind als relativ konservativ²² und solide anzusehen, da diese Methodik auch in den Vereinigten Staaten zur Berechnung der „sozialen Kosten des Kohlenstoffs“ (social cost of carbon) so angelegt ist, dass die Ergebnisse vor Gericht Bestand haben (Sunstein 2018). In diesen Berechnungen sind neuere Studien wie Kalkuhl und Wenz (2020), ebenfalls solide und eher konservativ, jedoch noch nicht enthalten. Die Schadensschätzung zum Klimawandel ist weiterhin Gegenstand aktueller Forschung und wird kontinuierlich weiterentwickelt (IPCC 2014); viele Schadenswirkungen (wie zum Beispiel der Verlust der Artenvielfalt) konnten bisher noch nicht quantifiziert werden. Deshalb geben wir eine

²⁰ Die Berechnung der externen Kosten ist sehr sensitiv gegenüber der Wahl der Diskontrate. Klimaschäden entstehen größtenteils in der fernen Zukunft und müssen deshalb auf ihren Gegenwartswert abdiskontiert werden.

²¹ Wir verwenden den CO₂-Ausstoß des Jahres 2019, um eine Verzerrung der Schätzung durch die Corona-Pandemie zu verhindern.

²² Einflussfaktoren wie nicht-marktbezogene Schäden sind noch nicht berücksichtigt.

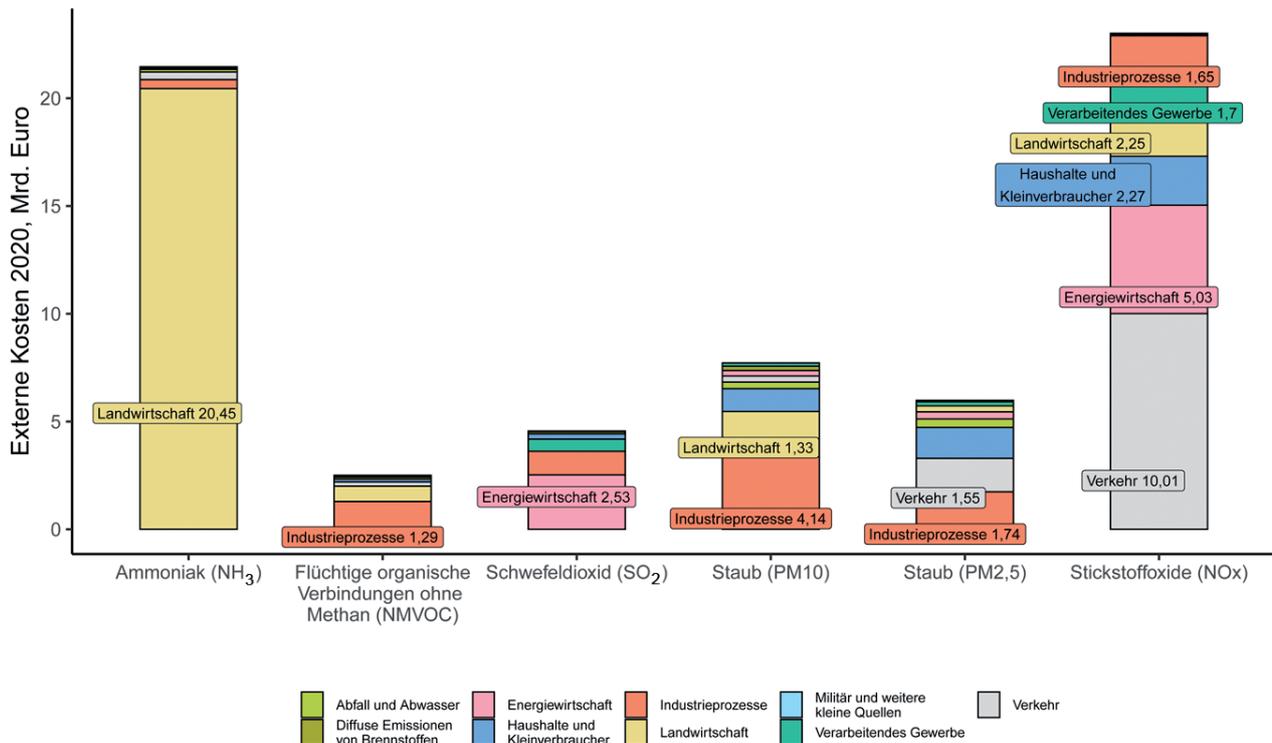


Abbildung A3: Externe Kosten lokaler Luftverschmutzung pro Jahr
Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf UBA 2020b, UBA 2021b

potenzielle Unsicherheitsmarge zusätzlich zu den weiteren Abschätzungen an. Abbildung A2 zeigt jeweils die niedrige und hohe Kostenschätzung sowie die Unsicherheit der Schadensbemessung (gestrichelte Box).

Einnahmen. Die Versteigerung der Emissionen im EU-ETS hat im Jahr 2019 insgesamt 3,16 Milliarden Euro an Erlösen erbracht (DEHSt 2019). Die Einnahmen aus dem nEHS werden für das Jahr 2021 auf etwa 7,4 Milliarden Euro geschätzt (Bundestag 2020b). Beide Einnahmen werden in einem Sonderfonds verwaltet und stehen nicht dem allgemeinen Haushalt zur Verfügung. Die Einnahmen aus der Stromsteuer betragen im Jahr 2019 6,69 Milliarden Euro und werden hier ebenfalls den externen Kosten des Klimawandels gegenübergestellt. Mit einer höheren Bepreisung würden die Einnahmen zuerst zunehmen. Mit Entfaltung der Lenkungswirkung und danach Erreichen der Klimaneutralität werden die Einnahmen mittelfristig abnehmen und langfristig verschwinden. Die aktuellen Einnahmen sind in Abbildung A2 als negative Balken dargestellt.

A3 Lokale Luftverschmutzung

Energieerzeugung, industrielle und landwirtschaftliche Produktion wie auch Verkehr emittieren Feinstaub oder

dessen Vorläufersubstanzen; Stickoxide und flüchtige organische Verbindungen verursachen bodennahes Ozon.

Auswirkung und Schäden. Luftverschmutzung verursacht Krankheiten und führt zu vorzeitigen Todesfällen sowie zu Produktivitätsverlusten und Kosten für das Gesundheitssystem. Dabei sind Feinstaub und (bodennahes) Ozon die für die Gesundheit gefährlichsten Arten der Luftverschmutzung. Ammoniak aus der Landwirtschaft lagert sich in Ökosystemen ab und führt zu unkontrollierbaren Eutrophierungseffekten sowie zur Versauerung der Böden. Darüber hinaus kann Ammoniak auch direkt Ökosysteme und Pflanzen schädigen, da es sich toxisch auf Blattorgane auswirkt (vgl. UBA 2015, S. 56).

Quantifizierung. Die rein wirtschaftlichen Kosten (Produktivitätsverluste) von Feinstaub betragen jüngsten empirischen Untersuchungen zufolge mehrere Prozentpunkte der Wirtschaftsleistung (Dechezleprêtre et al. 2019). Die externen Kosten der Luftverschmutzung ohne Verkehr beliefen sich 2012 in Deutschland auf rund 53 Milliarden Euro (European Environment Agency 2014). Die größten Kostenblöcke verursachen Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft mit 21,46 Milliarden Euro und Luftverschmutzung durch Verkehr mit 12,42 Milliarden Euro (UBA 2020b).

