Gefördert durch:

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

IAMO
Leibniz-Institut für Agrarentwicklung in Transformationsökonomien

GFA CONSULTING GROUP
Generalbeauftragter BMEL
Büro Berlin

KLIMASCHUTZ UND KLIMAANPASSUNG IN CHINA

Dr. Florian Schierhorn und Dr. Daniel Müller

Gefördert durch:

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

Leibniz-Institut für Agrarentwicklung in Transformationsökonomien

GFA CONSULTING GROUP
Generalbeauftragter BMEL
Büro Berlin

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Diese Studie wurde für die GFA Consulting Group im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) durchgeführt.

Die Gesamtstudie, die für neun BMEL- Schwerpunktländer durchgeführt wurde, finden Sie hier.

Februar 2020

Autoren

Dr. Florian Schierhorn[1]

Dr. Daniel Müller[1,2,3]

[1] Leibniz-Institut für Agrarentwicklung in Transformationsökonomien (IAMO), Theodor-Lieser-Str. 2, 06120 Halle (Saale)

[2] Geographisches Institut, Humboldt-Universität zu Berlin, Unter den Linden 6, 10099 Berlin

[3] Integrative Research Institute on Transformations of Human-Environment Systems (IRI THESys), Humboldt- Universität zu Berlin, Unter den Linden 6, 10099 Berlin

Korrespondenzadresse:

E-Mail: schierhorn@iamo.de

Telefon: +49 345 2928-325

Inhaltsverzeichnis

1.1 Einleitung 4
1.2 Klimaschutz: Forschungsstand 4
1.3 Klimaschutz: Zusammenfassung, Fazit und Empfehlungen für zukünftige Projekte 10
1.4 Klimaanpassung: Forschungsstand 11
1.5 Klimaanpassung: Zusammenfassung, Fazit und Empfehlungen für zukünftige Projekte 12
1.6 Literatur 13

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. THG-Emissionen der Landwirtschaft Chinas (in CO2-Äquivalenten) ohne Landnutzungsänderung; eigene Darstellung mit Daten der FAO (2019). 5

Abbildung 2. THG-Emissionen pro Kilogramm Fleisch, Milch oder Getreide (in kg CO2-Äquivalenten pro kg Produkt) im Jahr 2016; die Daten beinhalten nur die Emissionen, die innerhalb eines landwirtschaftlichen Betriebes entstehen, aber keine Emissionen, die in Importgütern gebunden sind oder entlang der Wertschöpfungskette entstehen. Quelle: eigene Darstellung mit Daten der FAO (2019). 6

Abbildung 3. Emissionen aus Landnutzungsänderungen in China (LULUCF); deutlich sichtbar ist die große Kohlestoffsenke in Wäldern. Eigene Darstellung mit Daten von FAO (2019). 8

Abbildung 4. Vergleich der landwirtschaftlichen Emissionen in China (ohne LULUCF); Quelle: eigene Darstellung mit Daten der FAO (2019). 9

Glossar

BMEL	Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft
CA	Konservierende Bodenbearbeitung (conservation agriculture)
CDM	Clean Development Mechanism
CH_4	Methan
CO_2	Kohlendioxid
COP	Vertragsstaatenkonferenz (Conference of Parties)
ENSO	El Niño-Southern Oscillation
LULUCF	Land use, and land-use change, and forestry
Mt	Megatonne
N	Stickstoff
N_2O	Stickstoffoxid (Lachgas)
NUE	Stickstoffnutzungseffizienz (nitrogen use efficiency)
PgC	Petagramm Kohlenstoff (1 PgC = 1000 TgC = 1 GtC = 1000 MtC)
SOC	Bodenkohlenstoff (soil organic carbon)
SPI	Standardized precipitaton index
t/ha	Tonnen pro Hektar
THG	Treibhausgase

1.1 Einleitung

Mehr als 20% der globalen Bevölkerung leben in China, aber das Land verfügt lediglich über 7% des globalen Ackerlandes. China ist daher auf Agrarimporte angewiesen, wobei die Erhöhung des Selbstversorgungsgrades seit Jahren ein wichtiges politisches Ziel ist. Derzeit ist China der weltweite größte Produzent von Reis, Weizen und Kartoffeln und führte die globale Rangliste im Jahr 2017 auch bei Schweinen (435 Millionen), Hühnern (4,9 Milliarden), sowie Schafen und Ziegen an (FAO, 2019). Der Ackerbau konzentriert sich in der Nordostchinesischen sowie der Nordchinesischen Ebene (Yin *et al.*, 2018). Die wichtigsten Anbauregionen für Reis sind Zentral-, Süd- und Südostchina, für Weizen Nord- und Südostchina, für Mais Nord- und Nordostchina sowie Nordostchina für Soja (Yin *et al.*, 2018).

Die Getreideerträge sind in den letzten 60 Jahren nahezu linear angestiegen und lagen in 2017 für Weizen bei durchschnittlich 5,5 t/ha, für Mais bei 6,1 t/ha, für Reis bei 7,1 t/ha und für Soja bei 1,8 t/ha (FAO, 2019). Die Ertragsniveaus schwanken im Norden und Nordosten etwas stärker, was vor allem durch unregelmäßige Niederschläge verursacht wird (Ray *et al.*, 2015). Die Nassreiserträge im Süden sind aufgrund der Bewässerung weniger Schwankungen unterworfen. In einigen der Anbaugebiete von Nassreis wird drei- bis viermal pro Jahr geerntet.

