



Ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen in der Stadt Oldenburg

Masterarbeit

Zur Erlangung des Grades Master of Arts (M.A.)
im Studiengang Sustainability Economics and Management

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Fakultät II – Informatik, Wirtschaft- und Rechtswissenschaften
Department für Wirtschafts- und Rechtswissenschaften
Professur für Ökologische Ökonomie

Betreuende Gutachterin: Nina Gmeiner
Zweitgutachter: Prof. Dr. Bernd Siebenhüner
Vorgelegt von: David Ahlers (5760137)
Widukindstraße 6, 49733 Haren
david.ahlers@uni-oldenburg.de
Abgabedatum: 05.05.2022

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	IV
Abkürzungsverzeichnis	V
1 Einleitung	1
1.1 Ernährung und Klimaschutz in der Stadt Oldenburg	3
1.2 Forschungsfragen, -ziele und -vorgehen.....	5
2 Die Rolle von Ernährung in der Klimakrise	6
2.1 Grundlagen und Relevanz ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Klimakrise	6
2.2 Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln	9
2.2.1 Landwirtschaftliche Prozesse und Landnutzungsänderungen	11
2.2.2 Weiterverarbeitung, Transport und Verpackung	12
2.2.3 Handel, Endkonsum und Entsorgung	14
2.3 Bestehende Ansätze zur Reduktion ernährungsbedingter THG-Emissionen.....	15
2.3.1 Produktion	15
2.3.2 Konsum.....	17
3 THG-Bilanzierung in Städten unter besonderer Berücksichtigung von Ernährung	19
3.1 Begriffsdefinitionen und grundsätzliche Konzepte in der THG-Bilanzierung	19
3.2 Methodische Herangehensweisen in der städtischen THG-Bilanzierung.....	22
3.3 Konsumbasierte THG-Bilanzierung in Städten	26
3.4 Praxisbeispiele zur Berücksichtigung von Ernährung in THG-Bilanzen	29
4 Quantitative Erfassung der THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg.....	34
4.1 Vorläufige Berechnung ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg	34
4.2 Datenlage	35
4.3 Methodik.....	37
4.4 Vorbereitung der Datengrundlage	40
4.4.1 Lebensmittelkonsum und -entsorgung.....	40
4.4.2 Emissionsfaktoren	44
4.5 Ergebnisse Basiswert	46
4.5.1 Berechnungsgrundlage: Niedersächsischer Durchschnittshaushalt	46
4.5.2 Berechnungsgrundlage: Haushaltsverteilung des Merkmals Haushaltsgröße	48
4.5.3 Berechnungsgrundlage: Haushaltsverteilung des Merkmals Beruf	49
4.5.4 Berechnungsgrundlage: Haushaltsverteilung des Merkmals Alter	50
4.5.5 Zusammenfassung und erste Bewertung	51
4.6 Szenarien.....	52

4.6.1	Szenario 1: Verringerter Konsum tierischer Lebensmittel	52
4.6.2	Szenario 2: Vermehrter Konsum von Lebensmitteln mit Bio-Zertifizierung	55
4.6.3	Szenario 3: Vermeidung von Lebensmittelabfällen	56
5	Diskussion.....	58
5.1	Menge der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg	58
5.2	Einfluss von Haushaltsmerkmalen auf ernährungsbedingte THG-Emissionen.....	61
5.3	Reduktionspotenziale bei Umstellung des Ernährungsverhaltens	63
5.4	Methodik-Diskussion und Limitationen	66
5.5	Praktische Implikationen für den Klimaschutz in der Stadt Oldenburg	69
6	Fazit und Ausblick.....	74
7	Literaturverzeichnis	VI
	Anhang.....	XXIV
	Selbständigkeitserklärung	XLVIII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: THG-Emissionen in der Lieferkette von Lebensmitteln nach Produktkategorie für die EU in Mt CO ₂ eq.....	9
Abbildung 2: Verursachte THG entlang Wertschöpfungskette von Lebensmitteln.....	10
Abbildung 3: Anteile der Lebenszyklusphasen an den gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen.....	11
Abbildung 4: Quellen ernährungsbedingter THG-Emissionen einer Stadt nach dem Scope-Konzept des GPC.....	21
Abbildung 5: Ernährungsbedingte THG-Emissionen in t CO ₂ eq je Einwohner*in verschiedener Städte und Gemeinden.....	33
Abbildung 6: Verteilung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg im Jahr 2018 auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes.....	47
Abbildung 7: Lebensmittel mit den 10 höchsten gesamten THG-Emissionen in Oldenburg im Jahr 2018 in t CO ₂ eq auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes.....	47
Abbildung 8: Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushalt nach dem Merkmal Haushaltsgröße in kg CO ₂ eq	48
Abbildung 9: Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushalt nach dem Merkmal Beruf in kg CO ₂ eq	49
Abbildung 10: Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushalt nach dem Merkmal Alter in kg CO ₂ eq	50
Abbildung 11: Vergleich der Ergebnisse aus den verschiedenen Berechnungsgrundlagen.....	52
Abbildung 12: Wöchentliche Ernährungszusammenstellung für eine Person bei einem ökoogischen und gesunden Konsum.....	53
Abbildung 13: Vergleich der THG-Emissionen im Ausgangsszenario und in Szenario 1.....	54
Abbildung 14: Vergleich der THG-Emissionen im Ausgangsszenario und in Szenario 2.....	56
Abbildung 15: Vergleich der THG-Emissionen im Ausgangsszenario und in Szenario 3.....	57
Abbildung 16: Jährliche ernährungsbedingte pro-Kopf THG-Emissionen in Oldenburg, Berlin Wedding und Breslau in kg CO ₂ eq.....	61