Die EU-Kommission findet in ihrer Studie zu den externen Kosten des Verkehrs noch höhere Umweltkosten im

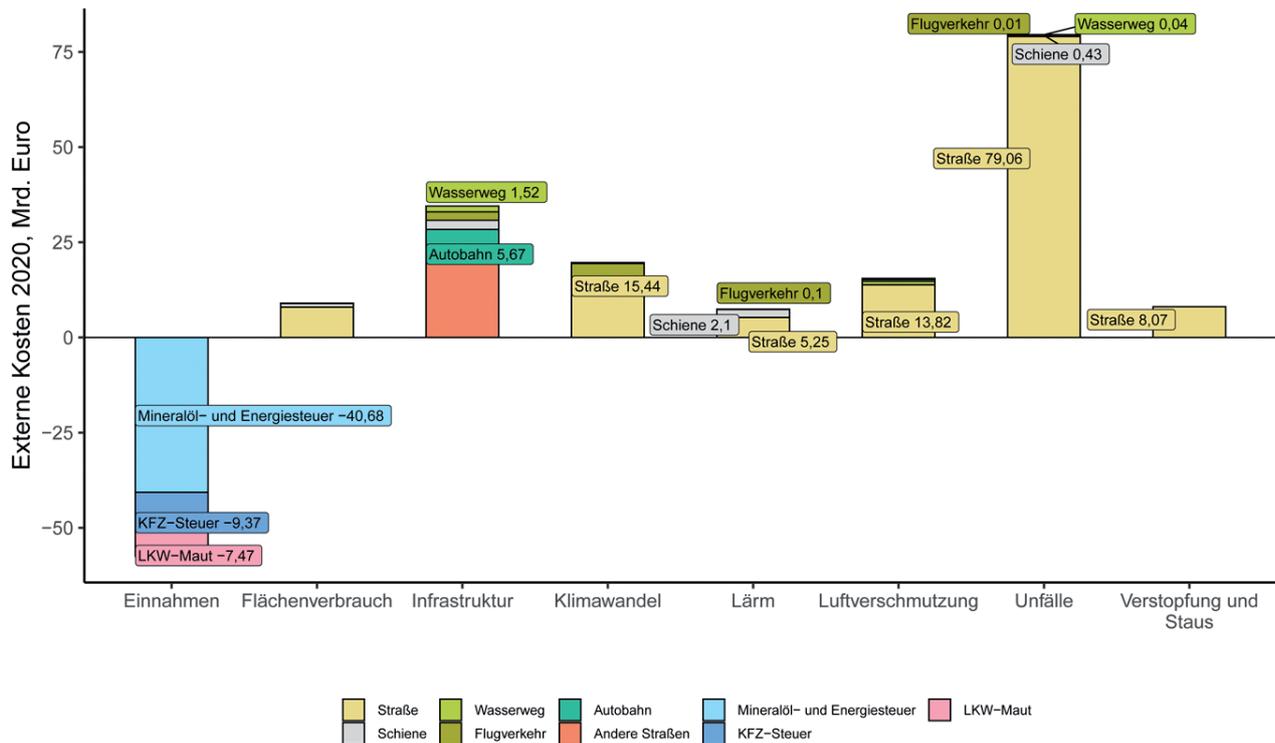


Abbildung A4: Externe Kosten des Verkehrs pro Jahr

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf EC 2019a, b und Destatis 2021

Umfang von 15,55 Milliarden Euro durch Luftverschmutzung im Verkehr (EC 2019a). Abbildung A3 fasst diese Kosten lokaler Luftverschmutzung zusammen. Dort zeigen wir die Schätzungen für den Verkehr aus der Methodenkonvention des UBA (2020b), die unter der Schätzung der EC (2019a) liegen (um 3 Milliarden Euro).

Einnahmen. Derzeit keine. Wenn eine Bepreisung eingeführt wird, ist im Zuge der Entfaltung der Lenkungswirkung tendenziell mit abnehmenden Einnahmen zu rechnen.

A4 Verkehr

Verkehr benötigt Fläche und Infrastruktur, verursacht umwelt- und gesundheitsschädliche Emissionen und zieht Arbeitsausfälle oder Produktivitätsverluste durch Unfälle und Staus nach sich.

Auswirkungen und Schäden. Staus verursachen Zeitkosten und Produktivitätsverluste; Verkehrslärm geht mit Kosten für das Gesundheitssystem und mit Produktivitätsverlusten einher; Unfälle bedeuten menschliches Leid, medizinische Kosten, Behandlungsfolgekosten, Arbeitsausfälle, Staus und Verwaltungskosten. Diese Kosten sind nur teilweise von Versicherungen abgedeckt. Die Nutzung von Infrastruktur ist von Wartungs- und Instandhaltungs-

kosten begleitet. Wenn die Verkehrsteilnehmer nicht angemessen an den Kosten beteiligt werden, kommt es zu Fehlanreizen bei der Wahl der Verkehrsmittel sowie des Wohn- und Arbeitsortes, also der Nachfrage nach Infrastruktur.

Quantifizierung. Die Europäische Kommission ermittelt die Kosten des Straßenverkehrs in ihrem Handbuch zu externen Kosten des Transports (EC 2019a). 5 Milliarden Euro werden demnach durch Lärm im Straßenverkehr verursacht, rund 2 Milliarden Euro durch Lärm im Zug-, Wasser- und Luftverkehr. Der größte Kostenblock sind Unfälle im Straßenverkehr. Die externen Kosten – also nicht von Versicherungen abgedeckten Kosten – von Unfällen werden mit rund 79 Milliarden Euro angegeben. Die Kosten für Stau und Überlastung von Straßen belaufen sich nach EC (2019b) auf 8 Milliarden Euro und entstehen ausschließlich im Straßenverkehr (vgl. auch INRIX 2016 mit ähnlichen Kosten von 5 Milliarden Euro). Die Wohlfahrtsverluste aus der suboptimalen Nachfrage nach Infrastruktur und den damit verbundenen Siedlungsstrukturen und Verkehrsströmen sind bisher nicht untersucht und quantifiziert worden. Die Kosten der Bereitstellung der Verkehrsinfrastruktur, bestehend aus Investition und Instandhaltung in Deutschland, belaufen sich nach EC (2019b) auf 28 Milliarden Euro (Straße) und 6 Milliarden Euro (andere Verkehrswege).