Der Klimawandel hat den Ackerbau bereits stark beeinflusst. In Zukunft sind bei ausbleibenden Anpassungsmaßnahmen Ertragsrückgänge von bis zu 12% bei Reis, Mais und Weizen zu erwarten (Ju *et al.*, 2013), allerdings variieren die Schätzungen stark (Wang *et al.*, 2014). In manchen Regionen werden sich aufgrund der klimatischen Veränderungen die Anbaubedingungen sogar verbessern (Hijioka *et al.*, 2014). Beispielweise werden die Gebiete, in denen zwei- oder dreimal pro Jahr Reis geerntet werden kann, sich in Richtung Norden ausbreiten. Bereits zwischen 1980 und 2010 ist die Kernanbauzone für Reis um 320 Kilometer nach Nordosten gewandert (Hu *et al.*, 2019).

1.2 Klimaschutz: Forschungsstand

THG-Emissionen aus der chinesischen Landwirtschaft

China emittiert 27% aller globalen Treibhausgase (9,84 Pg CO_2 in 2017) und hat mit 7 t CO_2 ähnliche Emissionen pro Kopf wie die EU, aber niedrigere als Deutschland (9,7 t CO_2 pro Kopf; siehe www.globalcarbonatlas.org). Die Landwirtschaft Chinas hat einen Anteil von 13% an den Gesamtemissionen der weltweiten Landwirtschaft (insgesamt 687 Tg CO_2-Äquivalente pro Jahr), mit steigender Tendenz (Abbildung 1). Hauptemissionsquellen in der Landwirtschaft sind durch Mineraldünger verursachte Lachgasemissionen (N_2O) mit einem Anteil von 29% der CO_2-äquivalenten Emissionen. Jeweils ein Viertel der landwirtschaftlichen Emissionen entstehen durch organischen Dünger (N_2O) und Wiederkäuerverdauung (CH_4) (Abbildung 1).

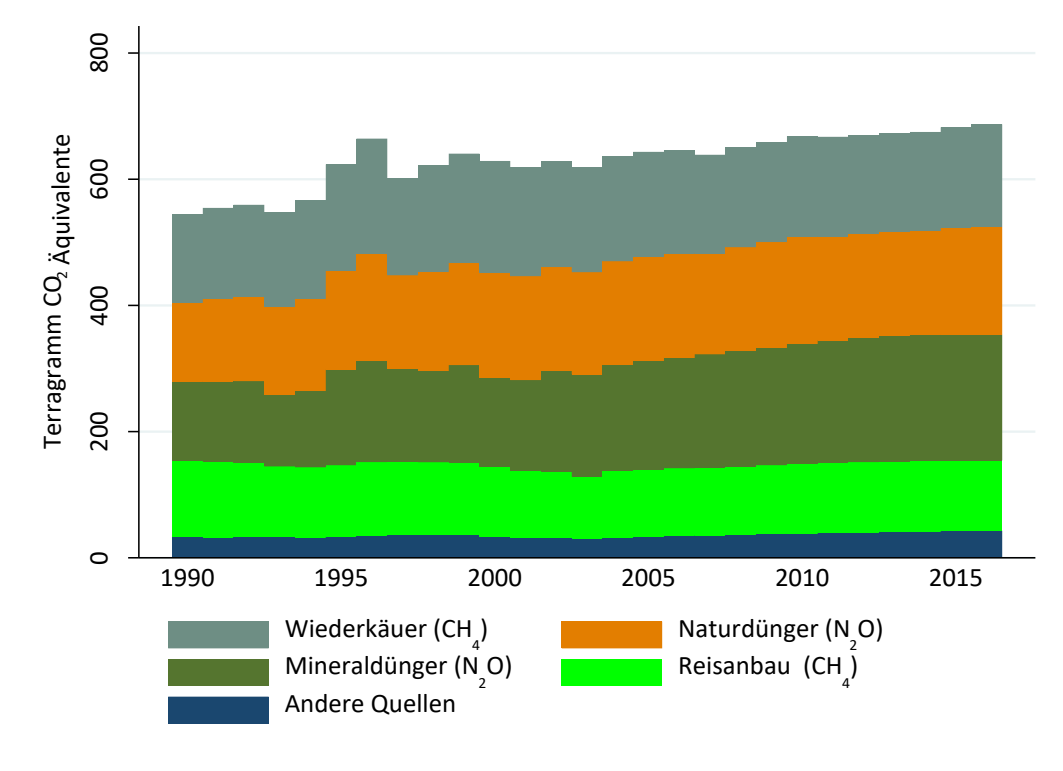

Abbildung 1.THG-Emissionen der Landwirtschaft Chinas (in CO_2-Äquivalenten) ohne Landnutzungsänderung; eigene Darstellung mit Daten der FAO (2019).

China hat damit einen Anteil an den weltweit durch Mineraldünger verursachten N_2O-Emissionen von etwa 30% (FAO, 2019), was vor allem auf den hohen und ineffizienten Mineraldüngereinsatz zurückzuführen ist. Der exzessive Einsatz von Mineraldünger erklärt auch die vergleichsweise hohen THG-Emissionen pro Kilogramm Getreide (Abbildung 2). Im Gegensatz dazu sind die Emissionen pro Kilogramm Fleisch und Liter Milch in China relativ gering wegen der zum großen Teil industriell betriebenen und effizienten Tierproduktion. Eine weitere Emissionsquelle, die vermutlich aber von den Daten der FAO unterschätzt wird, ist das Verbrennen von Ernterückständen. Überschüssige Biomasse auf den Feldern wird vor allem von Kleinbauern oft abgebrannt, obwohl diese Praxis verboten ist. Das Abbrennen ist allerdings eine effiziente Maßnahme aus einzelbetrieblicher Sicht, da ansonsten wegen der fehlenden Mechanisierung diese Biomasse von Hand in den Boden eingearbeitet werden müsste.