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Absolute und relative Mengen verursachter THG-Emissionen durch das Ernährungssystem im Jahr 2015 unterteilt nach Weltregionen	8
Tabelle 2: Methodische Herangehensweisen in der städtischen THG-Bilanzierung	26
Tabelle 3: Vergleich der Herangehensweisen in KB	29
Tabelle 4: Vorläufige Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg	35
Tabelle 5: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes	41
Tabelle 6: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 nach dem Merkmal Haushaltsgröße.....	42
Tabelle 7: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 nach dem Merkmal Berufsstellung	42
Tabelle 8:Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 nach dem Merkmal Alter	43
Tabelle 9: Lebensmittelabfallmengen Oldenburger Haushalte im Jahr 2018 in t	43
Tabelle 10: Genutzte EF	45
Tabelle 11: EF für Bio-Lebensmittel.....	55

Abkürzungsverzeichnis

BIP	Bruttoinlandsprodukt
BISKO	Bilanzierungs-Systematik Kommunal
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ eq	CO ₂ -Äquivalente
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
EF	Emissionsfaktor
EU	Europäische Union
EVS	Einkommens- und Verbrauchsstichprobe
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FFF	Fridays for Future
GPC	Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories
GWP	Global Warming Potential (Treibhausgaspotential)
HSD	Haushaltsstrukturdaten
ifeu	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg
InEKK	Integriertes Energie- und Klimaschutzkonzept
IOA	Input-Output-Analyse
IÖW	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Weltklimarat)
LSN	Landesamt für Statistik Niedersachsen
LCA	Lebenszyklusanalyse
N ₂ O	Lachgas
RKI	Robert-Koch-Institut
THG	Treibhausgas
UN	United Nations (Vereinte Nationen)

1 Einleitung

Die menschliche Ernährung hat indirekt signifikante Auswirkungen auf die Umwelt. Europäische Forschungsergebnisse zeigen, dass die Produktion und der Konsum von Nahrungsmitteln für bis zu 30% aller Umweltauswirkungen des Gesamtkonsums der EU-Mitgliedsstaaten verantwortlich sind. Vor allem die Produktion tierischer Produkte belastet die Umwelt besonders stark (Tukker et al., 2006). Ein Teil dieser Umweltauswirkungen ist auch der Beitrag zur Klimakrise durch verursachte Treibhausgas(THG)-Emissionen entlang der Wertschöpfungskette von Lebensmitteln, welche die landwirtschaftliche Produktion sowie die Weiterverarbeitung, Verpackung, Lagerung und den Transport als auch die Nutzung und Entsorgung einschließt (WWF Berlin, 2012). Allein landwirtschaftliche Prozesse bildeten 2012 weltweit mit 12% die zweitgrößte THG-Quelle (Climate Watch, o.J.).

Laut CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes werden 15% der THG-Emissionen des aktuellen durchschnittlichen pro-Kopf CO₂-Fußabdrucks in Deutschland durch Ernährung verursacht. Dieser Anteil erscheint klein im Vergleich zu anderen THG-Quellen, wie bspw. Wohnen und Mobilität, die für mehr als die Hälfte der Pro-Kopf-Emissionen verantwortlich sind (KlimAktiv GmbH et al., 2021). Während allerdings Verhaltensänderungen in Bezug auf Mobilität oder Wohnen häufig mit hohem Aufwand und Unbequemlichkeiten verbunden sind, können Menschen ihr Konsumverhalten relativ schnell ohne großen Aufwand ändern, weshalb diesbezüglich schneller eine klimafreundliche Verhaltensänderung zu erwarten ist (Diekmann & Preisendörfer, 1992). Ernährung ist demnach ein relevantes Handlungsfeld zur Reduktion von THG-Emissionen. Im August 2021 wurden die deutschen Klimaziele verschärft und die Klimaneutralität bzw. Netto-Null-Emissionen bis 2045 als Ziel festgesetzt (Bundesregierung, 2021). Zur Erreichung der Klimaziele gibt es auf nationaler und föderaler Ebene zahlreiche Klimaschutzkonzepte. In Bezug auf Konsum und Ernährung wurde 2016 bspw. das „Nationale Programm für nachhaltigen Konsum“ beschlossen und 2021 weiterentwickelt. In diesem werden unter anderem Maßnahmen beschrieben, um pro-Kopf Lebensmittelverluste bis 2030 zu halbieren und gesunde sowie nachhaltige Ernährung zu fördern (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, 2016; Staatssekretärsausschuss für nachhaltige Entwicklung, 2021). Die im Jahr 2021 neu gewählte Bundesregierung hat in ihrem Koalitionsvertrag weitere Maßnahmen zum Klimaschutz angekündigt. In Bezug auf Ernährung soll der Anteil regionaler und saisonaler Erzeugnisse am Markt erhöht werden, Lebensmittelverschwendung verbindlich reduziert werden und pflanzliche Alternativen gefördert werden (SPD et al., 2021). In Niedersachsen wurde außerdem eine Ernährungsstrategie beschlossen, die Maßnahmen in