Die Kostenblöcke sind in Abbildung A4 dargestellt und nach Verkehrsweg untergliedert. Dabei sind die hier angegebenen Kostenblöcke zu Luftverschmutzung (12,42–15,55 Milliarden Euro), Klimakosten (19,72 Milliarden Euro) und Flächenverbrauch (9,02 Milliarden Euro) zudem auch den Abschnitten A2, A3 und A4 zuzuordnen.²³

Einnahmen. Die Energiesteuer, größtenteils auf Mineralölerzeugnisse erhoben, ergab 2019 Einnahmen von circa 41 Milliarden Euro, die KFZ-Steuer von circa 9 Milliarden Euro. Die LKW-Maut generierte 2020 circa 7 Milliarden Euro/Jahr (Wegekostenanteil), vgl. EC 2019a. Mit der Ausweitung auf PKW und kleinere Nutzfahrzeuge könnten weitere 9 Milliarden Euro im Jahr generiert werden (BMVI 2018). Die langfristigen Einnahmen dürften aufgrund des steigenden Verkehrsaufkommens ebenfalls zunehmen. Jedoch könnte technischer Fortschritt auch zu einer Reduktion von Lärm, Staus und Unfällen führen.

A5 Antibiotikaeinsatz

Antibiotika werden nicht nur in der Humanmedizin, sondern auch in der Landwirtschaft durch die Veterinärmedizin eingesetzt. Sie dienen nicht nur der Infektionsbehandlung, sondern auch als Wachstumsbeschleuniger. Die alleinige Verwendung als Wachstumsbeschleuniger ist in Deutschland verboten, jedoch ist es im konkreten Fall schwierig klar zwischen Infektionsbehandlung und Wachstumsbeschleunigung zu unterscheiden (BMG 2019).

Jegliche Verwendung von Antibiotika, ob in der Tiermast oder in der Human- und Veterinärmedizin, trägt zur Entwicklung von Antibiotikaresistenzen bei, deren Kosten letztlich über die Gesundheits- und Behandlungskosten im Sozialstaat auf die Gesellschaft abgewälzt werden (negative Externalität). Je höher der Verbrauch, desto höher das Risiko von entstehenden Resistenzen (O'Neill, 2015a, b und Goossens et al., 2005). Zwischen 75 und 90 Prozent der von Nutztieren eingenommen Antibiotika werden ausgeschieden und gelangen so in Abwassersysteme, Böden und andere Wasserquellen (O'Neill 2015a).

Des Weiteren wird die Gülle vieler Nutztiere als Dünger verwendet und gelangt so direkt auf landwirtschaftliche Böden und Felder (O'Neill 2015a). Über den direkten Kontakt von Tier zu Tier und über Ausscheidungen auf den Weiden und im Stall ist somit eine Übertragung antibiotikaresistenter Bakterien möglich. Die Reduktion der Anti-

biotikanutzung in der Viehhaltung reduziert Antibiotikaresistenzen in Nutztieren (Scott et al. 2018). Der Transfer von Tier zu Mensch ist ebenfalls über direkten Kontakt, Konsum von nicht pasteurisierten oder ungekochten tierischen Lebensmitteln oder durch eine Ausbreitung der Bakterien in die Umwelt möglich (Rushton et al. 2014).

O'Neill (2015a) wertet die gegenwärtige Literatur zu Antibiotika in der Landwirtschaft aus und stellt fest, dass 72 Prozent aller wissenschaftlichen Papiere eine Verbindung von Antibiotikanutzung in der Landwirtschaft und antibiotikaresistenten Keimen in Menschen nachweisen. Nur 5 Prozent der Studien ergeben keinen Einfluss (O'Neill 2015a). Dennoch besteht hier weiterer Forschungsbedarf, damit sich Übertragungsrisiken vom Einsatz in der Landwirtschaft auf andere Bereiche der Gesellschaft besser quantifizieren lassen.

In den Vereinigten Staaten werden mehr als 70 Prozent der für Menschen als medizinisch wichtig eingestuften Antibiotika für Tiere in der Landwirtschaft verwendet (O'Neill 2016, S. 24). Viehhaltung auf engstem Raum führt zudem zu einem erhöhten Risiko, dass sich antibiotikaresistente Bakterien ausbreiten und auf Menschen überspringen.

Auswirkung und Schäden. Antibiotikaresistenzen führen dazu, dass normalerweise unkomplizierte Infektionen bei Menschen mit einer höheren Wahrscheinlichkeit zu chronischen Krankheiten und allgemein längeren Krankenhausaufenthalten führen, dass stärkere Antibiotika mit größeren Nebenwirkungen eingesetzt werden müssen oder dass eine Infektion tödlich endet. Viele normale medizinische Eingriffe wie Kaiserschnitte, Prothesenoperationen oder Organtransplantationen gehen sehr häufig mit bakteriellen Infektionen einher. Heute harmlose Eingriffe werden durch die Zunahme von Antibiotikaresistenzen risikoreicher und schmerzhafter und enden häufiger tödlich (Roope et al. 2019).

Quantifizierung. Bis dato existieren nach unserem Wissen keine Studien, deren Autoren ausschließlich die sozialen Kosten des Antibiotikaeinsatzes in der Landwirtschaft schätzen. Für die Quantifizierung verwenden wir daher eine Studie der Weltbank (Jonas et al. 2017), welche die jährlichen globalen Kosten durch die Reduktion des Arbeitsangebots durch Antibiotikaresistenzen mit 1,1 Prozent bis 3,8 Prozent des globalen Bruttoinlandsprodukts (BIP) beziffert. Für Länder mit hohem Einkommen (zum Beispiel Deutschland) schätzt die Weltbank jährliche Kosten von 0,8 bis 3,1 Prozent des BIP. Für Deutschland entspricht dies sozialen Kosten von 27,72 bis 107,42 Milliarden Euro 2019, dargestellt in Abbildung A5.

Die von Jonas et al. (2017) ermittelten Kosten basieren auf einem dynamischen, allgemeinen Gleichgewichtsmodell mit neoklassischen Wachstumseigenschaften für

²³ Während wir in den einzelnen Abschnitten diese doppelte Zuordnung zulassen, wird sie in der Berechnung und Übersicht der Gesamtkosten aller Bereiche, die wir im Haupttext zeigen, herausgerechnet.

