

# Welche Treibhausgasemissionen verursacht die Wasserstoffproduktion?

## Vergleich der Treibhauswirkungen verschiedener Wasserstoffherstellungsprozesse entlang der Wertschöpfungskette

### 1 Einleitung

Der Einsatz von Wasserstoff ( $H_2$ ) gilt als wichtiger Baustein zur Senkung der Treibhausgas(THG)-emissionen und damit zur Erreichung der im Klimaschutzgesetz bestimmten THG-Neutralität im Jahr 2045 (Sensfuß et al. 2021). Dabei soll Wasserstoff vor allem dort eingesetzt werden, wo sich andere Dekarbonisierungsmaßnahmen nicht oder nur unzureichend eignen, wie etwa in der Stahl-, Zement- und Chemiebranche oder im internationalen Luft- und Seeverkehr (BMW 2020; Purr et al. 2019; SRU 2021). Die Herstellung von Wasserstoff kann auf verschiedenen Wegen erfolgen und umfasst teilweise sehr unterschiedliche Schritte in der Wertschöpfungskette. Bei fossil-basierten Verfahren sind es u. a. Förderung, Aufbereitung und Transport von Erdgas, die Produktion des Wasserstoffs, ggf.  $CO_2$ -Abscheidung, Transport und Speicherung sowie weitere Schritte der Wasserstoffverarbeitung (je nach Bedarf Reinigung, Kompression, Transport). Einhergehend damit sind unterschiedliche Umwelt- und Treibhauswirkungen. Dabei ist zu bedenken, dass generell keine auf fossilen Rohstoffen beruhende Art der Wasserstoffproduktion völlig THG-neutral ist. So entstehen während der Wasserstoffproduktion über etablierte Dampfreformierungsverfahren mit Kohlenwasserstoffen direkte und indirekte THG-Emissionen (z.B. durch die Bereitstellung von Prozessenergie). Auch der Einsatz von CCS-Technologie erfordert Energie, sowohl für den Abscheideprozess selbst, wie auch für die sich diesem anschließende Kompression des Kohlendioxids. Darüber hinaus entstehen in der Erdgasvorkette Emissionen durch den Methanschlupf (Bukold 2020), die teilweise eine substantielle Treibhauswirkung haben können. In diesem Kurzpapier wird ein Vergleich der Treibhauswirkung entlang aller relevanten Stationen der Wertschöpfungskette durchgeführt.

Vor dem Hintergrund der Vielzahl von Möglichkeiten zur Wasserstoffherstellung wird nachfolgend auf die vier derzeit am meisten diskutierten „Wasserstoffarten“ fokussiert. Durch das stetige Voranschreiten der Energiewende und Transformation der Industrietechniken ändern sich die THG-Emissionen der Vorketten entlang der Wertschöpfungskette im Laufe der Zeit. Daher werden die  $H_2$ -Herstellungsprozesse in zwei unterschiedlichen Systemen betrachtet: zum einem im heutigen Energiesystem, in dem die Prozessenergie im Wesentlichen fossil bereitgestellt wird; zum anderen in einem erneuerbaren Energiesystem. Hier werden THG-Emissionen nur noch durch bspw. Leckagen, Speicherverluste oder unzureichende Abscheidung verursacht. Vorketten des Anlagenbaus werden in beiden Systemen bei keiner Wasserstoffart eingerechnet.

**1. Grauer Wasserstoff:** Das derzeit am weitesten verbreitete Verfahren zur Herstellung von Wasserstoff ist die Dampfgasreformierung (Steam Methane Reforming - SMR) von Kohlenwasserstoffen – v.a. Erdgas. Daneben existieren aber auch eine Reihe von anderen Methoden, wie die Autotherme Reformierung. Grauer Wasserstoff wird bereits seit Jahrzehnten produziert und kommt v.a. in Raffinerien und der chemischen Industrie zum Einsatz. Neben den prozess- und energiebedingten Emissionen sind auch die Vorkettenemissionen durch Förderung, Aufbereitung und Transport von Erdgas zu berücksichtigen. Methan ( $CH_4$ ) kann auch

als Flüssigerdgas transportiert werden. Dieser Pfad erfordert, dass Gas durch Kühlung auf minus 162 °C zu verflüssigen und am Zielort wieder zu verdampfen (Bukold 2020). Die dafür benötigte Energie führt allerdings zu höheren Vorkettenemissionen als beim gasförmigen (pipelinegebundenen) Transport und wird deshalb hier nicht tiefer betrachtet.

**2. Blauer Wasserstoff:** Um die direkten CO<sub>2</sub>-Emissionen bei der Dampfgasreformierung zu reduzieren, wird eine Wasserstoffproduktion aus Erdgas (vgl. „Grauer Wasserstoff“) mit CO<sub>2</sub>-Abscheidung und -Speicherung (Carbon Capture and Storage, CCS) verbunden. Dabei werden die prozessbedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Verfahren selbst abgeschieden. Die Abscheideraten werden in der Literatur mit 72 bis 96 % angegeben (vgl. z.B. Matthes et al. (2020), Rubin und Meyer, L. de Coninck, H. (2005), Howarth und Jacobson (2021)). Auch die Rauchgase der regelmäßig fossil bereitgestellten Prozessenergie können abgeschieden werden, dies ist aber aufgrund der geringeren Konzentration an CO<sub>2</sub> weniger effizient). In aktuelleren Studien wird deshalb die Gesamtabscheiderate nur mit 60 bis 70 % angegeben (Bukold 2020; Keipi et al. 2018).. Es sind jedoch in der Literatur auch Beispiele für das SMR Verfahren mit Abscheideraten von bis zu 90 % der Gesamtemissionen bei vergleichbarem Energieeinsatz zu finden (IEAGHG 2017). Bei der autothermen Reformierung können noch höhere CO<sub>2</sub>-Abscheideraten von über 90 % bis 95 % erreicht werden (Bukold 2020; IEA 2021). Allerdings wird durch höhere Prozesstemperaturen und den Stromverbrauch aus der Bereitstellung des für das Verfahren erforderlichen reinen Sauerstoffs auch mehr CH<sub>4</sub> verbraucht (Bukold 2020) und demzufolge mehr Emissionen freigesetzt. **3. Türkiser Wasserstoff:** Mittels Methanpyrolyse (Thermische Aufspaltung von Methan, v.a. Erdgas, in Kohlenstoff und Wasserstoff) wird Wasserstoff und fester Kohlenstoff, welcher industriell weiterverwendet werden kann, hergestellt. Da weder Sauerstoff noch Wasserdampf eingesetzt wird, entsteht kein CO<sub>2</sub> (Roeb et al. 2020). Der stöchiometrische Einsatz von Methan pro Einheit Wasserstoff ist doppelt so hoch wie bei SMR (ca. 4 kg CH<sub>4</sub>/kg H<sub>2</sub> oder 1,7 MJ CH<sub>4</sub>/MJ H<sub>2</sub><sup>1</sup>). Entsprechend werden 3 kg Kohlenstoff pro kg H<sub>2</sub> produziert. Auch hier wird die Prozessenergie in der Regel aus Erdgas gewonnen (Timmerberg et al. 2020).

**4. Grüner Wasserstoff:** Dieser bezeichnet Wasserstoff, der mittels Wasserelektrolyse<sup>2</sup> aus Strom hergestellt wird, der darüber hinaus noch zusätzliche Kriterien genügen muss. Dafür werden unterschiedliche Kriterien angelegt, die meist auch auf eine Zusätzlichkeit der dafür eingesetzten EE-Anlagen abzielen. Allgemein wird davon ausgegangen, dass die für dieses Jahr ausstehenden delegierten Rechtsakte zu strombasierten Kraftstoffen in der Renewable Energies Directive (RED II) hier zu einer Vereinheitlichung der Definitionen führen werden.