den Handlungsfeldern Gemeinschaftsverpflegung, Ernährungsbildung, Regionalität und Saisonalität, Lebensmittelverschwendung und Lebensmittelwertschätzung formuliert (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2021).

In regionalen Klimaschutzkonzepten in Deutschland findet Ernährung bisher eine eher untergeordnete Bedeutung, wie eine Untersuchung aus dem Jahr 2020 des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) im Auftrag des Umweltbundesamts ergab (Riousset et al., 2020). Nur 30 der 89 untersuchten Klimaschutzkonzepte berücksichtigen das Thema Ernährung. Dennoch wird die Einbindung von Ernährung in Klimaschutzkonzepte von regionalen Klimaschutzmanager*innen als prioritär angesehen. Es besteht also großes Verbesserungspotenzial im Bereich Ernährung in regionalen Klimaschutzkonzepten (ebd.). Auch das Umweltbundesamt schreibt dem Thema Ernährung im regionalen Klimaschutz eine hohe Bedeutung zu und bezeichnet es als einer der „Big Points“ zur Reduktion indirekter THG-Emissionen (Müller et al., 2020, S. 45). Ernährung betrifft zudem alle Menschen im Alltag sehr direkt und könne somit als „Türöffner“ im Klimaschutz genutzt werden (ebd. S. 31).

Ein Grund für die Vernachlässigung des Themas Ernährung ist, dass ernährungsbezogene THG-Emissionen nur sehr schwer messbar sind, da die Produktion und Weiterverarbeitung der Güter zum Großteil außerhalb der Kommunen- oder Stadtgrenzen stattfinden (Chen et al., 2019; Müller et al., 2020). Die gängige Methodik zur regionalen THG-Bilanzierung in Deutschland, genannt „Bilanzierungs-Systematik Kommunal“ (BISKO), schließt ebenfalls nicht-energetisch-bedingte THG Emissionen aus, da die Datenlage in Kommunen und Städten meist nicht ausreichend ist, um Konsum in der THG-Bilanzierung zu erfassen (Hertle et al., 2019). Dabei bildet das Messen von THG-Emissionen in der Praxis häufig die Basis und Legitimation für politische Entscheidungen im Klimaschutz (Peters, 2010; Riousset et al., 2020). Da in den meisten deutschen Städten und Kommunen Ernährung in den THG-Bilanzen ausgeblendet wird, lässt sich aufgrund dieser Datenlücke auch ein Mangel an Klimaschutzmaßnahmen in diesem Gebiet feststellen. Daher sind Methodiken zur Berücksichtigung ernährungsbedingter THG-Emissionen in regionalen THG-Bilanzen dringend von Nöten, um Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Ernährung zu initiieren (Riousset et al., 2020).

1.1 Ernährung und Klimaschutz in der Stadt Oldenburg

Die Stadt Oldenburg ist mit 169.605 Einwohner*innen die drittgrößte Stadt in Niedersachsen und liegt im Nordwesten des Bundeslandes (Stadt Oldenburg, 2021c). Die Landschaft in und um Oldenburg zeichnet sich durch Marsch, Moor und Geest aus. Während die hochflächigen Geestlandschaften vor allem aus Grünland, Ackerland oder offenen Kulturflächen bestehen, werden die niederen Marsch- und Moorgebiete häufig ausschließlich als Grünland genutzt. Die Landwirtschaft in der Region ist dementsprechend weitestgehend von intensiver Viehhaltung geprägt und gilt als einer Tierhaltungs-Hotspots Deutschlands (Boenning et al., 2017). Das hat direkten Einfluss auf die Umwelt, wie bspw. erhöhte und tendenziell steigende Nitratwerte in der Region (ebd.; Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz, o.J.).