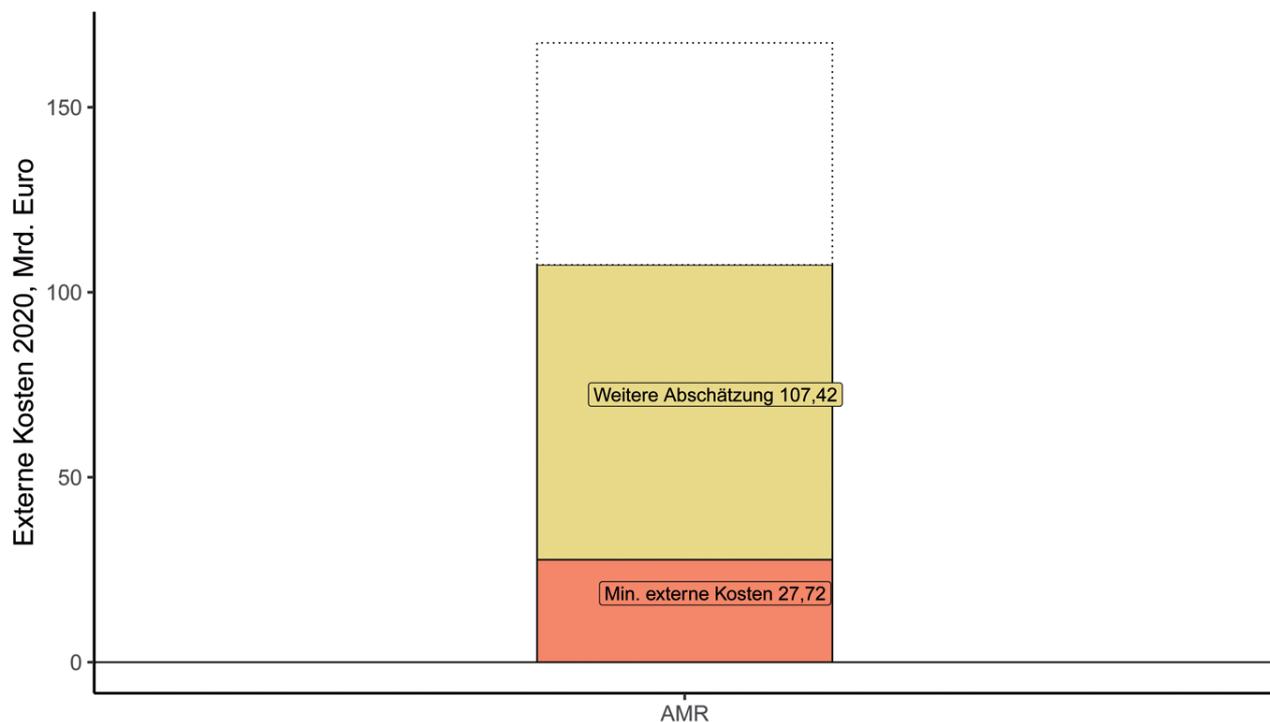


Abbildung A5: Externe Kosten des Antibiotikaeinsatzes als Auslöser für Antibiotikaresistenzen (AMR) in Deutschland pro Jahr

Anmerkung: Der gestrichelte Balken zeigt die hohe Unsicherheit der Kostenschätzung an, da es bis dato keine oder nur wenige Studien gibt.

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf Jonas et al. 2017

mehrere Länder und Sektoren. Die Kostensituationen sind als Reduktion des Arbeitsangebots und somit als entgangene Arbeitslöhne modelliert. Diese indirekten Kosten umfassen sowohl den BIP-Verlust durch frühen Tod und gesunkene Arbeitsproduktivität als auch eine gestiegene Todesrate in der Nutztierwirtschaft, die zu geringerem Angebot von tierischen Nahrungsmitteln und somit zu höheren Preisen führt. Die direkten Kosten umfassen Ressourcen, die aufgewendet werden müssen, um gegen Krankheiten vorzugehen, sowie Kosten für Krankenhausaufenthalte und Medikamente. Die Gesundheit und das Wohlbefinden der Patienten sind nicht eingepreist, ebenso wenig wie Schmerzen, wenn auf minderwertige Behandlungsmethoden zurückgegriffen werden muss. Außerdem legen empirische Studien nahe, dass Menschen ihr Leben höher bewerten als die Summe ihrer entgangenen Löhne. Die geschätzten sozialen Kosten können daher noch höher sein als hier angegeben (Jonas et al. 2017, S. 16-17). Eine Studie im Auftrag der Regierung des Vereinigten Königreichs schätzt, dass jährlich 10 Millionen Menschen aufgrund von Antibiotikaresistenzen sterben könnten. O'Neill (2016) beziffert die kumulierten Kosten bis zum Jahr 2050 mit 84 Billionen Euro (100 Billionen Dollar).²⁴

Gemäß dem derzeitigen Forschungsstand sind die sozialen Kosten aus dem Antibiotikaeinsatz in der Landwirtschaft und der Humanmedizin bisher nicht separat beziffert worden.

In Deutschland wurden im Jahr 2019 in der Landwirtschaft 670 Tonnen Antibiotika an Nutztiere verabreicht (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 2020). Dies entspricht in etwa der Menge in der Humanmedizin (Köper et al. 2020). Eine Aufgliederung der Kosten in gleiche Teile für Mensch und Tier anhand der reinen Menge verschriebener Antibiotika ist nicht möglich. Die Effekte sind nicht linear skalierbar, da die Übertragung von resistenten Bakterien von Tier zu Mensch anders abläuft als von Mensch zu Mensch. Außerdem ist die Art des von Resistenzen betroffenen Antibiotikums und die Hartnäckigkeit der Resistenz entscheidend. Um eine bessere Quantifizierung zu ermöglichen, ist weitere Forschung mit Hinblick sowohl auf die Übertragungskanäle als auch auf die Entwicklung von Resistenzen erforderlich (Roope et al. 2019).

Einnahmen. Derzeit keine. Mit einer Preislenkung in der Tiermast könnten zusätzliche Einnahmen generiert werden, die mit der Entfaltung der Lenkungswirkung mittelfristig voraussichtlich abnehmen.

²⁴ Unklar ist, ob diese Studie auch die Kosten durch die Reduktion von Arbeitsangebot berechnet.

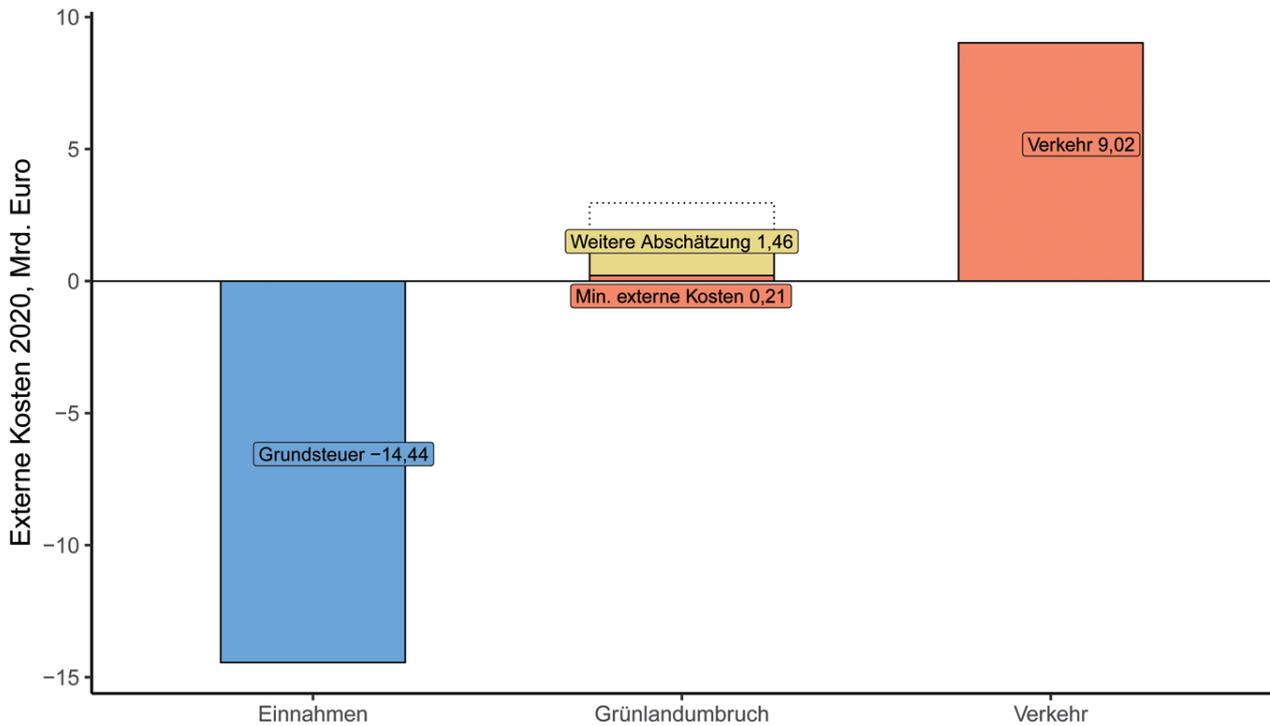


Abbildung A6: Externe Kosten von Flächenverbrauch durch Grünlandumbruch und Verkehrsinfrastruktur pro Jahr

Anmerkung: Der gestrichelte Balken zeigt die hohe Unsicherheit der Kostenschätzung an, da es bis dato keine oder nur wenige Studien gibt.