Die vier Produktionsmethoden werden jeweils in den oben beschriebenen heutigen und erneuerbaren Systemen verglichen. Weiterhin werden für die vier Produktionsmethoden jeweils zwei verschiedene Transportszenarien betrachtet: im 1. Fall wird Erdgas nach Deutschland über einen Transportweg von 3.000 km importiert und die Wasserstoffproduktion findet vor Ort in Deutschland statt. Im Fall des blauen Wasserstoffs wird das abgeschiedene CO<sub>2</sub> wieder zum Ort der Erdgasförderung transportiert und dort gespeichert. Alternativ wäre auch eine Speicherung unter der Nordsee denkbar, wozu ein Schiffstransport des CO<sub>2</sub> anstelle des Pipeline-Rücktransport nötig wäre. Im Fall des grünen Wasserstoffs wird davon ausgegangen, dass die Elektrolyse in Deutschland stattfindet und der Wasserstoff nicht weiter transportiert wird. Im 2. Fall findet die Wasserstoffproduktion am Ort der Erdgasförderung statt und der produzierte Wasserstoff wird nach Deutschland importiert. In diesem Fall findet beim blauen Wasserstoff kein CO<sub>2</sub>-Transport statt. Beim grünen Wasserstoff wird hier angenommen, dass die Elektrolyse

---

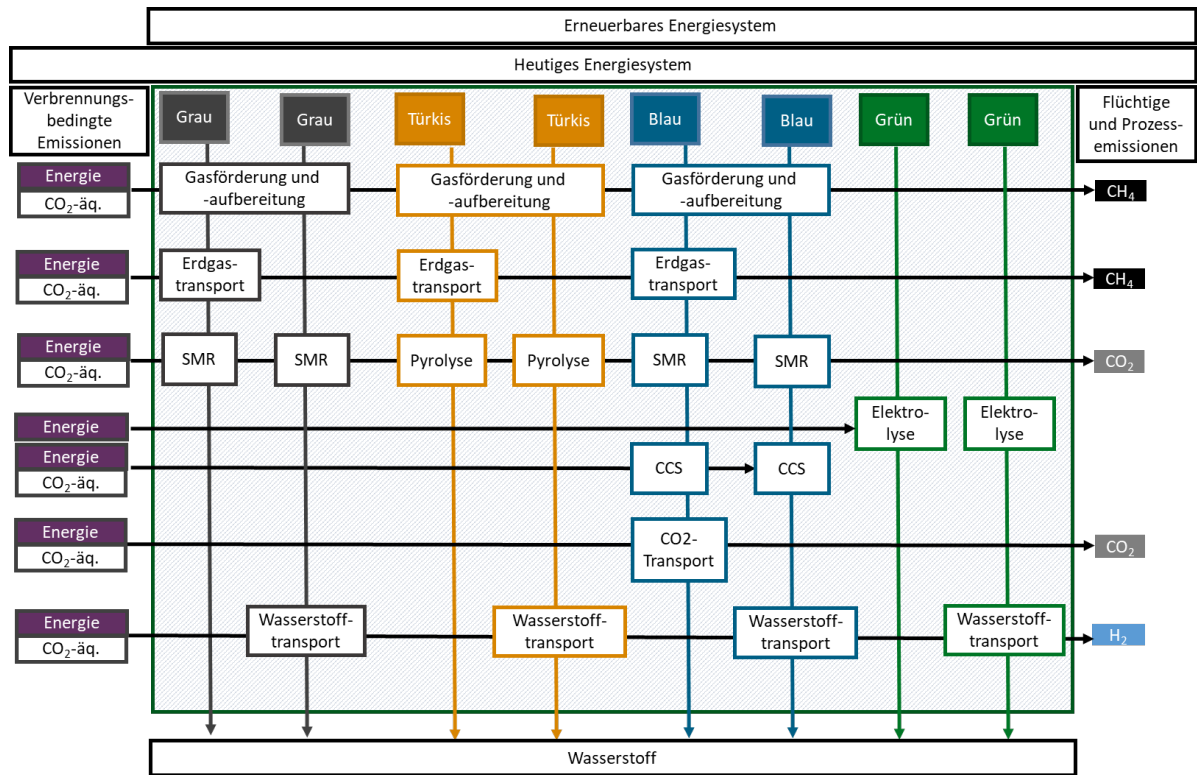
<sup>1</sup> Unter Verwendung des Heizwerts von Methan und Wasserstoff.

<sup>2</sup> Grds. ist auch eine verfahrenstechnische Produktion von Wasserstoff aus Biomassen denkbar. Da jedoch in der aktuellen Diskussion Grüner Wasserstoff ausschließlich im Kontext der elektrolytischen Produktion diskutiert wird, soll im Folgenden lediglich auf diese Produktionsvariante eingegangen werden.

3.000 km entfernt stattfindet und der Wasserstoff auch hier über die gleiche Distanz nach Deutschland importiert wird.

Die sich ergebenden Betrachtungen sind in der nachfolgenden Abbildung 1 zusammengefasst

**Abbildung 1: Untersuchte Varianten der Wasserstoffproduktion**



Quelle: eigene Darstellung

## 2 Annahmen

Die Berechnung der Treibhauswirkung umfasst sowohl direkte und indirekte CO<sub>2</sub>-Emissionen als auch CH<sub>4</sub>- und H<sub>2</sub>-Emissionen, die in CO<sub>2</sub>-Äquivalente umgerechnet werden. Dafür wird angenommen, dass CH<sub>4</sub> über einen Zeitraum von 100 Jahren das 29,8-fache (IPCC 2021) und H<sub>2</sub> das 4,3-fache Treibhauspotential (THP) von CO<sub>2</sub> (Derwent 2018) hat.<sup>3</sup> Neueste Studien (vgl. Warwick et al. (2022)) legen nahe, dass das 100-jährige THP von Wasserstoff womöglich höher liegt (11+-5), was hier in der Diskussion der Ergebnisse aufgegriffen wird.

In Tabelle 1 sind die gefundenen Bandbreiten der zur Berechnung notwendigen Daten aus der evaluierten Literatur dargestellt. Aufgrund der Unsicherheiten der Werte wird in dieser Analyse z.T. der Mittelwert der Bandbreite verwendet (Spalte 4).

**Tabelle 1: Annahmen zur Berechnung der Treibhausgasemissionen von Wasserstoff**

Parameter	Einheit	Bandbreite Literatur	genutzter Wert	Anmerkung	Quelle
Gesamtmethanleckage	%	0,25-5,5	1,7	In dieser Analyse wird der globale Mittelwert aus IEA (2021) verwendet.	DBI (2016), Parkinson et al. (2019), Balcombe et al. (2018), IEA (2021), Howarth und Jacobson (2021)
Transportlänge	km		3.000	Für sämtliche Gastransporte verwendet	Annahme
<b>Methanförderung Aufbereitung</b>					
Methanleckage Förderung und Aufbereitung	%		0,08	5 % der Gesamtleckage	UNFCCC (2019), BP (2021)
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus Energieverbrauch	g CO <sub>2</sub> / GJ CH <sub>4</sub>		857	Gewichteter Wert für Russland, Fackelverluste inkludiert.	DBI (2016)
<b>Methantransport</b>					
Methanleckage Transport	%		1,62	95 % der Gesamtleckage	UNFCCC (2019), BP (2021)
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus Energieverbrauch Transport	g CO <sub>2</sub> / GJ CH <sub>4</sub>		8.767	Gewichteter Wert für Russland für 4.035 km, skaliert mit Transportdistanz von 3.000 km	DBI (2016)
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus Energieverbrauch Verteilung bis Deutschland	g CO <sub>2</sub> / GJ CH <sub>4</sub>		146	Gewichteter Wert für Gas aus Russland	DBI (2016)

<sup>3</sup> Als Sensitivität wird auch das 20-jährige THP von Methan (82,5) in der Berechnung verwendet (IPCC 2021). Für Wasserstoff wurde von Warwick et al. 2022 ein 20-jähriges THP von 33 ermittelt. Dieser Wert wird in der Sensitivitätsanalyse nicht berücksichtigt, sondern nur in der Diskussion aufgegriffen.

Parameter	Einheit	Bandbreite Literatur	genutzter Wert	Anmerkung	Quelle
<b>Wasserstoffproduktion</b>					
SMR - Feedstock	kg CH <sub>4</sub> / kg H <sub>2</sub>		1,99		Stöchiometrisch
Pyrolyse - Feedstock	kg CH <sub>4</sub> / kg H <sub>2</sub>		3,98		Stöchiometrisch
SMR - Prozessenergiebedarf	kg CH <sub>4</sub> / kg H <sub>2</sub>	0,68-3,60	2,14	Mittelwert der Bandbreite des Gesamtmethaneinsatz abzüglich Feedstock	Matthes et al. (2020), Timmerberg et al. (2020), Howarth und Jacobson (2021), Parkinson et al. (2019), Naterer et al. (2010), Cappellen et al. (2018)
Pyrolyse Prozessenergiebedarf	kg CH <sub>4</sub> / kg H <sub>2</sub>	2,15-2,67	2,41	Mittelwert der Bandbreite, Gesamtmethaneinsatz abzüglich Feedstock für CH <sub>4</sub> -beheizte Verfahren ohne Stromeinsatz	Keipi et al. (2018), Zhang et al. (2018)