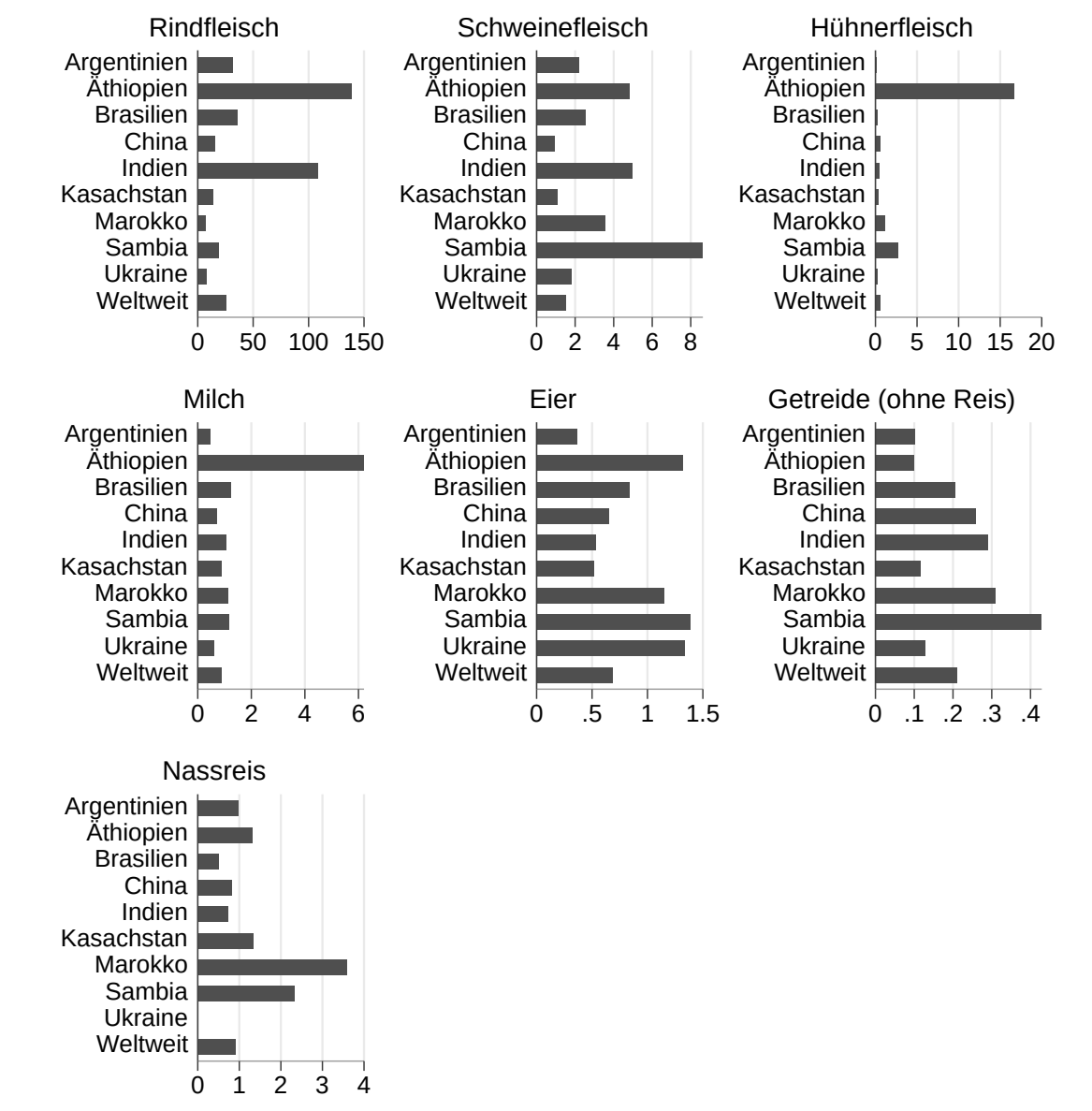

Abbildung 2. THG-Emissionen pro Kilogramm Fleisch, Milch oder Getreide (in kg CO_2-Äquivalenten pro kg Produkt) im Jahr 2016; die Daten beinhalten nur die Emissionen, die innerhalb eines landwirtschaftlichen Betriebes entstehen, aber keine Emissionen, die in Importgütern gebunden sind oder entlang der Wertschöpfungskette entstehen. Quelle: eigene Darstellung mit Daten der FAO (2019).

Bodenkohlenstoff

In den Wald-, Acker- und Graslandböden Chinas sind ungefähr 66 Petagramm (PgC) Bodenkohlenstoff (*soil organic carbon, SOC*) gespeichert, 30% davon in Waldböden, 37% in Graslandböden, 24% im Ackerland und 9% in Savannen (*shrublands*) (Tang *et al.*, 2018). Eine Analyse der Veränderungen des SOC zwischen 2001 und 2010 hat einen Anstieg von 2 PgC (durchschnittlich also 0,2 PgC pro Jahr) ergeben, wobei 80% dieses Anstiegs auf die C-Sequestrierung in Waldböden zurückzuführen ist, was wiederum mit dem Anstieg der Waldbedeckung zu erklären ist. Der SOC stieg um 12% auf Ackerböden und um 9% auf Savannenböden, während der SOC im Grasland leicht zurückging (Tang *et al.*, 2018). Um die Ziele der "4 per mille" Initiative, die auf der 21. Vertragsstaatenkonferenz (COP) in Paris verabschiedet wurde (und neben 150 anderen Unterzeichnern auch vom BMEL und der GIZ unterschrieben wurde) zu erreichen (d.h. einen jährlichen Anstieg des SOC von 0.4% (4 Promille), um der Atmosphäre Kohlendioxid zu entziehen), müsste China einen jährlichen Anstieg des SOC von 0,26 PgC realisieren. Das würde einen weiteren Anstieg der C-Sequestrierungsrate um knapp 0,06 PgC pro Jahr oder 23% bedeuten im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2001 bis 2010 (eigene Berechnung, basierend auf Daten von Tang *et al.*, 2018).