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf EC 2019a, Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2016, Destatis 2021

A6 Flächenverbrauch

Wirtschaftliche Aktivitäten und menschliche Lebensräume bedürfen der Infrastruktur. Diese wird auf bereits wirtschaftlich genutzten oder ungenutzten Flächen errichtet.

Auswirkung und Schäden. Lebensräume von Tieren und Pflanzen werden verringert oder fragmentiert. Durch die Flächenversiegelung kann es einerseits zu negativen Auswirkungen auf den Boden kommen, andererseits ergeben sich Beeinträchtigungen des Wasserhaushaltes durch weniger Versickerung und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Wasserversorgung des versiegelten Bodens sowie Anstauung/Umlenkung von Wasserabflüssen. Damit verbunden ist auch ein erhöhtes Risiko von Bodenerosion.²⁵ Grünland reguliert das lokale Klima, leistet Erosions- und Gewässerschutz und trägt zur Erhaltung der Biodiversität bei; seine Zerstörung verringert diese Dienstleistungen. Natürliche oder naturnahe Flächen die-

nen als Erholungsgebiet und damit in vielen Fällen auch der Gesundheit des Menschen.

Quantifizierung. Die Quantifizierung externer Kosten des Flächenverbrauchs ist komplex. Wissenschaftliche Studien, die eine umfassende Quantifizierung des Flächenverbrauchs vornehmen, fehlen bis dato. Im Folgenden verwenden wir Schätzungen aus spezifischen Studien zu spezifischen Arten von Flächenverbrauch, was als erste Näherung der externen Kosten des Flächenverbrauchs zu begreifen ist.

Die Autoren von Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016) ermitteln die Kosten des Verlusts von Grünland (Grünlandumbruch) auf 466 und 3.174 Euro pro Hektar und Jahr. Da die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland konstant bleibt, wird hier angenommen, dass Grünlandumbruch und Inanspruchnahme von Siedlungsfläche einander ungefähr entsprechen. Auf Basis der Studie von Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016) ergeben sich damit jährliche Gesamtkosten von zwischen 7 und 48 Millionen Euro. Wichtig ist dabei, dass sich die Kosten, die in einem Jahr verursacht werden, erst im Laufe der Zeit materialisieren. Über einen Zeitraum von 30 Jahren beziffern sich die Schäden, die in einem Jahr verursacht werden, auf zwischen 0,21 und 1,46 Milliarden Euro, wie in Abbildung A6 dargestellt.

²⁵ Aus globaler Sicht hat die Umwandlung natürlicher Lebensräume in landwirtschaftliche oder urbane Ökosysteme Einfluss auf das Risiko und die Inzidenz von Zoonosekrankheiten beim Menschen. Daher kann die Verringerung des Verlusts natürlicher Lebensräume die Wahrscheinlichkeit künftiger Epidemie- und Pandemieausbrüche verringern (Gibb et al. 2020, Tollefson 2020 und Olivero et al. 2017).

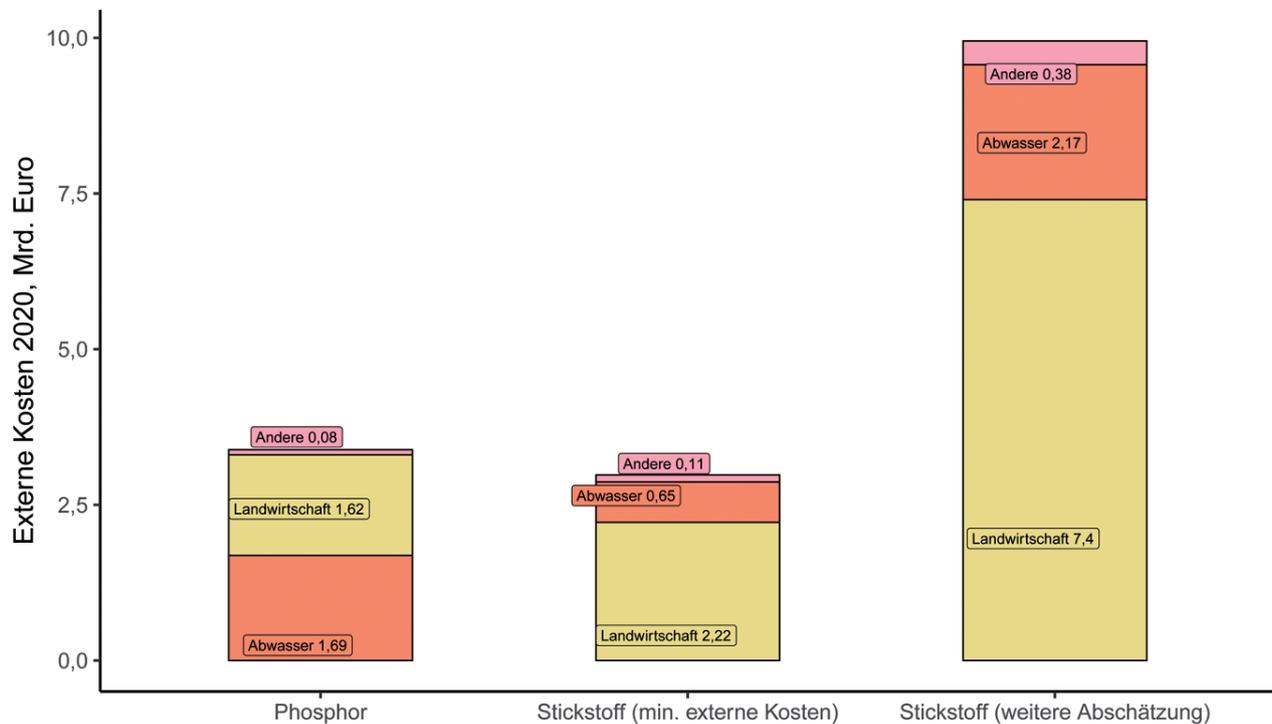


Abbildung A7: Externe Kosten von Stickstoff- und Phosphoreintrag pro Jahr

Anmerkung: Der gestrichelte Balken zeigt die hohe Unsicherheit der Kostenschätzung an, da es bis dato keine oder nur wenige Studien gibt.
Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf van Grinsven et al. 2013, UBA 2020b, UBA 2021a

Eine Möglichkeit, die Kosten des Flächenverbrauchs zu beziffern, besteht im Rückgriff auf Wiederherstellungskosten (Restorationskosten). Die Restorations- beziehungsweise Aufforstungskosten von genutzter Siedlungsfläche belaufen sich nach einer von der Europäischen Kommission in Auftrag gegebenen Studie auf 11,3 Euro/m² (Ott et al. 2006). Nach diesen Zahlen belaufen sich die Gesamtkosten für die 2019 versiegelte Fläche (exklusive geplante Verkehrsfläche) damit auf knapp 1,73 Milliarden Euro.