#### CCS

CO <sub>2</sub> -Abscheidungsrate SMR Prozessemissionen	%	72-96	86	In der Quelle benannter repräsentativer Wert. Rauchgase der Energiebereitstellung werden nicht abgeschieden	Rubin und Meyer, L. de Coninck, H. (2005),
Energieeinsatz (Erdgasmehrverbrauch)	%	4-22	8	In der Quelle benannter repräsentativer Wert	Rubin und Meyer, L. de Coninck, H. (2005)
CO <sub>2</sub> -Abscheidungsrate in der Sensitivitätsanalyse	%		90	Die Rate bezieht sich auf die Gesamtemissionen bei vergleichbarem Energieaufwand wie im Ausgangsfall.	IEAGHG (2017)

#### Wasserstofftransport

Wasserstoffleckage	%		5,06	Auf Basis der Diffusivität das Dreifache von Methan	Feck (2009)
Distanz zwischen Verdichtern	km		155		Russ et al. (2017)
Anzahl Verdichter			19	Kalkulation für 3.000 km Transportdistanz	Experteneinschätzung
Strombedarf in jeder Verdichterstation	kWh / kg H <sub>2</sub>		0,4	Für die Kompression von 30 auf 60 bar (Annahme)	Castello P., Tzimas E., Moretto P. and S.D. Paeteves (2005a)

Effizienz Erdgaseinsatz für Verdichter	%		35		Russ et al. (2017)
--	---	--	----	--	--------------------

### CO<sub>2</sub>-Transport

CO <sub>2</sub> -Leckage	%		1,69	Auf Basis der Diffusivität vergleichbar mit Methan	Pritchard und Currie (1982), Feck (2009)
CO <sub>2</sub> -Flussrate	Mt / yr		20	Cortez Pipeline, Länge: 808 km	Demofonti und Spinelli (2011), IEAGHG (2013)
Kompressorleistung	MW / 25 kt CO <sub>2</sub> / d		105		Demofonti und Spinelli (2011)
Kompressor Gasturbine Wirkungsgrad	%		35		Russ et al. (2017)
Energieeinsatz	kWh / kg CO <sub>2</sub>		0,375	Auf Basis der Cortez-Pipeline mit 808 km Länge, skaliert mit Pipelinelänge von 3.000 km	IEAGHG (2013), Demofonti und Spinelli (2011), A. El-Suleiman et al. (2016)

Quelle: eigene Zusammenstellung

Nach Bukold (2020) wird die Supply Chain definiert als die Schritte vor der eigentlichen Verbrennung des Gases (Förderung, Verarbeitung und Transport). Die hier entstehenden Emissionen können sich je nach gefordertem Reinheitsgrad des Erdgases und Transportlänge unterscheiden (Parkinson et al. 2019). Für den Methanschlupf während der Erdgasförderung lassen sich in der Literatur Bandbreiten von 0,25 % bis 5,5 % finden (DBI 2016; Parkinson et al. 2019). Laut IEA (2021) beträgt die durchschnittliche globale Methanleckage 1,7 %, wobei die Leckagen in Europa vergleichsweise gering sind. Die Leckagerate der Vorkette setzt sich zusammen aus den Leckagen während der Erdgasförderung und -aufbereitung sowie aus den Leckagen während des Transports, die wiederum abhängig von der Länge der Pipeline sind. Die in der Literatur verwendeten Leckagen sind oft nicht mit einer Pipelinelänge assoziiert, was eine Vergleichbarkeit erschwert. Laut einer Studie von DBI (2016) beispielsweise für Russland 5 % der flüchtigen Emissionen auf die Erdgasförderung und -aufbereitung und 95 % auf den Transport bis nach Deutschland. Da es bisher kein flächendeckendes Monitoring der Methanleckage gibt, besteht hier hohe Unsicherheit. Aus diesem Grund wird in dieser Analyse der globale Mittelwert der IEA (2021) verwendet und zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse mit einem für Russland berichteten Wert auf Basis von BP (2021) und UNFCCC (2019) durchgeführt (0,65 %). Es wird angenommen, dass auch für den globalen Mittelwert von der Gesamtmethanleckage 5 % auf die Förderung und 95 % auf den Transport entfallen.

Neben dem CH<sub>4</sub>-Schlupf entstehen in der Erdgasvorkette auch CO<sub>2</sub>-Emissionen durch den Energieverbrauch in den Kompressorstationen (Bukold 2020), die in dieser Analyse verwendeten Daten stammen aus DBI (2016). Für die Zukunft könnte man annehmen, dass die Kompressoren vollständig elektrifiziert und mit erneuerbarem Strom betrieben werden, was die Vorkettenemissionen in Bezug auf CO<sub>2</sub> reduzieren würde. Jedoch müsste auch hier sichergestellt werden, dass dieser Strom aus zusätzlichen Quellen stammt und nicht bei anderen Dekarbonisierungsmaßnahmen fehlt.

Während der fossilen Wasserstoffproduktion entstehen zum einen direkte CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Reaktion von Wasserdampf und Kohlenwasserstoffen, zum anderen wird ein Teil des Eingangsrohstoffes verbraucht, um Druck und Wärme für den endothermen Prozess zu erzeugen. Für die Wasserstoffproduktion aus SMR-Anlagen decken sich Angaben zu direkten CO<sub>2</sub>-Emissionen in der Literatur, da diese meistens auf stöchiometrischen Relationen basieren (ca. 5,5 kg CO<sub>2</sub>/kg H<sub>2</sub>). Unterschiede ergeben sich bei der Berechnung der Emissionen aus der

Bereitstellung der Prozessenergie. In der Literatur finden sich Bandbreiten zum Methanverbrauch zwischen 0,68 und 3,60 kg CH<sub>4</sub>/kg H<sub>2</sub>, (Cappellen et al. 2018; Howarth und Jacobson 2021; Matthes et al. 2020; Naterer et al. 2010; Parkinson et al. 2019; Timmerberg et al. 2020), weshalb auch hier der Mittelwert der Bandbreite von 2,14 kg CH<sub>4</sub>/kg H<sub>2</sub> verwendet wird.

Emissionen bei CCS entstehen u. a. bei der Energiebereitstellung für die CCS-Anlage, der unvollständigen Abscheidung und beim Transport des CO<sub>2</sub> zum Speicherort und der eigentlichen Speicherung. Hier wird davon ausgegangen, dass das abgeschiedene CO<sub>2</sub> am Ort der Erdgasförderung gespeichert wird und ggfs. wieder dorthin zurücktransportiert werden muss. Für das heutige Energiesystem wird angenommen, dass die hohen Abscheideraten von 86 % (Rubin und Meyer, L. de Coninck, H. 2005) für die direkten, konzentrierten Prozessemissionen aus dem SMR gelten. Energiebedingte Rauchgasemissionen werden in diesem System zunächst nicht abgeschieden. In einer Sensitivitätsanalyse wird darüberhinaus der in IEAGHG (2017) erreichte Wert von 90 % für die Gesamtabscheidung (Prozess- und Rauchgasemissionen) verwendet, welcher nach Bukold (2020) auch für Neuanlagen auf Basis des ATR-Verfahrens zu erreichen ist (Bandbreite der Abscheidungsrate 90 – 95 %).

Emissionen durch Leckagen während der CO<sub>2</sub>-Injektion in unterirdische Speicher und die Dauerhaftigkeit der Speicherung sind Gegenstand aktueller Forschung und werden hier mangels verlässlicher Daten nicht betrachtet. Laut dem IPCC kann die CCS-Anlage den Energieverbrauch bei der um 4 – 22 % erhöhen (Rubin und Meyer, L. de Coninck, H. 2005). In dieser Studie wurde der vom IPCC benannte repräsentative Wert von 8 % verwendet. Auch diese Energie könnte durch erneuerbaren Strom ersetzt werden.

Beim CO<sub>2</sub>-Transport entstehen wie auch bei Methan Emissionen durch flüchtiges Gas sowie indirekt durch die Energiebereitstellung in den Verdichterstationen. Aus Mangel an Daten zu flüchtigen CO<sub>2</sub>-Emissionen wird angenommen, dass die Leckagerate der beim Erdgastransport entspricht, da beide Gase eine ähnliche Diffusivität haben (Feck 2009; Pritchard und Currie 1982). Beim Energieverbrauch für den CO<sub>2</sub>-Transport kann zum Teil auf die Daten existierender CO<sub>2</sub>-Pipelines zurückgegriffen werden. Je nach Pipelinelänge, Rohrdurchmesser und benötigtem Druck sind eine unterschiedliche Anzahl an Kompressorstationen notwendig, was eine pauschale Aussage zum Energieverbrauch erschwert. In Demofonti und Spinelli (2011) wird die benötigte Kompressorleistung in Abhängigkeit der durchgeführten CO<sub>2</sub>-Menge gezeigt. Unter Nutzung der Daten für eine der längsten existierenden CO<sub>2</sub>-Pipelines (Cortez-Pipeline in Nordamerika mit 808 km Länge (IEAGHG 2013)), würde die benötigte elektrische Energie bei ganzjährigem Betrieb 0,1 kWh/ kg CO<sub>2</sub> betragen. Skaliert auf eine Länge von 3.000 km und unter der Annahme der Nutzung von Gasturbinen mit 35 % Wirkungsgrad ergibt sich ein zusätzlicher Energieverbrauch von 1,8 kWh/kg H<sub>2</sub>.