Eine zusätzliche Sequestrierung von Bodenkohlenstoff kann durch eine Steigerung von organischem Material, wie Dünger, Pflanzenrückständen, Pflanzenkohle und Ernteresten, auf landwirtschaftlichen Flächen sowie durch pfluglose Bodenbearbeitung erreicht werden (Cheng *et al.*, 2013; Minasny *et al.*, 2017). Eine Erhöhung des Anteils der reduzierten Bodenbearbeitung um 2,4% pro Jahr über 20 Jahre kann die C-Sequestrierung um 0,62 PgC (0,43 im Ackerbau und 0,19 im Nassreisanbau) steigern. Allerdings könnten diese Effekte auch etwas überschätzt worden sein, weil sich der Kohlenstoff vor allem in den oberen Bodenschichten sammelt und viele Studien buchstäblich nicht tief genug gegraben haben. Der quantitative Effekt der reduzierten Bodenbearbeitung auf Veränderungen im SOC ist daher unsicher (Du *et al.*, 2017). Optimale Applikation von organischen Düngern wie Gülle erhöhen das Sequestrierungs-Potenzial zusätzliche um 1 PgC (Cheng et al. 2013). Zielgebiete, die die größten Potenziale für die C-Sequestrierung haben, sind der Nordwesten, der Nordosten und der Südwesten Chinas. Maßnahmen zur Erhöhung des SOC in den großen Graslandgebieten Chinas haben womöglich ebenfalls ein großes Potenzial, aber die empirische Evidenz für Graslandgebiete ist nicht ausreichend, um robuste Aussagen treffen zu können.

CO_2-Bindung in der Vegetation

Chinas Vegetation speicherte ungefähr 13 PgC im Jahr 2010, 80% davon in Wäldern und weitere 10% in Grasland (Tang *et al.*, 2018). Die umfangreichen Wiederaufforstungsprogramme sowie die natürliche Regeneration der Wälder in vielen Gebieten, die früher landwirtschaftlich genutzt

wurden, sind eine wichtige C-Senke mit jährlichen Sequestrierungsraten zwischen 300 und 400 Tg CO_2-Äquivalente (CO_2eq) seit 1990. Ackerland hingegen emittierte im Durchschnitt jährlich 1,6 Tg CO_2-Äquivalente zwischen 1990 und 2016 während Grasland 0,6 Tg CO_2-Äquivalente speichert und somit eine Senke darstellt, wenn auch vernachlässigbar im Vergleich zu Wald (Abbildung 3).

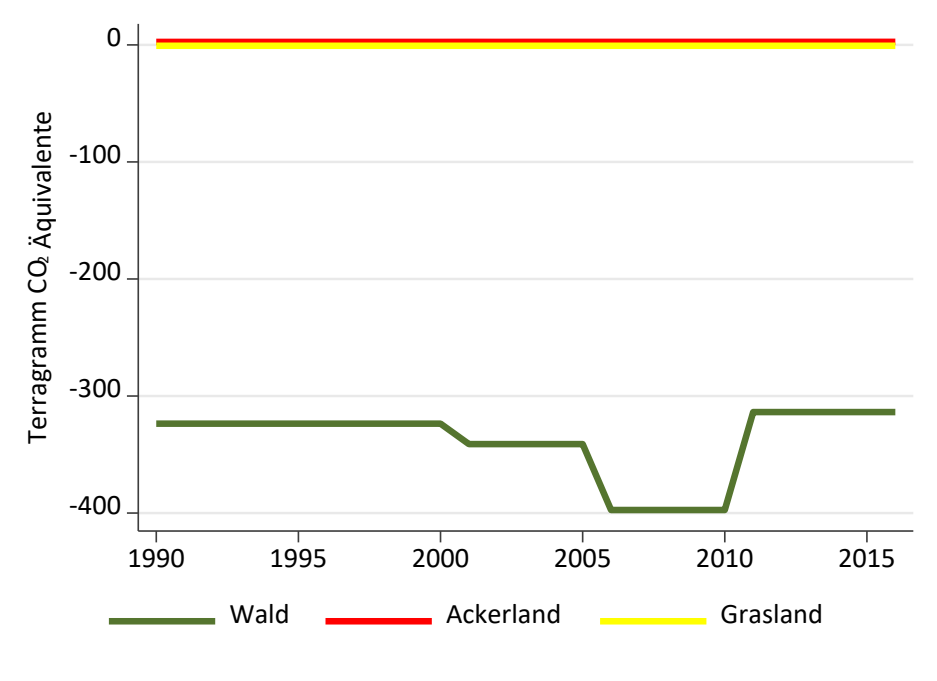

Abbildung 3.Emissionen aus Landnutzungsänderungen in China (LULUCF); deutlich sichtbar ist die große Kohlestoffsenke in Wäldern. Eigene Darstellung mit Daten von FAO (2019).