Das Klimaziel der Stadt Oldenburg lautet Klimaneutralität bis 2035. Dazu müssten bis zum Jahr 2035 insgesamt 1.140.000 t CO₂eq vermieden werden. Das Klimaneutralitätsziel fokussiert energiebedingte THG-Emissionen (Stadt Oldenburg, 2021b). Zur Zielerreichung soll laut Beschlussvorlage von der Verwaltung ein Maßnahmenplan aufbauend auf dem Fridays for Future (FFF) Leitantrag „Ein zukunftsfähiges Oldenburg - Ansätze für wirksamen Klima- und Umweltschutz auf lokaler Ebene“ (FFF Oldenburg, 2020) und dem „Integrierten Energie- und Klimaschutzkonzept“ (InEKK) (Schäfer-Breede et al., 2011) entwickelt werden. Teil dieses Maßnahmenplans sollen ebenfalls gesonderte Zielsetzungen und Maßnahmen für nicht-energetische THG-Emissionen sein (Stadt Oldenburg, 2021b). Bisher wird der Ernährungssektor kaum in den Klimaschutz der Stadt eingebunden und findet auch im InEKK keine Erwähnung (FFF Oldenburg, 2020). So werden in der aktuellen Klimabilanz ebenfalls nur energiebedingte THG-Emissionen aufgeführt (Stadt Oldenburg, 2021a). Um diesen Zustand zu ändern, beschloss der Stadtrat Oldenburg, folgend dem FFF Leitantrag (FFF Oldenburg, 2020), die Erarbeitung einer Ernährungsstrategie zur Erreichung der Klimaziele (Amt für Klimaschutz und Mobilität der Stadt Oldenburg, 2021). Der Beschlussvorschlag lautet in Teilen wie folgt:

„Die Verwaltung möge in einem partizipativen Prozess [...] eine Ernährungsstrategie für Oldenburg erarbeiten. Hierfür wird die Verwaltung aufgefordert [...] eine dezernatsübergreifende "Arbeitsgruppe Ernährungsstrategie" für die Konzeptionierung des Beteiligungsprozesses einzurichten. Dabei sollten relevante Akteur*innen der Wertschöpfungskette und der Zivilgesellschaft eingebunden werden. Die Verwaltung wird um eine Einschätzung gebeten, wie eine Ernährungsstrategie für Oldenburg erarbeitet und umgesetzt werden kann. [...] Als Vorbild sollen zudem

die Entwicklungen zur Ernährungsstrategie aus Berlin, Köln und Frankfurt vorgestellt werden.“ (Amt für Umweltschutz und Bauordnung der Stadt Oldenburg, 2020, S. 1)

Als mögliche Hebel zur THG-Reduktion werden die Handlungsfelder Ernährungsbildung und -sensibilisierung, ökologische, regionale und faire Lebensmittelproduktion sowie die Vermeidung bzw. Reduktion von Lebensmittelverschwendung und Verpackungen genannt. Neben konkreten Inhalten (bspw. Mensa-Konzept für öffentliche Einrichtungen, Infobroschüren zu Lebensmittelverschwendung) und konzeptuellen Schritten (bspw. Leitbild/Ziele, Handlungsfelder und Maßnahmen, Priorisierung der Maßnahmen) soll ein Teil der Erarbeitung der Ernährungsstrategie die „Bestandsaufnahme und -analyse des aktuellen Status Quo“ sein (Amt für Klimaschutz und Mobilität der Stadt Oldenburg, 2021, S. 2). Nach Rücksprache mit Judith Busch, der Koordinatorin des Ernährungsrates Oldenburg, mangle es vor allem an quantitativen Daten im Ernährungssektor in Oldenburg. Für die Erarbeitung der Ernährungsstrategie würde es laut Busch sehr helfen, gäbe es konkrete Zahlen für ernährungsbedingte THG-Emissionen in Oldenburg, um eine Argumentationsgrundlage in der Stadtpolitik zu schaffen (Persönliche Mitteilung, 28. Oktober 2021). Der Workshop „Konsum und Ernährung, Bildung, Kommunikation“ mit verschiedenen relevanten Akteur*innen zur Erarbeitung der Ernährungsstrategie ergab außerdem, dass es möglicherweise sinnvoll sei, Maßnahmen anhand der Relation zwischen zu erwartenden THG-Reduktionen und finanziellem Aufwand zu priorisieren (Amt für Umweltschutz und Bauordnung der Stadt Oldenburg, 2020). Zu erwartende THG-Reduktionen lassen sich allerdings nur bewerten, wenn sie im Vergleich zu einer Gesamtmenge ernährungsbedingter THG-Emissionen betrachtet werden.