Beim Wasserstofftransport via Pipeline entstehen Emissionen durch die Strombereitstellung für die elektrisch betriebenen Verdichterstationen<sup>4</sup> sowie die H<sub>2</sub>-Leckagen. Für Wasserstoff ist die Datenlage bzgl. Leckageraten noch sehr begrenzt (Derwent 2018). Nach Feck (2009) beträgt der Wasserstoffschlupf auf Basis der höheren Diffusivität das Dreifache von Methan, was in dieser Analyse zur Berechnung unterstellt wurde. Eine detaillierte Evaluation und Sensitivitätsanalysen zum Treibhauspotential und Leckageraten von Wasserstoff sind in Riemer und Wachsmuth (2022) zu finden. Bisher gibt es nur wenig Daten zu Wasserstoffpipelines nach Europa, weshalb die Berechnungen auf Annahmen beruhen: Wie bei russischen Erdgaspipelines befindet sich im Durchschnitt alle 155 km eine Verdichterstation (Russ et al. 2017). In jeder Station beträgt der Strombedarf um den Wasserstoff von 30 auf 60 bar zu verdichten 0,4 kWh/kg H<sub>2</sub> (Castello P., Tzimas E., Moretto P. and S.D. Paeteves 2005b), welcher mit

---

<sup>4</sup> Es wird davon ausgegangen, dass bei den Wasserstoffpipelines wie beim Erdgastransport zunächst elektrisch betriebene Verdichterstationen verwendet werden. Der Strom wiederum wird durch Erdgas betriebene Turbinen erzeugt (Russ et al. 2017).

Gasturbinen mit 35 % Wirkungsgrad bereitgestellt wird (Russ et al. 2017). Auch hier könnten die Kompressoren mit erneuerbarem Strom betrieben werden.

Bei der Methanpyrolyse entsteht kein CO<sub>2</sub>, allerdings muss der Kohlenstoff dauerhaft gebunden werden. Der Bedarf für sog. "Carbon Black" in der Industrie ist begrenzt und bei Entsorgung von gefertigten Produkten würde der Kohlenstoff wieder freigesetzt (SRU 2021). Der Bedarf an Erdgas für die Prozessenergie beim Gasreaktorverfahren liegt zwischen 2,14 und 2,67 kg CH<sub>4</sub>/kg H<sub>2</sub> für CH<sub>4</sub>-beheizte Verfahren ohne Stromeinsatz (Keipi et al. 2018; Timmerberg et al. 2020). Auch hier wird der Mittelwert der Bandbreite von 2,41 kg CH<sub>4</sub>/kg H<sub>2</sub> verwendet. Die Emissionen aus der Prozessenergie für die SMR oder die Pyrolyse können reduziert werden, indem erneuerbare Energiequellen zur Wärme- und Druckbereitstellung benutzt werden (z.B. durch die "solare Reformierung", Roeb et al. (2020) und SRU (2021)).

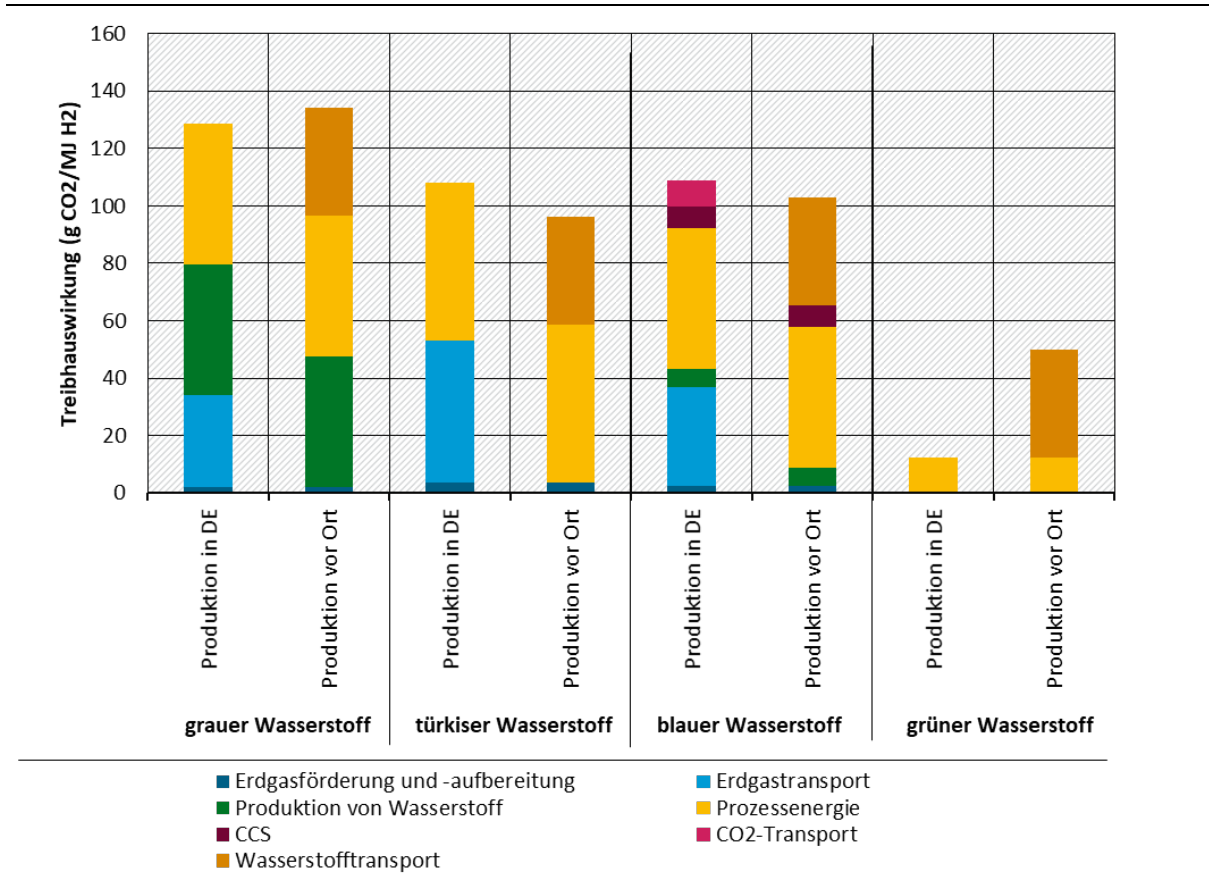
Auch grüner H<sub>2</sub> ist zumindest heute nicht per se treibhausgasneutral, da der verwendete Strom meist nicht aus einer Direktverbindung zu EE-Anlagen bezogen wird und auch die Transportenergie potenziell aus fossilen Quellen stammt. In jedem Fall muss daher für den in der H<sub>2</sub>-Produktion eingesetzten Strom sichergestellt werden, dass es sich um erneuerbaren Strom handelt, der zusätzlich ist, also nicht anderen Anwendungen zur Verfügung gestanden hätte. Nach §93 des EEG werden Elektrolyseure von der EEG-Umlage befreit, wenn sie 5.000 Volllaststunden im Jahr nicht überschreiten, wodurch ihr Betrieb auf Zeiten hoher EE-Einspeisung fokussiert werden soll. In der Praxis ist der Nachweis der Zusätzlichkeit für ans Netz angeschlossene Anlagen komplex und Bedingungen dafür sollen Ende 2021 in einem delegierten Rechtsakt auf EU-Ebene festgelegt werden. Laut der Green Finance Taxonomie, die sich an den Festlegungen der RED II orientiert, werden wasserstoffbasierte Kraftstoffe erst als erneuerbare Kraftstoffe anerkannt, wenn diese 70 % weniger Treibhausgase emittieren als der entsprechende fossile Kraftstoff. Für Wasserstoff wird eine Reduktion um 73,4 % im Vergleich zum fossilen Äquivalent mit Emissionen von 94 g CO<sub>2</sub>-äq. /MJ H<sub>2</sub> oder 11,3 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> angestrebt, was in Emissionen von 3,0 CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> resultiert (Oyarzabal und Falco 2021). In dieser Analyse wird davon ausgegangen, dass sich die Treibhauswirkung der Herstellung von grünem Wasserstoff in der Bandbreite von 0 bis 3,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub>, weswegen im Mittel von 1,5 CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> ausgegangen wird. Unter der Annahme eines mittleren Elektrolysewirkungsgrads von 70 % entspricht dies einer CO<sub>2</sub>-Belastung des verwendeten Stroms von durchschnittlich 31,5 g CO<sub>2</sub>/kWh. Hinzu kommen ggfs. die flüchtigen H<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Transport.