Die Europäische Kommission schätzt die externen Kosten des Flächenverbrauchs durch Verkehrsinfrastruktur auf rund 9,02 Milliarden Euro allein in Bezug auf Habitatsverlust und Habitatsfragmentierung (EC 2019a).

Einnahmen. In Deutschland existiert keine Steuer mit dem Ziel einer Verringerung des Flächenverbrauchs. Allenfalls die Grundsteuer auf Gebäude und Flächen könnte prinzipiell den Flächenverbrauch beeinflussen. Da sie aber auch den Wert der auf der Fläche stehenden Gebäude mitbesteuert und die Steuer gemessen am Immobilienwert sehr gering ist, ist von keiner bedeutenden Lenkungswirkung auszugehen. Im Jahr 2019 hat die Grundsteuer 14,44 Milliarden Euro erbracht. Im Hinblick auf die Einpreisung von Externalitäten ist die Besteuerung von Fläche einschließlich Gebäuden suboptimal, da Flächeninanspruchnahme und Nutzung eine negative Externalität aufweisen,

die Bebauung davon aber getrennt werden muss. Ideal wäre eine reine Bodensteuer, welche die Flächeninanspruchnahme drosselt, die Bebauung bereits bestehender Siedlungsfläche aber fördert.

Dies würde zu einer Verdichtung führen und somit die Flächeninanspruchnahme einhegen, ohne das Angebot an Wohnraum zu verringern. Mit zunehmender Flächeninanspruchnahme würden sich die Einnahmen aus einer Bodensteuer erhöhen, ab Erreichen des Netto-Null-Ziels jedoch blieben sie konstant. Die Bodensteuer hätte also langfristig eine stabile Steuerbasis.

Weil Infrastrukturausgaben jedoch selbst bisher steuerfinanziert sind, entstünden keine Mehreinnahmen (anders bei einer Maut, bei der die Flächenkosten umgelegt werden können). Mit Entfaltung der Lenkungswirkung wären diese abnehmend oder verschwindend, da bis 2050 gemäß EU-Ressourcenstrategie und deutschem Klimaschutzplan ein Netto-Null-Ziel zum Flächenverbrauch erreicht werden soll.²⁶

²⁶ Siehe BMU 2016.

A7 Gewässereutrophierung durch Stickstoff- und Phosphoreintrag

Stickstoff und Phosphor werden in der Landwirtschaft durch die Verwendung von Kunstdünger (bei Stickstoff auch bei der Ausbringung von Gülle beziehungsweise Wirtschaftsdünger) freigesetzt. Dabei werden die Nährstoffüberschüsse, die nicht von Nutzpflanzen aufgenommen werden, in tiefere Bodenschichten, in das Grundwasser sowie in Oberflächengewässer abgeleitet. Weitere Stoffeinträge kommen überwiegend aus Klärwasser und urbaner Kanalisation.

Auswirkung und Schäden. Im Grundwasser stellen hohe Stickstoffkonzentrationen in Form von Nitraten eine gesundheitliche Gefährdung dar, welche die Wasserversorger beheben müssen, indem sie unbelastetes Trinkwasser aus anderen Quellen beimischen. In Oberflächengewässern führen Stickstoff und Phosphor zu Anreicherung von Nährstoffen (Eutrophierung). Dadurch werden Ökosysteme gestört beziehungsweise zerstört, die Artenvielfalt nimmt ab und der Erholungswert der Natur sinkt; in großen Gewässern (zum Beispiel der Ostsee) kommt es zu Algenblüten und Fischsterben durch Sauerstoffmangel.

Quantifizierung. Die Kosten durch Eutrophierung, Biodiversitätsverlust, Renaturierung von Ökosystemen sowie Aufbereitung von Trinkwasser betragen nach Angaben des UBA (2020b) durch Stickstoffeintrag im Durchschnitt 20,8 Euro/kgN; die Kosten durch Phosphor durchschnittlich 153,5 Euro/kgP. Van Grinsven et al. (2013) schätzen die Umweltkosten von Stickstoffeintrag in Gewässern auf 5 bis 20 Euro/kgN. Wir geben daher eine hohe und niedrige Schätzung der Stickstoffkosten an (siehe Abbildung A7). Die Gesamtkosten durch Nährstoffeinträge machen damit zwischen 6,37 und 13,34 Milliarden Euro pro Jahr aus, wobei allein zwischen 2,2 und 7 Milliarden Euro Umweltschäden durch Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft anfallen. Diese Schätzungen erhalten wir, indem wir die vom UBA berechneten Stickstoff- und Phosphoreinträge in deutschen Oberflächengewässern mit den Durchschnittskosten nach der UBA-Methodenkonvention und den Kosten aus van Grinsven et al. (2013) pro kgP oder kgN multiplizieren.²⁷ Die Schätzung der externen Kosten kann sich jedoch nach Region und getroffenen Modellierungsannahmen stark unterscheiden (Keeler et al. 2016).

²⁷ Wir haben die Schätzung von van Grinsven et al. (2013) inflationsbereinigt und erhalten so 6,23 Euro/kgN in Preisen von 2020.

Einnahmen. Bisher keine. Wenn eine Bepreisung eingeführt würde, ist mit Einsetzen der Lenkungswirkung über längere Zeit mit sinkenden Einnahmen zu rechnen. Dennoch ist von erheblichen dauerhaften Einnahmen auszugehen, da Nährstoffüberflüsse nicht komplett eliminiert werden können.

A8 Pestizideinsatz

Pestizide erhöhen die landwirtschaftlichen Erträge, indem sie unerwünschte Pflanzen, Pilze und Tiere abtöten. Sie sind potenziell auch für Nicht-Zielorganismen giftig und reduzieren die Nahrungsgrundlage von Tieren.

Auswirkung und Schäden. Pestizide reduzieren die Biodiversität. Darüber hinaus können sie auch für Menschen gesundheitsschädlich sein, beispielsweise wenn diese bei der Anwendung, über das Trinkwasser oder durch Nahrungsmittel damit in Berührung kommen. Außerdem entstehen Regulierungs- und Monitoringkosten.