Bisherige Klimaschutzaktivitäten seitens der Stadtverwaltung im Bereich Ernährung beschränken sich derzeit auf die Schulverpflegung und Ernährungsbildung in Form eines Rahmenkonzeptes, das Nachhaltigkeitsaspekte in kleinen Teilen berücksichtigt (Stadt Oldenburg). Klimaschutzprojekte und -maßnahmen im Bereich Ernährung in der Stadt Oldenburg werden derzeit auf politischer Ebene vor allem vom Ernährungsrat Oldenburg initiiert. Als Beispiele zu nennen sind das Projekt „Außer-Haus-Verpflegung“ zur Entwicklung von Kriterien bei der Vergabe von Aufträgen an Caterer für die Schulverpflegung (Ernährungsrat Oldenburg, o.J.–a) oder das Projekt „Essbare Stadt Oldenburg“, bei dem Urban Gardening Projekte gefördert werden (Ernährungsrat Oldenburg, o.J.–b). Darüber hinaus hat der Ernährungsrat auch ein Positionspapier mit kommunalen Handlungsmöglichkeiten für eine Ernährungswende veröffentlicht (Ernährungsrat Oldenburg, 2020).

1.2 Forschungsfragen, -ziele und -vorgehen

Aus der vorausgegangenen Problemdarstellung ergeben sich folgende Haupt- und Subforschungsfrage:

Wie hoch ist die Menge der THG-Emissionen, die durch Ernährung in der Stadt Oldenburg verursacht wird?

Wie kann ein konsistentes und kontinuierliches Monitoring der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg gelingen?

Die Beantwortung dieser Fragen geschieht vor dem folgenden Zielhintergrund: Die Arbeit soll verdeutlichen, welche Relevanz Ernährung in der Klimakrise hat, was die größten THG-Quellen im Ernährungssystem sind und welche Rolle regionale Klimaschutzkonzepte dabei spielt. Ein weiteres Ziel ist es, die Bedeutung ernährungsbedingter THG-Emissionen der Stadt Oldenburg unter Berücksichtigung der aktuellen THG-Bilanz zu bewerten. Außerdem sollen Reduktionspotenziale identifiziert und Maßnahmen zur Erreichung diskutiert werden. Ein letztes Ziel der Arbeit besteht darin, Ansätze zu formulieren, wie ernährungsbedingte THG-Emissionen kontinuierlich und konsistent erfasst werden können.

Zur Beantwortung der Forschungsfragen und Erreichung der Forschungsziele wird wie folgt vorgegangen: Zunächst werden allgemeine Forschungsergebnisse zur Rolle von Ernährung in der Klimakrise dargestellt, um für dieses Thema zu sensibilisieren, aber auch um die späteren Ergebnisse der Arbeit besser einordnen zu können. Danach werden Literatur und Praxisbeispiele nach Methodiken zur Berücksichtigung von Ernährung in der THG-Bilanzierung untersucht. Dazu werden verschiedene Herangehensweisen gegenübergestellt und im Abgleich mit der vorliegenden Datenlage eine eigene Methodik für die Stadt Oldenburg angepasst. Zunächst wird dann ein Basiswert der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg errechnet, um auf Grundlage dessen das Reduktionspotenzial von Veränderungen im Konsumverhalten in verschiedenen Szenarien zu berechnen. Die Ergebnisse für die Stadt Oldenburg werden daran anknüpfend mit Praxisbeispielen verglichen und eingeordnet. Die Methodik und Datengrundlage werden außerdem kritisch beleuchtet, um mögliche Ungenauigkeiten der Ergebnisse berücksichtigen zu können. Zuletzt wird auf Grundlage der vorangegangenen Erkenntnisse diskutiert, welche praktischen Implikationen für den Klimaschutz, die Ernährungsstrategie und das zukünftige Monitoring ernährungsbedingter THG-Emissionen in Oldenburg gegeben werden können.

2 Die Rolle von Ernährung in der Klimakrise

Um einerseits eine vollständige und nachvollziehbare Erfassung ernährungsbedingter THG-Emissionen zu ermöglichen und andererseits praktische Implikationen im regionalen Klimaschutz geben zu können, muss ein grundsätzliches Verständnis vorliegen, in welchem Umfang und durch welche THG-Quellen die menschliche Ernährung zur Klimakrise beiträgt. Die folgenden Kapitel fassen die wichtigsten Grundlagen über die Rolle von Ernährung in der Klimakrise zusammen. Es wird beleuchtet, welche Menge an THG-Emissionen verhältnismäßig durch Ernährung global verursacht wird, was die wichtigsten THG-Quellen im Lebenszyklus von Lebensmitteln sind und welche gängigen Klimaschutzansätze im Bereich Ernährung in der Literatur diskutiert werden.