### 3 Ergebnis und Schlussfolgerungen

Abbildung 2 fasst die Ergebnisse der Berechnung der Treibhauswirkung der verschiedenen Wasserstoffarten im heutigen System zusammen. "Produktion vor Ort" ist hier die Wasserstoffproduktion am Ort der Erdgasförderung.

**Abbildung 2: Treibhauswirkung verschiedener Wasserstoffarten im heutigen Energiesystem in g CO<sub>2</sub>-äq. /MJ H<sub>2</sub>**



Quelle: eigene Berechnungen<sup>5</sup>

Im heutigen System unterscheiden sich die Emissionsbilanzen von grauem, türkischem und blauem Wasserstoff aufgrund des unterschiedlichen Erdgasverbrauchs (Feedstock und Prozessenergie). Dieser ist bei grauem Wasserstoff am geringsten, da hier kein Erdgas in der Prozessenergie für CCS benötigt wird. Der Erdgasverbrauch wiederum beeinflusst die flüchtigen Emissionen während Förderung und Transport. Aus diesem Grund hat blauer Wasserstoff nach SMR-Verfahren (12,3 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 102,9 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) nur eine leicht günstigere Emissionsbilanz als grauer Wasserstoff (16,1 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 134,2 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>), wenn dieser am Ort der Erdgasförderung produziert wird. Bei Produktion in Deutschland wirkt sich der Erdgasförderung bei blauem Wasserstoff stark auf die Emissionsbilanz aus (13,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 108,8 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>).

Türkischer Wasserstoff hat trotz höherem Methanverbrauch beim Feedstock eine ähnliche Treibhauswirkung wie blauer Wasserstoff (13,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 108,2 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>), wenn er in Deutschland produziert wird, da hier kein CO<sub>2</sub> während der Reaktion entsteht. Bei einer Produktion am Ort der Erdgasförderung ist die Treibhauswirkung von türkisen Wasserstoff (11,5 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 96,2 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) leicht geringer als bei grauem und

<sup>5</sup> Berechnungen erfolgten auf Basis des Heizwerts von Methan und Wasserstoff.

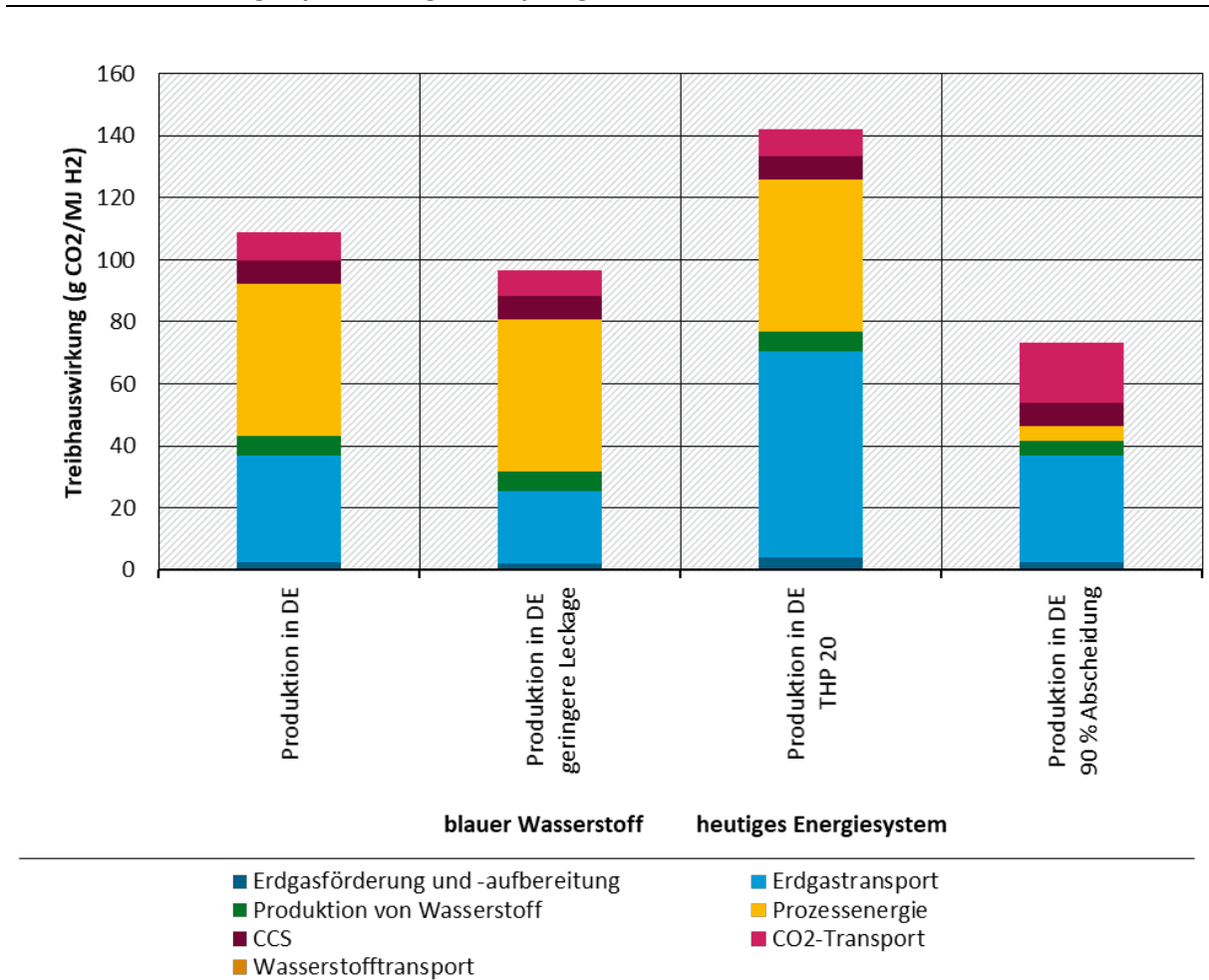
blauem Wasserstoff. Insgesamt lässt sich feststellen, dass sich die Wasserstoffproduktion am Ort der Erdgasförderung bei blauem und türkisen Wasserstoff positiv auf die THG-Bilanz auswirkt.

Bei grünem Wasserstoff ergeben sich unter den gezogenen Bilanzgrenzen Emissionen in Höhe von 1,5 – 6,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> (12,5-50,0 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>).

Wird in der Sensitivitätsanalyse für blauen Wasserstoff der niedrigere Methanschluß angesetzt, reduziert sich die Treibhauswirkung auf 11,6 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> (96,7g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) (Abbildung 3). Bei Verwendung des 20-jährigen THP von Methan hingegen liegt der Wert sogar bei 17,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> (142,1 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>). Die Sensitivitätsanalyse bzgl. der CCS-Abscheiderate zeigt, dass bei einer höheren Abscheiderate von 90 % zwar deutlich niedrigere THG-Emissionen während der Produktion anfallen, jedoch die höhere abgeschiedenen CO<sub>2</sub>-Menge auch die CO<sub>2</sub>-Transportemissionen erhöht (8,8 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 73,3 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>).

Die Ergebnisse für blauen Wasserstoff sind aufgrund der Berücksichtigung von weiteren Stationen in der Wertschöpfungskette höher als die Literaturbandbreite (zwischen 3,0 und 10,0 kg CO<sub>2</sub>/kg H<sub>2</sub>) (IEA 2021; Parkinson et al. 2019; Timmerberg et al. 2020). Die deutlich höheren Gesamtemissionswerte von Howarth und Jacobson (2021) für die fossile Wasserstoffproduktion mit 21,7 kg CO<sub>2</sub>/kg H<sub>2</sub> ergeben sich vor allem durch die flüchtigen Methanemissionen (3,5 % Leckage auf Basis amerikanischer Erdgasfelder) in Kombination mit der Verwendung des 20-jährigen Treibhauspotentials, die ca. 11 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> ausmachen.