Quantifizierung. Die Kosten unterteilen sich in Vermeidungs- und Schadenskosten und sind mit hohen Unsicherheiten verbunden. Vermeidungskosten sind vor allem Kosten für die Reinigung des Trinkwassers und belaufen sich nach Schätzungen des UBA auf zwischen 609 und 809 Millionen Euro (UBA 2017).²⁸ Schadenskosten ergeben sich insbesondere aus dem Verlust von Biodiversität und aus Beeinträchtigungen der Gesundheit. Leach und Mumford (2008) schätzen die Kosten für den Biodiversitätsverlust auf knapp 7,2 Millionen Euro, basierend auf Zahlen von Pretty et al. (2000). Neuere Studien gehen für den Verlust der Biodiversität von bedeutend höheren Zahlen aus. Die Autoren einer nicht-wissenschaftlichen Studie schätzen die Kosten für die Landwirtschaft als Ganze auf 47 Milliarden Euro (BCG** 2019).²⁹

Unter der Annahme, dass Landwirtschaft ohne leichtlösliche Mineraldünger und Pestizide die Biodiversität im Vergleich zur jetzigen Landnutzung erhöhen würde und dass beides etwa zur Hälfte die Biodiversitätsverluste in der Landwirtschaft verursacht, können die externen Kosten von Pestiziden auf Basis dieser Studie und inflationsbereinigt auf 24,0 Milliarden Euro geschätzt werden.

²⁸ Bei den hier angegebenen Kosten der Trinkwasserreinigung könnte eine Doppelzählung mit den Kosten der Gewässereutrophierung von rund 1 Milliarde Euro vorliegen.

²⁹ Eine mit Doppelstern (**) markierte Quelle (wie BCG** 2019) kennzeichnet nicht-wissenschaftliche Artikel, die auch nicht im Auftrag von Regierungsorganen (wie dem UBA) oder großen etablierten Institutionen (wie der Academy of Sciences und dem Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) erstellt wurden.

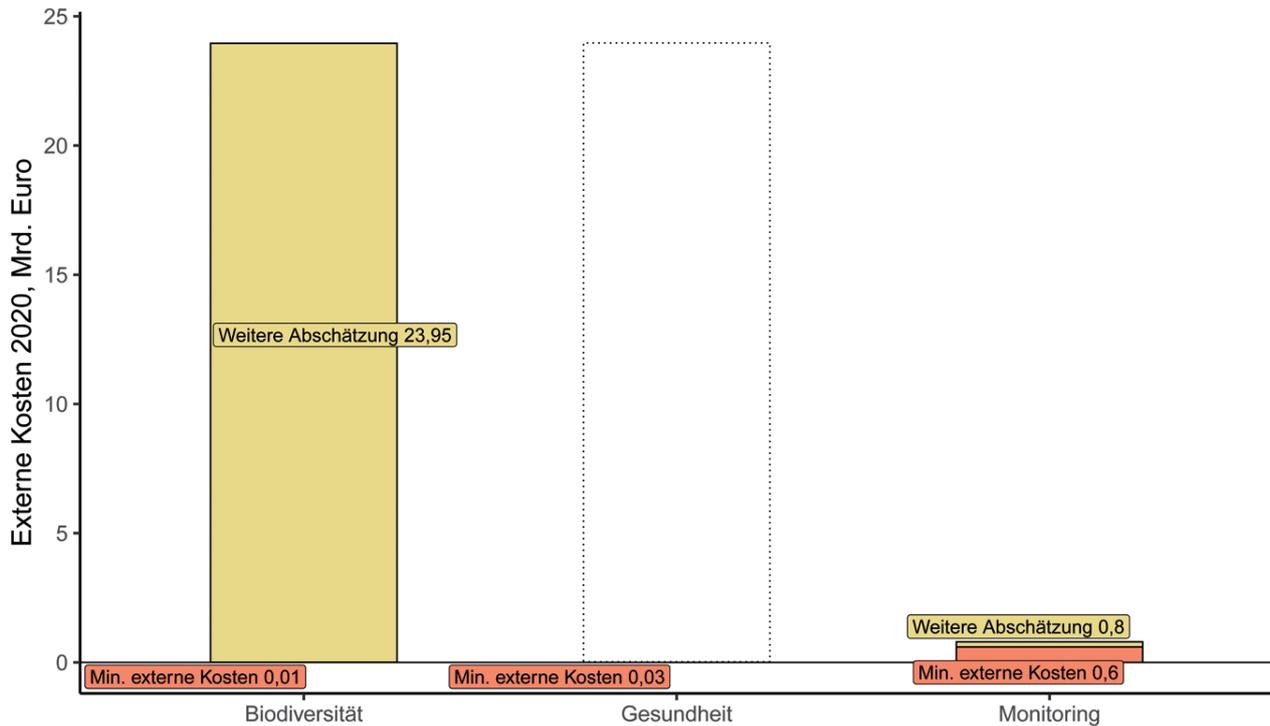


Abbildung A8: Externe Kosten von Pestizideinsatz in der Landwirtschaft pro Jahr

Anmerkung: Der gestrichelte Balken zeigt die hohe Unsicherheit der Kostenschätzung an, da es bis dato keine oder nur wenige Studien gibt.

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf BCG** 2019, Leach und Mumford 2007, UBA 2017

Kosten für die negativen Effekte auf die menschliche Gesundheit schätzen Leach und Mumford (2008) auf 27 Millionen Euro. Auch diese Zahl ist mit hohen Unsicherheiten verbunden. Glyphosat wird beispielsweise als wahrscheinlich krebserregend eingestuft, sodass die Kosten sehr hoch sein könnten. Eine genauere Aussage ist auf Basis der Datenlage nicht möglich. Für die Vereinigten Staaten schätzen Bourguet und Guillemaud (2016) die Kosten durch Gesundheitsschäden auf zwischen 1,5 und 15 Milliarden Dollar.

Unter der Annahme, dass die Schäden proportional zur landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche sind, wären das für Deutschland zwischen 0,07 und 0,71 Milliarden Euro. Abbildung A8 gibt eine Übersicht.

Einnahmen. Derzeit keine. Infolge der Lenkungswirkung sinken die möglichen Einnahmen tendenziell: Die Elastizität hängt jedoch stark vom jeweiligen Wirkstoff, dessen Funktion und Substituierbarkeit ab. Der Einsatz mancher Pestizide ist wenig preiselastisch, bei anderen kann davon ausgegangen werden, dass sie durch weniger toxische Produkte ersetzt werden, die bei einer differenzierten Steuer relativ billiger sind. Die Anwendung einiger Pestizide kann außerdem durch den Einsatz digitaler Technologien reduziert werden.

A9 Plastikeinsatz

Plastik ist in vielen Gütern verarbeitet (zum Beispiel in Verpackungen und Bekleidung, aber auch in produzierenden Maschinen) und wird nach Nutzungsende zu Plastikmüll. Die Abbauproduktzeit von Plastik ist sehr lang, sodass es sich in der Umwelt ansammelt. Als Folge der fortlaufenden Produktion von Plastik sammelt sich somit immer mehr davon – auch in Form von Mikro- und Nanoplastik – beispielsweise in den Meeren an, aber auch in Böden und über die Nahrungsketten auch in Tieren und im menschlichen Körper.