2.1 Grundlagen und Relevanz ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Klimakrise

Die Klimakrise und ihre Folgen sind eine der größten Herausforderungen und Gefahren für die Menschheit. Die 2017 verfasste und von 15.364 Wissenschaftler*innen unterzeichnete „World Scientists’ Warning to Humanity: A Second Notice“ bewertet die bisherigen Anstrengungen zur Bewältigung der Klimakrise als völlig unzureichend und stellt sogar eine deutliche Verschlechterung ökologischer Trends seit der Veröffentlichung der ersten Warnung an die Menschheit aus dem Jahr 1992 fest (Kendall, 1992; Ripple et al., 2017). In einer dritten Warnung an die Menschheit vor einem Klimanotstand mit darauffolgenden möglichen „erheblichen Schäden an Ökosystemen, Gesellschaft und Wirtschaft, die große Gebiete der Erde unbewohnbar machen könnten“¹ (Ripple et al., 2020, S. 10) werden außerdem weitreichende Maßnahmen in sechs Handlungsfeldern zur Abschwächung von Klimafolgen und Reduktion von THG vorgeschlagen. Neben grundlegenden Transformationen bspw. in der Energieerzeugung und Wirtschaft wird auch das Ernährungssystem adressiert. Demnach wird ein Umstieg auf eine vorwiegend pflanzliche Ernährungsweise, der Ausbau kohlenstoffbindender Praktiken in der Landwirtschaft und die drastische Reduzierung von Lebensmittelabfällen gefordert (Ripple et al., 2020, S. 11). Wissenschaftler*innen aus der ganzen Welt plädieren also dafür, das Ernährungssystem grundlegend zu ändern. In welchem Ausmaß THG-Emissionen durch das derzeitige Ernährungssystem verursacht werden und wie die aktuellen Entwicklungen aussehen, wird im Folgenden dargestellt.

¹ Übersetzt ins Deutsche, Originalquelle: “significant disruptions to ecosystems, society, and economies, potentially making large areas of Earth uninhabitable.”

Die Berechnung der Menge globaler ernährungsbedingter THG-Emissionen ist Gegenstand zahlreicher Studien. Allein landwirtschaftliche Prozesse sind für etwa 12% der globalen THG-Emissionen verantwortlich (Climate Watch, o.J.). Hinzu kommen weitere THG-Quellen, wie bspw. der Energieverbrauch in der Weiterverarbeitung und der Transport. Die wichtigsten THG-Quellen entlang des Lebenszyklus von Lebensmitteln werden in Kapitel 2.2 dargestellt. Garnett (2011) beobachtete bei einer Untersuchung von acht Studien zu nationalen CO₂-Fußabdrücken in Industriestaaten, dass in den untersuchten Staaten 15-28% der gesamten nationalen THG-Emissionen durch Lebensmittelkonsum verursacht werden. Eine Untersuchung zu Umweltauswirkungen in Bezug auf den Endkonsum für die Europäische Union (EU) aus dem Jahr 2006 kam zu dem Schluss, dass 29,3% der gesamten THG-Emissionen der damaligen 25 EU-Staaten durch Lebensmittelkonsum verursacht werden (Tukker et al., 2006). Neuere Untersuchungen zu den globalen ernährungsbedingten THG-Emissionen zeigen ähnliche oder sogar höhere Mengenanteile. Eine Berechnung globaler THG-Emissionen durch Produktion, einschließlich Landnutzungsänderungen, und Konsum von Lebensmitteln von Xu et al. (2021) ergab, dass bis zu 37% der globalen THG-Emissionen lebensmittelbezogen sind. 2021 wurde im *Nature Food Journal* die Datenbasis „EDGAR-FOOD“ vorgestellt, die auf Grundlage der „Emissions Database of Global Atmospheric Research“ (EDGAR) ergänzt mit „FAOSTAT“² Daten zu Emissionen durch Landnutzungsänderung globale ernährungsbedingte THG-Emissionen in den Jahren 1990-2015 darstellt (Crippa et al., 2021). Diese Datenbasis wird unter anderem für den Beitrag der Arbeitsgruppe 3 zum sechsten Sachstandsbericht des Weltklimarats (IPCC) verwendet (European Commission, 2021). Demnach wurden im Jahr 2015 34% der globalen THG-Emissionen durch das menschliche Ernährungssystem verursacht. Betrachtet man Kontinente oder Länder einzeln, sind die Anteile der ernährungsbedingten THG-Emissionen an den jeweiligen Gesamtemissionen sehr unterschiedlich. In Afrika, wo Landwirtschaft in den meisten Ländern ein großer Wirtschaftszweig ist, liegt der Anteil bei 67%, während bspw. in Russland der Anteil bei nur 20% liegt (Crippa et al., 2021). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das menschliche Ernährungssystem für etwas mehr als ein Drittel der globalen THG-Emissionen verantwortlich ist. In Staaten, in denen nicht-landwirtschaftsbedingte Industriesektoren mit einem hohen Export-Volumen von großer Bedeutung sind, ist dieser Anteil etwas kleiner und in solchen, dessen Wirtschaft vor allem von Landwirtschaft zur inländischen Lebensmittelversorgung geprägt ist, ist der Anteil deutlich höher. Eine globale Übersicht über die

² FAOSTAT ist die statistische Datenbank der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der UN (FAO)

absoluten und relativen Mengen von ernährungsbedingten THG-Emissionen kann Tabelle 1 entnommen werden.