**Abbildung 3: Sensitivitätsanalyse für die Treibhauswirkung von blauem Wasserstoff im heutigen Energiesystem in kg CO<sub>2</sub>-äq. / kg H<sub>2</sub>**

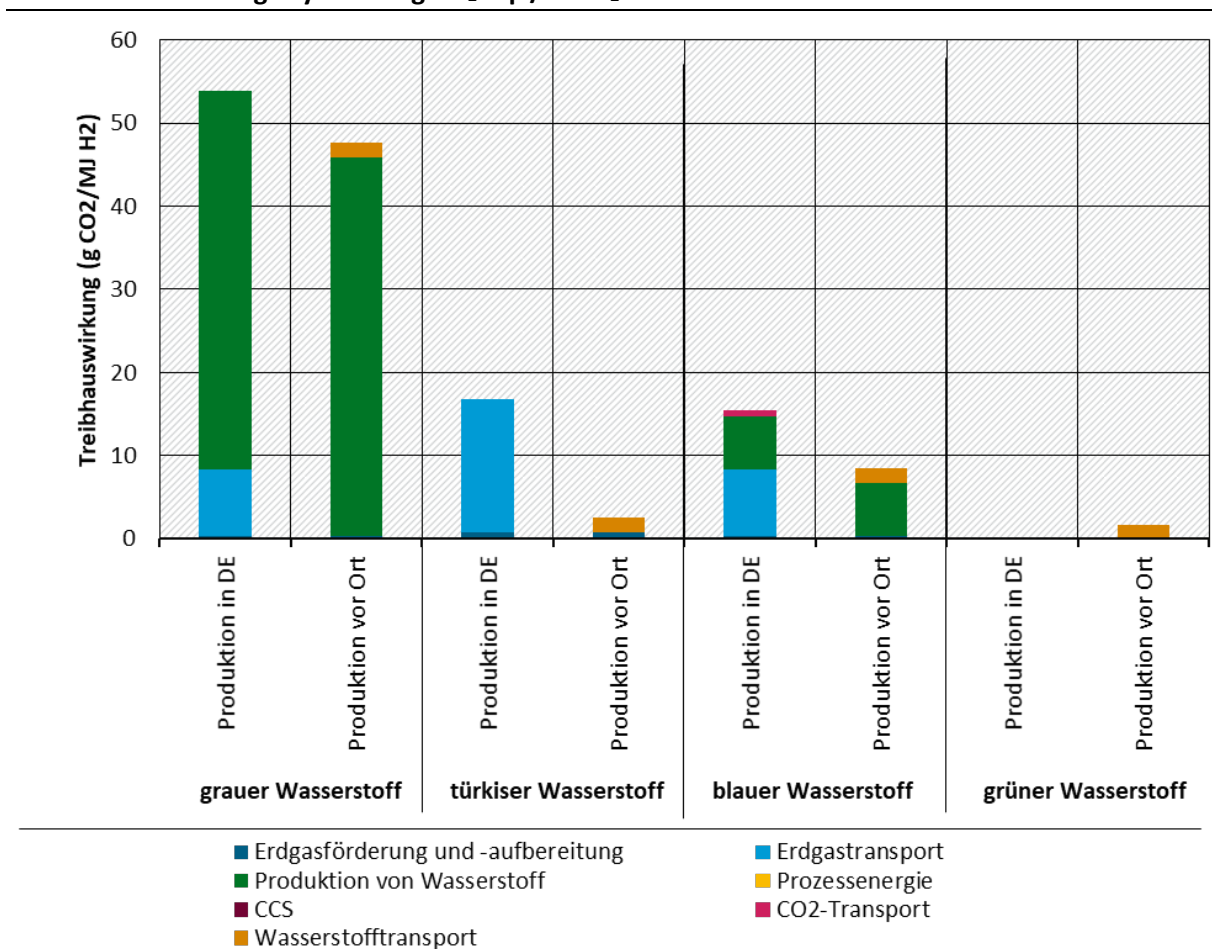


Quelle: eigene Berechnungen; THP = Treibhauspotenzial

Die ermittelten Werte für türkisen Wasserstoff sind höher als die 6,1 kg CO<sub>2</sub>-äq./kg H<sub>2</sub> in Parkinson et al. (2019), jedoch vergleichbar mit den 14 kg CO<sub>2</sub>-äq./kg H<sub>2</sub> in Timmerberg et al. (2020). Die Erdgasvorkettenemissionen in Timmerberg et al. (2020) machen in dieser Studie 72 % der Gesamtemissionen aus und wurden ebenfalls mit der globalen Methanleckage von 1,7 % berechnet. In einer Sensitivitätsanalyse dieser Studie wurden die Ergebnisse für die europäische Supply Chain spezifiziert und liegen hier mit ca. 6 bis 9 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub>.

In einem erneuerbaren Energiesystem ergibt bei allen Wasserstoffrouten die Produktion am Erdgasförderungsort eine niedrigere Emissionsbelastung, da hier die flüchtigen Methanemissionen während des Transports vermieden werden (siehe Abbildung 4). Die flüchtigen Wasserstoffemissionen fallen aufgrund des niedrigeren THP von Wasserstoff im Vergleich zu Methan trotz höherer angenommener Leckagerate weniger ins Gewicht. Wird sämtliche Prozessenergie (inklusive der Aufwendungen für CCS) dekarbonisiert zur Verfügung gestellt, hat blauer Wasserstoff am Produktionsstandort Deutschland eine leicht niedrigere Treibhauswirkung (1,9 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 15,4 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) als türkiser Wasserstoff (2,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 16,8 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) und eine deutlich niedrigere als grauer Wasserstoff (6,5 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 53,9 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>).

**Abbildung 4: Treibhauswirkung der verschiedenen Wasserstoffarten im erneuerbaren Energiesystem in g CO<sub>2</sub>-äq. / MJ H<sub>2</sub>**



Quelle: eigene Berechnungen

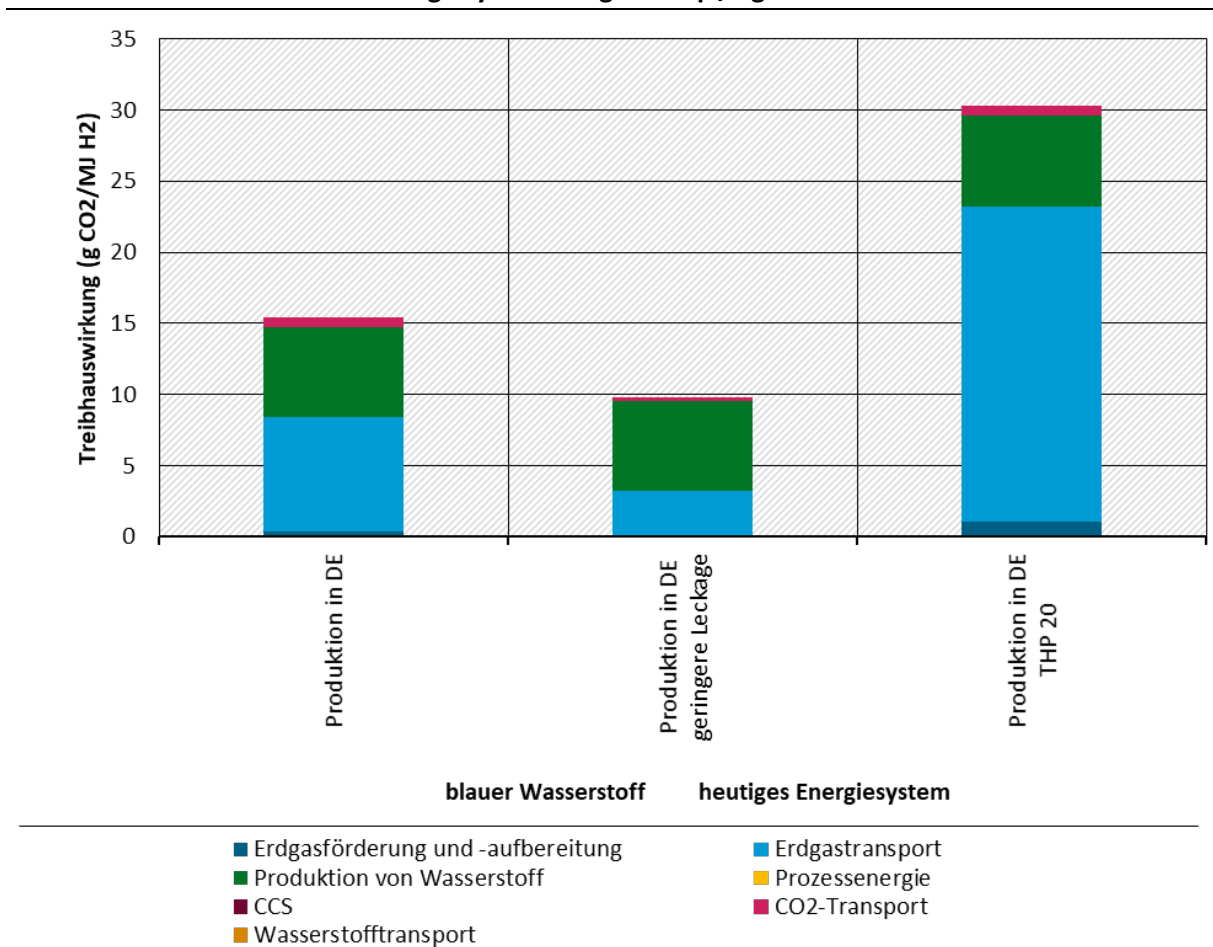
Wird der Wasserstoff am Ort der Erdgasförderung produziert, hat türkiser Wasserstoff auch hier eine leicht geringere Emissionsbilanz (0,3 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 2,5 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) als blauer Wasserstoff (1,0 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 8,5 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>) und eine deutlich geringere als grauer Wasserstoff (5,7 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 47,6 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>). Durch Verwendung des ATR-

Verfahren kann bei blauem Wasserstoff ggfs. eine weitere Reduktion der Treibhauswirkung um 2 – 4 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub> erzielt und zugleich ein zusätzlicher Bedarf an erneuerbarer Prozesswärme vermieden werden.