Stickstoffemissionen

Die Emissionen von Lachgas (N_2O) aus der Stickstoffdüngung sind in China mit 0,2 PgC CO_2-Äquivalenten die weltweit höchsten (Abbildung 4), 78% höher als in Indien und 157% höher als in den USA (FAO, 2019). Die Potenziale zur Minderung der Stickstoffemissionen sind hoch, da in vielen Gebieten zu hohe Stickstoffgaben die Regel sind, vor allem aufgrund der durch staatliche Subventionen niedrigen Preise für Stickstoffdünger. Sind die Pflanzen mit Stickstoff (N) gesättigt, wird überschüssiges N als Lachgas ausgewaschen, verschmutzt das Grundwasser und beeinträchtigt die Luftqualität durch Ammoniakemissionen (NH_3). Darüber hinaus ist die Herstellung des Stickstoffdüngers sehr energie- und damit emissionsintensiv. Ansatzpunkte zur Reduzierung des “Stickstoff-Dilemmas”, d.h. den Pflanzen genügend Nährstoffe zur Verfügung zu stellen ohne die Nahrungsmittelproduktion zu beinträchtigen, aber gleichzeitig die N-Gaben zu reduzieren, haben daher großes Potenzial, um die negativen Umweltauswirkungen abzumildern (Bodirsky & Müller, 2014).

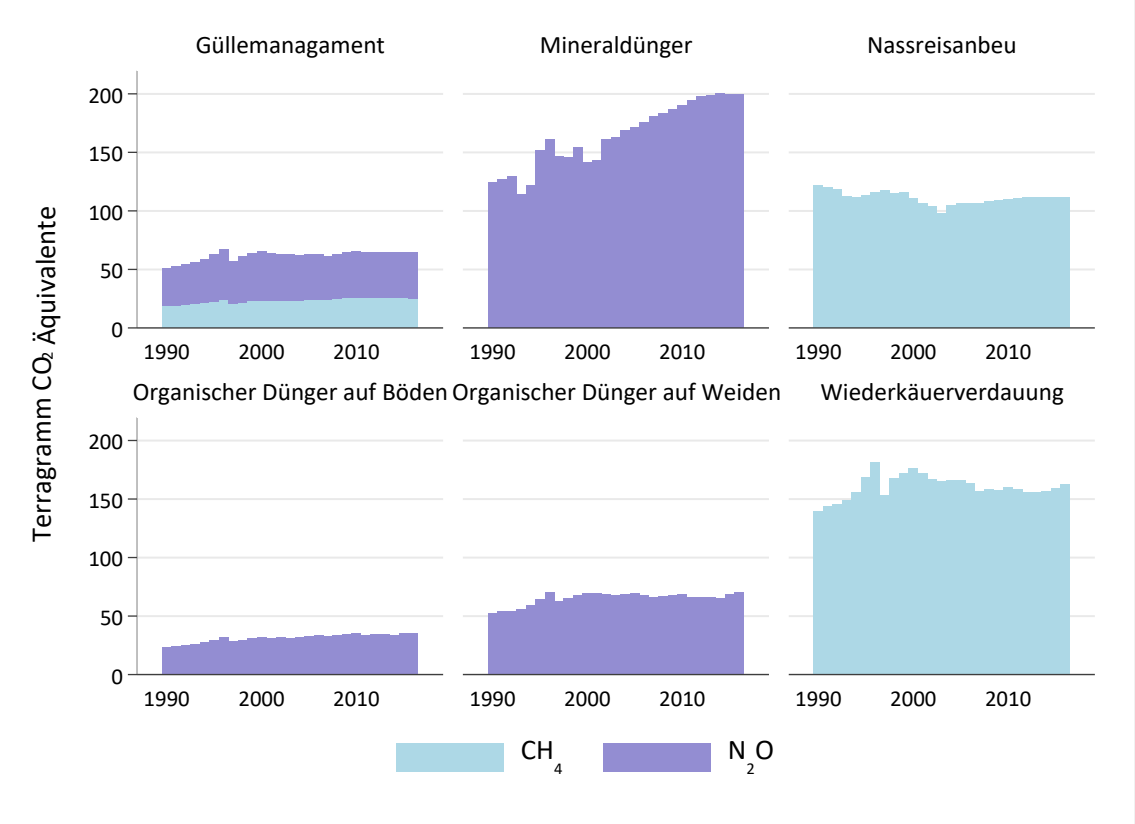

Abbildung 4.Vergleich der landwirtschaftlichen Emissionen in China (ohne LULUCF); Quelle: eigene Darstellung mit Daten der FAO (2019).

Der Schlüssel zur Reduzierung des Stickstoffdilemmas ist die Steigerung der N-Nutzungseffizienz (*nitrogen use efficiency*, NUE), d.h. die Steigerung des N-Anteils, der von den Pflanzen effektiv aufgenommen wird. Derzeit liegt die NUE weltweit bei 50% (Bodirsky & Müller, 2014), während sie in China durchschnittlich nur bei 20% liegt. Eine Steigerung der NUE kann in China nur durch eine substanzielle Reduzierung der N-Gaben um mehr als 100 kg/ha erzielt werden (Mueller *et al.*, 2017). In den intensiv genutzten Gebieten im Osten und Nordosten liegt die NUE bei ungefähr 30% (Wang *et al.*, 2018). Ansätze zur Steigerung der NUE beinhalten verschiedene Strategien zur nachhaltigen Intensivierung, etwa durch optimiertes Düngemanagement, der Internalisierung der Umweltkosten in den N-Preis, der Einführung besserer Pflanzensorten und durch Präzisionslandwirtschaft. Insbesondere die technologischen Fortschritte in der Landwirtschaft durch *Digital Farming* und *Robotics* sowie neuartigen Züchtungsmethoden (z.B. *CRISPR/Cas*) versprechen große Sprünge bei der NUE. Allerdings sind die erforderlichen Investitionen in neue Technologien für die meisten der Millionen Kleinbauern in China zu kapitalintensiv. Lösungsvorschläge, die helfen, stickstoffeffizientere Technologien für Kleinbauern attraktiv zu machen, könnten beispielsweise verbesserte Kreditbedingungen für Investitionen in günstige, effiziente Technologien sein sowie die Verbreitung solcher Technologien durch die in China weit