Tabelle 1: Absolute und relative Mengen verursachter THG-Emissionen durch das Ernährungssystem im Jahr 2015 unterteilt nach Weltregionen (Crippa et al., 2021)

Weltregion	Absolut (Gt CO₂eq)	Anteil an Gesamt- emissionen (%)	Anteil an ernährungs- bedingten Gesamt- emissionen (%)	Pro-Kopf jährlich (t CO₂eq)
<i>Welt</i>	18	34	100	2,4
Afrika	3,1	67	17	2,8
Ostasien	7,1	29	39	1,8
Europa	1,3	30	7,1	2,4
Lateinamerika ³	3	66	17	4,7
Nordamerika	1,9	25	10	5,2
Ozeanien	0,3	38	1,4	8,2
Zentralasien ⁴	1,3	20	7,4	2,2

An dieser Stelle soll die besondere Bedeutung tierischer Lebensmittel innerhalb der ernährungsbedingten THG-Emissionen beleuchtet werden. Seit 2000 stieg global die Fleischproduktion um 44%, die Milchproduktion um 52% und die Eierproduktion um 63% an (FAO, 2021c). Auch der Pro-Kopf-Fleischkonsum ist global seit 1980 um etwa 11% alle zehn Jahre gestiegen (Ripple et al., 2020). Tierische Lebensmittel verursachen weltweit doppelt so viele THG Emissionen wie pflanzliche Lebensmittel (Xu et al., 2021). Dabei werden in der Landwirtschaft fast sieben mal so viele pflanzliche (9,4 Mrd Tonnen) wie tierische Erzeugnisse (1,4 Mrd Tonnen) produziert (FAO, 2021c). Hinzu kommt, dass 67% der global landwirtschaftlich genutzten Fläche Weideland ist (FAO, 2021b) und somit zur Produktion tierischer Produkten dient. Werden Ackerflächen, die zum Anbau von Futterpflanzen genutzt werden, mit einbezogen, werden etwa 77% der globalen landwirtschaftlichen Flächen für die Viehzucht direkt und indirekt für den Anbau von Futterpflanzen genutzt, obwohl tierische Lebensmittel nur für 18% der globalen Kalorienzufuhr und nur für 37% der globalen Proteinzufuhr sorgen (Ritchie & Roser, 2013). Tierische Erzeugnisse verbrauchen also erheblich mehr Fläche und produzieren erheblich mehr THG-Emissionen für eine kleinere Menge an Kalorien- und Proteinzufuhr als pflanzliche Lebensmittel⁵. Ein Vergleich von verursachten THG-Emissionen verschiedener

³ Umfasst Mittel- und Südamerika

⁴ Umfasst Russland, Ukraine, Türkei, naher Osten, Zentralasien

⁵ Neben den ökologischen Folgen sind darüber hinaus tierethische Probleme zu betrachten, die an dieser Stelle nicht weiterbehandelt werden

Lebensmittelkategorien für die EU nach Camanzi et al. (2017) kann Abbildung 1 entnommen werden. Die dort berechneten Gesamtemissionen von 1,21 Gt CO₂eq sind in einer ähnlichen Höhe wie das Ergebnis von Crippa et al. (2021) von 1,3 Gt CO₂eq (vgl. Abbildung 1).

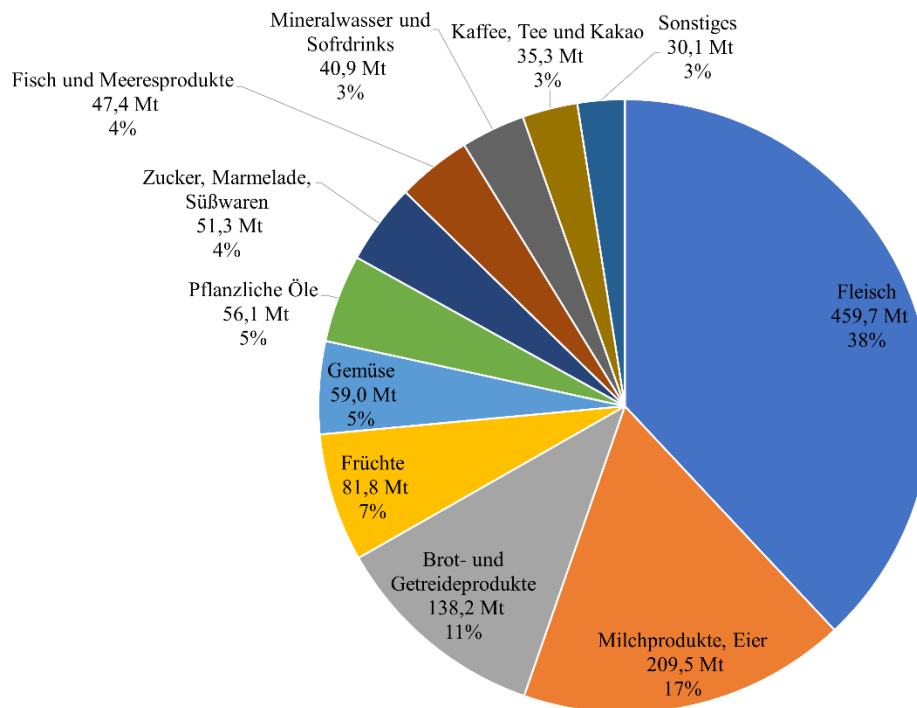


Abbildung 1: THG-Emissionen in der Lieferkette von Lebensmitteln nach Produktkategorie für die EU in Mt CO₂eq (Eigene Darstellung basierend auf Camanzi et al., 2017)