Bei grünem Wasserstoff würden sich im dekarbonisierten System nur noch die flüchtigen Wasserstoffemissionen beim Transport auswirken (0,2 kg CO<sub>2</sub>-äq. /kg H<sub>2</sub> oder 1,7 g CO<sub>2</sub>/MJ H<sub>2</sub>). Unterstellt man hierfür statt dem THP aus Derwent (2018) die obere Grenze des 100-jährigen THPs aus den aktuellen Untersuchungen von Warwick et al. (2022) fallen diese knapp dreimal so hoch aus, wobei sich dies entsprechend anteilig bei der Vor-Ort-Produktion von blauem und türkischem Wasserstoff auswirkt. Relativ gesehen verringert sich dadurch die Differenz zwischen den drei Herstellungsarten, während der Vorteil von grünem Wasserstoff absolut gesehen gleichbleibt. Verwendet man für Wasserstoff das 20-jährige THP aus Warwick et al. (2022) ist der Treibhauswirkung sogar fast achtmal so hoch und variiert damit zwischen 1,6 für grünen und 2,6 kg CO<sub>2</sub>-äq. / kg H<sub>2</sub> für blauen vor Ort produzierten Wasserstoff.

In der Sensitivitätsanalyse wird auch hier noch einmal deutlich, dass die Annahmen zur Leckagerate und das verwendete THP sich stark auf die Ergebnisse auswirken (Abbildung 5).

**Abbildung 5: Sensitivitätsanalyse für die Treibhauswirkung von blauem Wasserstoff im erneuerbaren Energiesystem in kg CO<sub>2</sub>-äq. / kg H<sub>2</sub>**



Quelle: eigene Berechnungen; THP = Treibhauspotenzial

## 4 Fazit

Die Treibhauswirkung der verschiedenen Wasserstoffarten ist stark abhängig von den Annahmen über das Treibhauspotential von Methan, die Methanleckage sowie den Energieträgern für die Prozessenergie in der H<sub>2</sub>-Produktion an sich (SMR, ATR, Pyrolyse) und auch bei weiteren Prozessschritten wie dem CCS. Durch das hohe Treibhauspotential von Methan wirken sich die unterschiedlichen Leckagen für die USA und Europa bedeutend auf die Emissionswerte in der Vorkette der Wasserstoffproduktion aus. Wird, wie aktuell üblich, Methan zur Bereitstellung der Prozessenergie genutzt, fallen die flüchtigen Emissionen noch mehr ins Gewicht. Die Möglichkeit, diese Energie zu dekarbonisieren, etwa durch den Einsatz von Wasserstoff oder erneuerbaren Strom, wird diskutiert, ist jedoch aus Sicht der technischen Machbarkeit weiter zu evaluieren und würde in jedem Fall zusätzliche erneuerbarer Energie bzw. zusätzliche H<sub>2</sub>-Nachfrage generieren.

Die berechneten Treibhauswirkungen zeigen, dass blauer und türkiser Wasserstoff unter den getroffenen Annahmen im heutigen System nur eine etwas geringere Treibhauswirkung als grauer Wasserstoff, also das bisherige fossil etablierte Verfahren, haben. Bei türkischem Wasserstoff wirkt sich vor allem die Vorkettenemissionen des insgesamt höheren Methanverbrauchs im Prozess aus. Bei blauem Wasserstoff werden die abgeschiedenen direkten Emissionen durch den zusätzlichen Energieaufwand für CCS und CO<sub>2</sub>-Transport teils zu Nichte gemacht. Sowohl für blauen als auch türkisen Wasserstoff ergibt sich eine etwas stärkere Verringerung der Treibhauswirkung bei Produktion des Wasserstoffs am Erdgasförderort, da so die flüchtigen Methanemissionen während des Transports vermieden werden. Die Sensitivitätsanalyse von blauem Wasserstoff zeigt deutlich die Auswirkungen der Leckagerate, des verwendeten THP und der CCS-Abscheidungsrate auf die Ergebnisse.

Der Wert für grünen Wasserstoff im heutigen System bildet ab, dass unter den bestehenden Regularien nicht sichergestellt ist, dass ausschließlich zusätzlicher erneuerbarer Strom zum Einsatz kommt. Bei fortschreitender Dekarbonisierung des Strommixes wird sich dieser Wert weiter reduzieren. Allerdings ist es bei grünem Wasserstoff wichtig, die Zusätzlichkeit des verwendeten erneuerbaren Stroms über geeignete Kriterien sicherzustellen. Wird auch teils anderer Strom genutzt, wächst die Emissionsbilanz entsprechend an. Der Treibhauseffekt von flüchtigen Wasserstoffemissionen während des Transports ist hingegen als vergleichsweise gering zu erwarten, wobei es auch hier noch an empirischen Daten mangelt.

Unter den getroffenen Annahmen werden in im erneuerbaren Energiesystem bei blauem und türkischem Wasserstoff zumindest ca. 70 % der THG-Emissionen gegenüber grauem Wasserstoff eingespart. Aber auch bei vollständiger Dekarbonisierung der Prozessenergie ist die Treibhauswirkung dieser Produktionsmethoden aufgrund der flüchtigen Methanemissionen in der Vorkette höher als die von grünem Wasserstoff. Zudem besteht bei blauem Wasserstoff noch Unsicherheit darüber, inwieweit CO<sub>2</sub> nach der Speicherung wieder entweicht.

Die Annahmen dieser Analyse gehen jedoch davon aus, dass keine Reduktion der Methanleckagen stattfindet. Hier ist zu beachten, dass es aktuell Bestrebungen sowohl auf globaler als auch EU-Ebene gibt, solche Leckagen einerseits besser zu erfassen, z.B. durch satellitengestützte Messungen, und andererseits die Methanemissionen soweit möglich zu reduzieren. Eine nähere Betrachtung dieser Planungen war im Rahmen dieser Analyse nicht möglich. Sollte die Verringerung von Methanleckagen in substanzieller Weise gelingen, würde dies die Treibhauswirkungen von blauem und türkischem Wasserstoff deutlich reduzieren. Daher sollten diese Entwicklungen weiter beobachtet werden.

---

## Impressum

### Herausgeber

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)  
[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)  
[t/umweltbundesamt](https://www.twitter.com/umweltbundesamt)

### Autoren, Institutionen

Matia Riemer, Jakob Wachsmuth,  
Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI

Benjamin Pfluger, Stella Oberle  
Fraunhofer-Einrichtung für Energieinfrastrukturen und  
Geothermie IEG

Im Rahmen des Forschungsvorhaben „Transformation der  
Gasinfrastruktur zum Klimaschutz“ (FKZ 3720435030).

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

**Fertigstellung: 10/2022**

## Literaturverzeichnis

A. El-Suleiman; N. Anosike; P. Pilidis (2016): A Preliminary Assessment of the Initial Compression Power Requirement in CO<sub>2</sub> Pipeline “Carbon Capture and Storage (CCS) Technologies”. In: *undefined*. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/A-Preliminary-Assessment-of-the-Initial-Compression-El-Suleiman-Anosike/bc277fdb5b8cbbbf3bfa761f9603c48dff9b1d4a>.

Balcombe, Paul; Speirs, Jamie; Johnson, Erin; Martin, Jeanne; Brandon, Nigel; Hawkes, Adam (2018): The carbon credentials of hydrogen gas networks and supply chains. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 91, S. 1077–1088. DOI: 10.1016/j.rser.2018.04.089.

BMWi (2020): Die Nationale Wasserstoffstrategie. Hg. v. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). Berlin. Online verfügbar unter [https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/die-nationale-wasserstoffstrategie.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=20](https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/die-nationale-wasserstoffstrategie.pdf?__blob=publicationFile&v=20).

BP (2021): Statistical Review of World Energy. 70. Aufl. Online verfügbar unter <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2021-full-report.pdf>.