verbreiteten landwirtschaftlichen Kooperativen. Landreformen, die vor allem in den fruchtbaren Gebieten vermutlich zu einer schnellen marktbasierten Konsolidierung der landwirtschaftlichen Flächen hin zu größeren Betriebsstrukturen führen, könnten ein weiterer Baustein hin zu einer moderneren Landwirtschaft sein. Der Anstieg der Betriebsgrößen hin zu marktwirtschaftlich wirtschaftenden Betrieben könnte sich in höheren Adoptionsraten von effizienteren Technologien widerspiegeln. Anreize die N-Emissionen zu senken haben, neben der Emissionsreduzierung, auch weitere positive Nebeneffekte für Wasser- und Luftqualität.

Tierproduktion

Chinas Tierproduktion verursacht durch Wiederkäuerverdauung und Gülle mehr als die Hälfte der landwirtschaftlichen Emissionen des Landes. Insbesondere die Gülle von Schweinen und Hühnern ist für den Anstieg der Lachgasemissionen aus dem Tierbereich verantwortlich. In diesem Zusammenhang ist es auch wichtig zu betonen, dass ein großer Teil der mit der monogastrischen Tierproduktion verbundenen Emissionen nicht in China anfällt, sondern in anderen Ländern, aus denen die für die Mast benötigten, pflanzenbasierten Proteine, die vor allem auf Soja basieren, importiert werden (Qiang *et al.*, 2013; Sun *et al.*, 2018). Aufgrund der afrikanischen Schweinpest steigen die chinesischen Importe von Schweinefleisch (unter anderem auch aus der EU), die ebenfalls mit hohen Emissionen aus Landnutzungsänderungen, aufgrund der Sojaimporte vor allem aus Südamerika, verbunden sind. Schlussendlich hat auch der Handelskonflikt mit den USA klimarelevante Auswirkungen, da China die Sojaimporte aus den USA, die zuvor bis zu 50% der gesamten chinesischen Sojaimporte lieferten, in 2018 stark reduzierte und diese Importe vor allem mit Soja aus Brasilien und Argentinien substituiert. Die zusätzlichen Produktionsanreize für Sojaanbau in Lateinamerika werden vermutlich zur weiteren Anbauexpansion und damit zu substanziellen Emissionen aus der Entwaldung in Südamerika führen.

1.3 Klimaschutz: Zusammenfassung, Fazit und Empfehlungen für zukünftige Projekte

Großes Potential zur Emissionsminderung hat Wiederaufforstung, wie beispielsweise über den Clean Development Mechanismus (CDM). Dabei sollte der Fokus auf der Pflanzung angepasster Baumarten liegen, um vielfältige und damit resiliente Wälder zu bekommen (Xu, 2011).

Im Ackerbau sollten Anreizsysteme zum Ausbau der reduzierten Bodenbearbeitung geschaffen werden, die Direktsaatverfahren für zusätzliche C-Speicherung und bessere Wassernutzungseffizienz vor allem in den semi-ariden Ackerbaugebieten fördern. Allerdings ist auch in China die Datenlage noch unzureichend, um genaue Aussagen treffen zu können, wie viel Kohlenstoff in den Böden zusätzlich gespeichert werden kann. Großes Potenzial im Hinblick auf Klimaschutz haben auch Ausbildungskampagnen für Kleinbauern, mit denen eine effizientere Einarbeitung von Pflanzenmaterial und Maßnahmen gegen Strohverbrennung unterstützt werden können.

Schließlich ist die Steigerung der NUE durch technischen Fortschritt, Ausbildung zum effizienten N-Einsatz und Unterstützung bei der Schaffung von Preisanreizen (N-Steuer; Kompensationszahlungen für emissionsarme Praktiken) ein wichtiger Hebel, um Emissionen aus der Landwirtschaft zu verringern.

1.4 Klimaanpassung: Forschungsstand

Wassernutzung

Die Landwirtschaft ist der größte Wasserverbraucher in China und tritt zunehmend in Konkurrenz mit dem schnell steigenden Wasserbedarf der wachsenden Städte und des Industriesektors (Dalin *et al.*, 2015). In einigen Hauptanbaugebieten wie der nordostchinesischen Ebene, eine der fruchtbarsten Regionen in China, liegt die jährliche Niederschlagsmenge unter 400 mm pro Jahr und der Ackerbau hängt vorwiegend von der Bewässerung ab. Während die zukünftige Änderung der Niederschlagsmengen und -verteilung mit großen Unsicherheiten behaftet ist (Piao *et al.*, 2010), gilt es als wahrscheinlich, das sowohl die Häufigkeit als auch die Intensität von Dürren ansteigen werden (Leng *et al.*, 2015). Gleichzeitig sinkt der Grundwasserspiegel in diesen intensiv genutzten Regionen aufgrund des hohen Wasserverbrauchs der wachsenden Bewässerungslandwirtschaft. Der Umgang mit Wasserressourcen wird entscheidend sein, ob China seinen avisierten Selbstversorgungsgrad mit Nahrungsmitteln in Zukunft steigern und somit seine Importanhängigkeit verringern kann.