Auswirkung und Schäden. Die Schäden sind vielfältig. Einerseits hat die Ansammlung von zu viel Plastik negativen Einfluss auf die Biodiversität. Auch vom Menschen als Lebensmittel genutzte Tierbestände, beispielsweise Fische, sammeln mehr Plastik im Körper an. Des Weiteren kann eine Anhäufung von Plastik auch das produzierende Gewerbe schädigen, wenn beispielsweise Maschinen in der Fischerei von Plastikbeifang zerstört werden. Zudem führt Plastikverschmutzung in der Natur (zum Beispiel an Stränden) zur Minderung der Erholungsqualität von Naturräumen und damit zu Einbußen in der Tourismusbranche.

Quantifizierung. Bisher sind keine umfassenden Kostenabschätzungen für die ganze Welt oder für Deutschland

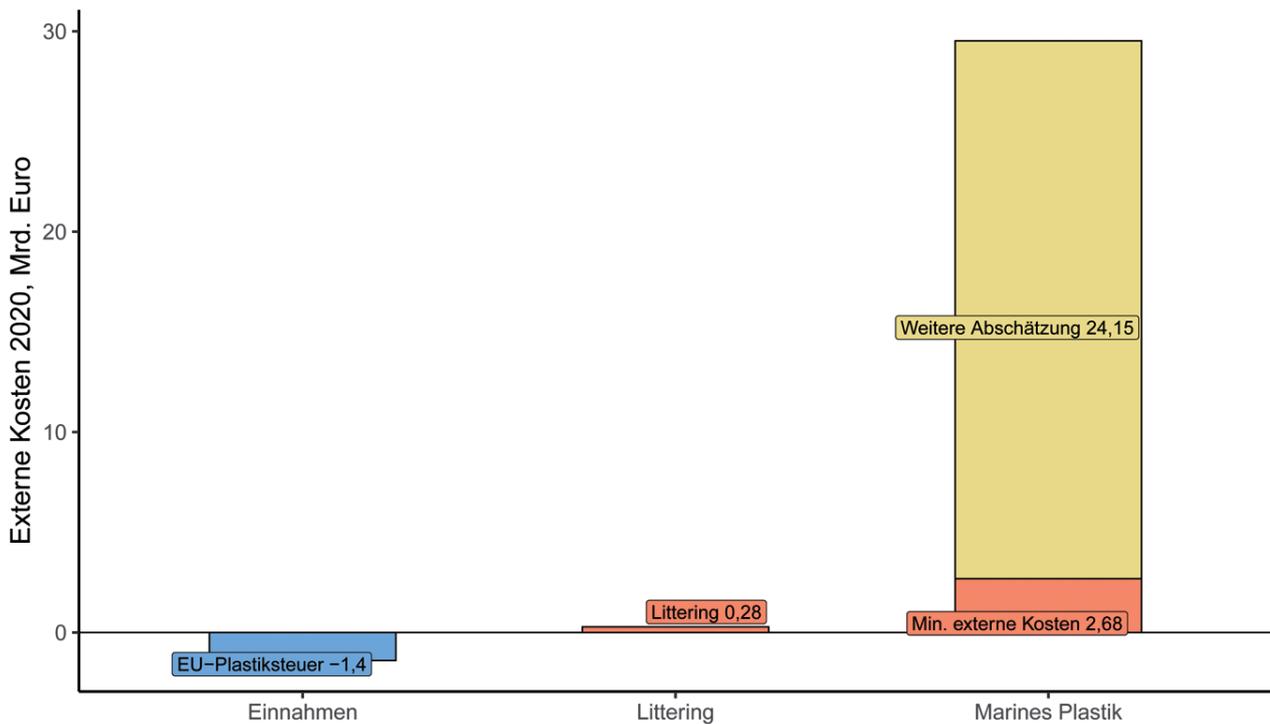


Abbildung A9: Externe Kosten von Plastikmüll im Meer und Müll auf Straßen (Littering) pro Jahr unter der Annahme, dass der deutsche Gesamtplastikmüllexport in die Weltmeere eingetragen wird

Quelle: Eigene Zusammenstellung basierend auf Beaumont et al. 2019, Jambeck et al. 2019, Plastikatlas 2019, VKU** 2019, Bundestag 2020a

vorhanden. Wir geben zwei partielle Betrachtungen wieder: Die Entsorgungskosten für Müll aus dem öffentlichen Raum betragen im Jahr 700 Millionen Euro. 40 Prozent davon sind Plastik/Verpackungen (VKU** 2019). Unter der Annahme, dass die Kosten proportional zur Menge sind, liegen die Entsorgungskosten für Plastik damit bei 280 Millionen Euro. Die Kosten für Plastikmüll in den Weltmeeren werden global auf 3.300 bis 33.000 Dollar/Tonne geschätzt (Beaumont et al. 2019). Dies entspricht inflationsbereinigt 3.611 bis 36.106 Euro/Tonne.

Jambeck et al. (2015) prognostizieren, dass im Jahr 2025 insgesamt 33.317 Tonnen Plastik aus Deutschland im Meer landen werden. Bei dieser Menge würden die Kosten für Plastikmüll, die von den deutschen Küstenregionen im Meer landen, zwischen 0,12 und 1,2 Milliarden Euro betragen. Deutschland exportiert rund 710.000 Tonnen Plastikmüll pro Jahr (Plastikatlas 2019). Es existieren nur wenige Studien zu den tatsächlichen Recyclingmengen des exportierten Plastikmülls. Die United States Environmental Protection Agency (2020) schätzt, dass rund 10 Prozent des Plastikmülls recycelt wird. Aufgrund der unklaren Datenlage mit der Tendenz, dass vor allem reichere Länder inländisch mehr recyceln (Jambeck et al. 2015) und Exportmüll weniger recycelt wird, nehmen wir vereinfachend für die Abschätzung der Kosten der deutschen Plastikmüllexporte und des Meeremülls Folgendes an:

Angenommen, die deutschen Plastikmüllexportmenge würde final in das Meer eingetragen, dann belaufen sich die Kosten durch marine Plastikverschmutzung auf zwischen 2,56 und 25,6 Milliarden Euro (Beaumont et al. 2019 und Plastikatlas 2019).³⁰ Abbildung A9 fasst die Kostenschätzungen zusammen. Auch die Gesundheitskosten lassen sich kaum beziffern, insbesondere weil selbst die qualitativen Zusammenhänge noch nicht hinreichend erforscht sind. Ähnliches gilt für Mikroplastik.

Einnahmen. Keine Einnahmen in Deutschland. Die Bundesregierung schätzt den deutschen Einnahmenanteil an einer möglichen EU-Plastiksteuer auf 1,4 Milliarden Euro (Bundestag 2020a).

Danksagung: Wir danken zwei anonymen Gutachtern für wertvolle Hinweise und Kommentare. Wertvolle Kommentare erhielten wir zudem von Jana Nysten (Stiftung Umweltenergierecht) und Hartmut Kahl (Stiftung Umweltenergierecht) zu juristischen Aspekten von Energie- und Umweltsteuern. Sarah Messina gebührt Dank für die redaktionelle und Karen Horn für die editorische Durchsicht.

³⁰ Welcher Anteil des exportierten Plastikmülls tatsächlich ins Meer gelangt, ist aufgrund mangelnder Kontrollsysteme schwer nachzuvollziehen und Gegenstand fortgesetzter Debatten.