Bukold, Steffen (2020): Kurzstudie blauer Wasserstoff. Perspektiven und Grenzen eines neuen Technologiepfades. Hg. v. Greenpeace Energy.

Cappellen, L.; Croezen, H.; Rooijers, F. (2018): Feasibility study into blue hydrogen. Technical, economic & sustainability analysis. CE Delft.

Castello P., Tzimas E., Moretto P. and S.D. Paeteves (2005a): Techno-economic assessment of hydrogen transmission and distribution systems in Europe in the medium and long term. Hg. v. Office for Official Publications of the European Communities, Scientific and Technical Research series. European Commission, Joint Research Center, Report EUR 21586-EN. Luxemburg.

Castello P., Tzimas E., Moretto P. and S.D. Paeteves (2005b): Techno-economic assessment of hydrogen transmission and distribution systems in Europe in the medium and long term. Hg. v. Office for Official Publications of the European Communities, Scientific and Technical Research series. European Commission, Joint Research Center, Report EUR 21586-EN. Luxemburg.

DBI (2016): DBI (2016): Kritische Überprüfung der Default-Werte der Treibhausgasvorkettenemissionen von Erdgas. Abschlussbericht. Hg. v. DBI Gas- und Umwelttechnik GmbH. Leipzig. Online verfügbar unter

<https://gas.info/fileadmin/Public/gas.info/PDF-Downloads/dbi-berichtkritische-ueberpruefung-treibhausgasvorketteerdgas.pdf>.

Demofonti, G.; Spinelli, C. M. (2011): Technical challenges facing the transport of anthropogenic CO<sub>2</sub> by pipeline for carbon capture and storage purposes. Unter Mitarbeit von Corinth Pipeworks, Europipe, Salzgitter Mannesmann Line Pipe, V&M. GdF Suez, National Grid, Salzgitter Mannesmann Forschungsinstitut and the European Pipeline Research Group (EPRG). Hg. v. 6th Pipeline Technology Conference 2011. Online verfügbar unter <https://www.pipeline-conference.com/sites/default/files/papers/Spinelli.pdf>.

Derwent, R. G. (2018): Hydrogen for heating: Atmospheric impacts. A literature review. Online verfügbar unter [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/760538/Hydrogen\\_atmospheric\\_impact\\_report.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/760538/Hydrogen_atmospheric_impact_report.pdf).

Feck, Thomas (2009): Wasserstoff-Emissionen und ihre Auswirkungen auf den arktischen Ozonverlust. Risikoanalyse einer globalen Wasserstoffwirtschaft. Hg. v. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Forschungszentrum Jülich GmbH. Jülich.

Howarth, Robert W.; Jacobson, Mark Z. (2021): How green is blue hydrogen? In: *Energy Sci Eng* 9, 2021 (10), S. 1676–1687, zuletzt geprüft am 10.1002/ese3.956.

IEA (2021): Global Hydrogen Review 2021. Hg. v. International Energy Agency. Online verfügbar unter <https://iea.blob.core.windows.net/assets/3a2ed84c-9ea0-458c-9421-d166a9510bc0/GlobalHydrogenReview2021.pdf>.

IEAGHG (2013): CO<sub>2</sub> Pipeline Infrastructure. 2013/18. Unter Mitarbeit von Ecofys.

IEAGHG (2017): Techno-economic evaluation of SMR based standalone (merchant) hydrogen plant with CCS. Technical Report. 2017/02. Hg. v. IEAGHG.

IPCC (2021): Climate Change 2021. The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Online verfügbar unter [https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC\\_AR6\\_WGI\\_Full\\_Report.pdf](https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf).

Keipi, Tiina; Tolvanen, Henrik; Konttinen, Jukka (2018): Economic analysis of hydrogen production by methane thermal decomposition: Comparison to competing technologies. In: *Energy Conversion and Management* 159, S. 264–273. DOI: 10.1016/j.enconman.2017.12.063.

Matthes, F.; Heinemann, C.; Hesse, T.; Kasten, P.; Mendelewitsch, R.; Seebach, D.; Timpe, C. (2020): Wasserstoff sowie wasserstoffbasierte Energieträger und Rohstoffe. Eine Überblicksuntersuchung. Hg. v. Öko-Institut.

Naterer, G. F.; Jaber, O.; Dincer, I.; Grube, Thomas; Stolten, Detlef (2010): Environmental Impact Comparison of Steam Methane Reformation and Thermochemical Processes of Hydrogen Production. Hg. v. Forschungszentrum Jülich, Zentralbibliothek (Elektrochemische Verfahrenstechnik, 9783893366538). Jülich. Online verfügbar unter <https://juser.fz-juelich.de/record/135464?ln=en>.

Oyarzabal, Rosa; Falco, Lucas (2021): The EU Commission approves the EU criteria on sustainable hydrogen activities. Inside Energy & Environment. In: *Inside Energy & Environment* 2021, 2021. Online verfügbar unter <https://www.insideenergyandenvironment.com/2021/04/the-european-commission-approves-the-eu-criteria-on-sustainable-hydrogen-activities/>, zuletzt geprüft am 29.10.2021.

Parkinson, B.; Balcombe, P.; Speirs, J. F.; Hawkes, A. D.; Hellgardt, K. (2019): Levelized cost of CO<sub>2</sub> mitigation from hydrogen production routes. In: *Energy Environ. Sci.* 12 (1), S. 19–40. DOI: 10.1039/C8EE02079E.

Pritchard, D. T.; Currie, J. A. (1982): Diffusion of coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. In: *Journal of Soil Science* 33 (2), S. 175–184. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1982.tb01757.x.

Purr, Katja; Günther, Jens; Lehmann, Harry; Nuss, Philip (2019): Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität. - RESCUE: Langfassung. Hg. v. Umweltbundesamt (Climate Change | 36/2019). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/rescue>.

Riemer, Matia; Wachsmuth, Jakob (2022): Ist Wasserstoff treibhausgasneutral? Stand des Wissens in Bezug auf diffuse Wasserstoffemissionen und ihre Treibhausgaswirkung. Factsheet. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Roeb, Martin; Brendelberger, Stefan; Rosenstiel, Andreas; Agrafiotis, Christos; Monnerie, Nathalie et al. (2020): Wasserstoff als ein Fundament der Energiewende. Teil 1: Technologien und Perspektiven für eine nachhaltige und ökonomische Wasserstoffversorgung. Deutsches Institut für Luft- und Raumfahrt. Köln.

Rubin, E.; Meyer, L. de Coninck, H. (2005): IPCC Special Report Carbon Dioxide Capture and Storage. Technical Summary. Hg. v. Cambridge University Press. Cambridge, England.

Russ, Manfred; Stoffregen, Alexander; Schuller, Oliver (2017): GHG Intensity of Natural Gas Transport. Comparison of Additional Natural Gas Imports to Europe by Nord Stream 2 Pipeline and LNG Import Alternatives. Hg. v. Thinkstep.

Sensfuß, Frank; Lux, Benjamin; Bernath, Christiane; Kiefer, Christoph; Pfluger, Benjamin; Kleinschmitt, Christoph et al. (2021): Langfristszenarien für die Transformation des Energiesystems in Deutschland 3. Kurzbericht: 3 Hauptszenarien. Unter Mitarbeit von Consentec GmbH, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg und Technische Universität Berlin. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Karlsruhe.

SRU (2021): Wasserstoff im Klimaschutz: Klasse statt Masse. STELLUNGNAHME. Hg. v. Sachverständigenrates für Umweltfragen. Berlin.

Timmerberg, Sebastian; Kaltschmitt, Martin; Finkbeiner, Matthias (2020): Hydrogen and hydrogen-derived fuels through methane decomposition of natural gas – GHG emissions and costs. In: *Energy Conversion and Management: X 7*, S. 100043. DOI: 10.1016/j.ecmx.2020.100043.

UNFCCC (2019): Greenhouse Gas Inventory Data - Detailed data by Party. Hg. v. United Nations Climate Change. Online verfügbar unter [https://di.unfccc.int/detailed\\_data\\_by\\_party](https://di.unfccc.int/detailed_data_by_party), zuletzt geprüft am 29.10.2021.

Warwick, N.; Griffiths, P.; Keeble, J.; Archibald, A.; Pyle, J. (2022): Atmospheric implications of increased hydrogen use. Department for Business, Energy and Industrial Strategy. Online verfügbar unter <https://www.gov.uk/government/publications/atmospheric-implications-of-increased-hydrogen-use>.

Zhang, Xiang; Kätelhön, Arne; Sorda, Giovanni; Helmin, Marta; Rose, Marcus; Bardow, André et al. (2018): CO<sub>2</sub> mitigation costs of catalytic methane decomposition. In: *Energy* 151, S. 826–838. DOI: 10.1016/j.energy.2018.03.132.