Ein zentraler Ansatzpunkt zur Lösung der Wasserproblematik ist die Reduzierung der Bewässerungsflächen, vor allem in den semi-ariden Anbaugebieten wie der nordostchinesischen Ebene und der Inneren Mongolei (Dalin *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2010; Xiong *et al.*, 2010). Zukunftsprojektionen sagen zwar eine leicht ansteigende Wasserverfügbarkeit in den semi-ariden Anbaugebieten voraus, allerdings wird die Wassernachfrage aufgrund der schnellen ökonomischen Entwicklung weiter ansteigen, was zu einer zusätzlicher Wasserverknappung für die Landwirtschaft führen wird (Guo & Shen, 2016; Xiong *et al.*, 2010). Wichtige Ansatzpunkte zur Anpassung an Wasserknappheit sind die Steigerung der Effizienz der Wassernutzung in den Bewässerungssystemen sowie eine Verlagerung der Anbaukulturen, die weniger Wasser benötigen oder das verfügbare Wasser effizienter nutzen (Guo & Shen, 2016; Zhang *et al.*, 2015).

Verbesserte Pflanzensorten haben die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf die Getreideerträge zum Teil kompensiert, jedoch hat deren Nutzung häufig einen höheren Wasserverbrauch zur Folge. So haben neue Maissorten in China eine längere Wachstumsphase, vor allem in der Reproduktionszeit nach der Blüte (Meng *et al.*, 2016). Die Verlängerung der Wachstumsphase verursacht höheren Wasserverbrauch, der meist durch künstliche Bewässerung gedeckt werden muss. Da die Wasserverfügbarkeit abnehmen wird, werden Anpassungsmaßnahmen und Züchtungsfortschritte, die die Effizienz der Wassernutzung in der Maisproduktion steigern, wichtiger. Verbesserte Bewässerungssysteme sind eine Möglichkeit die

Wassernutzungseffizienz zu erhöhen, zum Beispiel durch Defizitbewässerung (d.h. Reduzierung der Bewässerungsgaben in für die Pflanzen nicht entscheidenden Wachstumsphasen). Weiterhin sollte die wassersparende Bodenbearbeitung, zum Beispiel über reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaatverfahren sowie bodenbedeckende Zwischenfrüchte oder Mulchfolien (Bu *et al.*, 2013; Meng *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018) gefördert und ausgebaut werden.

Ackerbauliche Maßnahmen

Vermutlich werden Anpassungsmaßnahmen gegen den zunehmenden Temperatur- und Wasserstress, der die Gefahr von Ernteausfällen erhöht, von zentraler Bedeutung sein (Challinor *et al.*, 2010). Diese Maßnahmen sollten von der Politik durch Unterstützung von Züchtungsprogrammen, Implementierung von indexbasierten Ernteversicherungen, Zugang zu Wetterinformationssystemen und Beratung zu agronomischer sowie betriebswirtschaftlicher Beratung zu Anpassungsmaßnahmen stärker gefördert werden.

Landwirte in China passen sich bereits aktiv an die sich verändernden Klimabedingungen an. Im Ackerbau erfolgt die Anpassung vor allem durch Änderung der Aussaat- und Erntezeitpunkte. Winterweizen wird zum Beispiel in der nordchinesischen Tiefebene bereits 10 bis 15 Tage später ausgesät als 30 Jahre zuvor, um die Wachstumsperiode für Mais zu verlängern (Zhang *et al.*, 2015). Züchtungsfortschritte, insbesondere durch neue Methoden wie CRISPR/Cas, sind vielversprechende Strategien, um das Pflanzenmaterial an die sich verändernden Umweltbedingungen anzupassen. Insbesondere die Züchtung von Sorten, die resistent gegen Trockenheit und Extremtemperaturen sind, sollte weiter im Fokus der Züchtungsforschung stehen (Zhang *et al.*, 2015).

Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat sind weitere Verfahren, die in den größeren Betrieben bereits weit verbreitet sind, vor allem in den nördlichen Anbaugebieten. Reduzierte Bodenbearbeitung verbessert die Wasserspeicherung im Boden, vermindert die Bewässerungsintensität und schont somit die Grundwasserressourcen. Außerdem trägt bodenschonende oder pfluglose Bodenbearbeitung zur Bildung von SOC in den oberen Bodenschichten bei, allerdings oftmals auf Kosten von erhöhtem Unkrautdruck, der oft durch Pestizideinsatz gelöst werden muss und somit ebenfalls negative Umweltauswirkungen zur Folge haben kann.

1.5 Klimaanpassung: Zusammenfassung, Fazit und Empfehlungen für zukünftige Projekte

Eine zentrale Anpassungsmaßnahme ist die Erhöhung der Effizienz der Wassernutzung durch Unterstützung von Züchtung und angepasste Produktionsverfahren. Anreize für die Steigerung der Wassernutzungseffizienz können durch ökonomische Steuerungsinstrumente erzielt werden, wie eine Bepreisung von Wasserentnahme für Bewässerung. Weiterhin ist die Förderung von reduzierter Bodenbearbeitung und Maßnahmen zur besseren Bodenbedeckung nicht nur für den

Klimaschutz vielversprechend, sondern auch als Anpassungsmaßnahme, vor allem wegen der besseren Ausnutzung der knapper werdenden Wasserressourcen.

1.6 Literatur

Bodirsky, B. L., & Müller, C. (2014). Robust relationship between yields and nitrogen inputs indicates three ways to reduce nitrogen pollution. *Environmental Research Letters, 9*(11), 111005.

Bu, L.-d., Liu, J.-l., Zhu, L., Luo, S.-s., Chen, X.-p., Li, S.-q., . . . Zhao, Y. (2013). The effects of mulching on maize growth, yield and water use in a semi-arid region. *Agricultural Water Management, 123*, 71-78.

Challinor, A. J., Simelton, E. S., Fraser, E. D. G., Hemming, D., & Collins, M. (2010). Increased crop failure due to climate change: assessing adaptation options using models and socio-economic data for wheat in China. *Environmental Research Letters, 5*(3), 034012.

Cheng, K., Zheng, J., Nayak, D., Smith, P., & Pan, G. (2013). Re-evaluating the biophysical and technologically attainable potential of topsoil carbon sequestration in China's cropland. *Soil Use and Management, 29*(4), 501-509.

Dalin, C., Qiu, H., Hanasaki, N., Mauzerall, D. L., & Rodriguez-Iturbe, I. (2015). Balancing water resource conservation and food security in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 112*(15), 4588-4593.

Du, Z., Angers, D. A., Ren, T., Zhang, Q., & Li, G. (2017). The effect of no-till on organic C storage in Chinese soils should not be overemphasized: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 236*, 1-11.

FAO. (2019). FAOSTAT data. Retrieved from http://faostat.fao.org on 10 June 2019

Guo, Y., & Shen, Y. (2016). Agricultural water supply/demand changes under projected future climate change in the arid region of northwestern China. *Journal of Hydrology, 540*, 257-273.

Hijioka, Y., Lin, E., Pereira, J. J., Corlett, R. T., Cui, X., Insarov, G. E., . . . Surjan, A. (2014). Asia. In V. R. Barros, C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, & L. L. White (Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change* (pp. 1327-1370). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Hu, Y., Fan, L., Liu, Z., Yu, Q., Liang, S., Chen, S., . . . Yang, P. (2019). Rice production and climate change in Northeast China: evidence of adaptation through land use shifts. *Environmental Research Letters, 14*(2), 024014.

Ju, H., van der Velde, M., Lin, E., Xiong, W., & Li, Y. (2013). The impacts of climate change on agricultural production systems in China. *Climatic Change, 120*(1), 313-324.

Leng, G., Tang, Q., & Rayburg, S. (2015). Climate change impacts on meteorological, agricultural and hydrological droughts in China. *Global and Planetary Change, 126*, 23-34.

Meng, Q., Chen, X., Lobell, D. B., Cui, Z., Zhang, Y., Yang, H., & Zhang, F. (2016). Growing sensitivity of maize to water scarcity under climate change. *Scientific Reports, 6*, 19605.

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., . . . Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma, 292*, 59-86.

Mueller, N. D., Lassaletta, L., Runck, B. C., Billen, G., Garnier, J., & Gerber, J. S. (2017). Declining spatial efficiency of global cropland nitrogen allocation. *Global Biogeochemical Cycles, 31*(2), 245-257.

Piao, S., Ciais, P., Huang, Y., Shen, Z., Peng, S., Li, J., . . . Fang, J. (2010). The impacts of climate change on water resources and agriculture in China. *Nature, 467*(7311), 43-51.

Qiang, W., Liu, A., Cheng, S., Kastner, T., & Xie, G. (2013). Agricultural trade and virtual land use: The case of China's crop trade. *Land Use Policy, 33*(0), 141-150.

Ray, D. K., Gerber, J. S., MacDonald, G. K., & West, P. C. (2015). Climate variation explains a third of global crop yield variability. *Nature Communications, 6*.

Sun, J., Mooney, H., Wu, W., Tang, H., Tong, Y., Xu, Z., . . . Liu, J. (2018). Importing food damages domestic environment: Evidence from global soybean trade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.

Tang, X., Zhao, X., Bai, Y., Tang, Z., Wang, W., Zhao, Y., . . . Zhou, G. (2018). Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: New estimates based on an intensive field survey. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 115*(16), 4021.

Wang, J., Huang, J., & Rozelle, S. (2010). *Climate Change and China's Agricultural Sector: An Overview of Impacts, Adaptation and Mitigation*. Retrieved from Washington DC, USA.:

Wang, J., Huang, J., & Yang, J. (2014). Overview of Impacts of Climate Change and Adaptation in China's Agriculture. *Journal of Integrative Agriculture, 13*(1), 1-17.

Wang, M., Ma, L., Strokal, M., Chu, Y., & Kroeze, C. (2018). Exploring nutrient management options to increase nitrogen and phosphorus use efficiencies in food production of China. *Agricultural Systems, 163*, 58-72.

Xiong, W., Holman, I., Lin, E., Conway, D., Jiang, J., Xu, Y., & Li, Y. (2010). Climate change, water availability and future cereal production in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 135*(1), 58-69.

Xu, J. (2011). China's new forests aren't as green as they seem. *Nature, 477*(371).

Yin, F., Sun, Z., You, L., & Müller, D. (2018). Increasing concentration of major crops in China from 1980 to 2011. *Journal of Land Use Science, 13*(5), 480-493.

Zhang, F., Zhang, W., Qi, J., & Li, F.-M. (2018). A regional evaluation of plastic film mulching for improving crop yields on the Loess Plateau of China. *Agricultural and Forest Meteorology, 248*, 458-468.

Zhang, H.-L., Zhao, X., Yin, X.-G., Liu, S.-L., Xue, J.-F., Wang, M., . . . Chen, F. (2015). Challenges and adaptations of farming to climate change in the North China Plain. *Climatic Change, 129*(1), 213-224.