Ein wichtiger Faktor für den Ausstoß zukünftiger ernährungsbedingter THG-Emissionen ist außerdem das weltweite Bevölkerungswachstum. Laut Prognose der Vereinten Nationen (UN) wird die Erde im Jahr 2050 von 9,735 Milliarden Menschen bevölkert sein (UN, 2019). Dies könnte einen Anstieg der Lebensmittelnachfrage um 70% bedeuten (FAO, 2009). Für die Bewältigung der Klimakrise müssen also Lösungen gefunden werden, wie eine größer werdende Weltbevölkerung ernährt werden kann und gleichzeitig THG-Emissionen reduziert werden können. Neben dem Ausstoß von THG-Emissionen und dessen Folgen hat die Wertschöpfungskette von Lebensmitteln zahlreiche weitere Umweltauswirkungen (Poore & Nemecek, 2018), die an dieser Stelle nicht genauer dargestellt werden können, da diese den Umfang der Thesis überschreiten würden.

2.2 Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln

Entlang des gesamten Lebenszyklus von Nahrungsmitteln werden THG-Emissionen produziert. Dazu gehören unter anderem landwirtschaftliche Prozesse, die Weiterverarbeitung von Roherzeugnissen, der Transport, der Verkauf, die Zubereitung und Entsorgung (Garnett, 2011). Abbildung 2 zeigt die verschiedenen THG, die in den einzelnen Lebenszyklusphasen von

Nahrungsmitteln ausgestoßen werden. Auf der linken Seite sind diejenigen THG dargestellt, die während oder vor landwirtschaftlichen Prozessen entstehen und auf der rechten Seite sind jene THG dargestellt, die verursacht werden, nachdem landwirtschaftliche Rohherzeugnisse den Agrarbetrieb zur Weiterverarbeitung verlassen. Die indirekt verursachten CO₂-Emissionen durch Landnutzungsänderung sind mit einer gestrichelten Linie dargestellt.

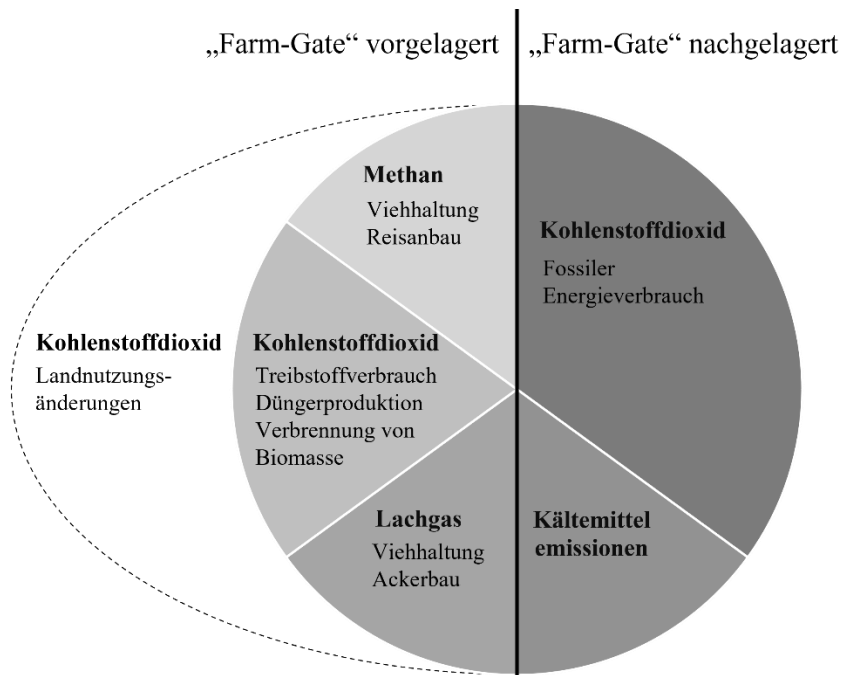


Abbildung 2: Verursachte THG entlang Wertschöpfungskette von Lebensmitteln⁶ (Eigene Darstellung basierend auf Garnett, 2011)

Die genaue Zuordnung von THG-Emissionen zu den einzelnen Lebenszyklusphasen ist aufgrund der komplexen Wertschöpfungskette von Nahrungsmitteln nicht eindeutig. Eine vom WWF herausgegebene Studie vergleicht verschiedene Ergebnisse aus der Literatur mit den Anteilen der Lebenszyklusphasen von Nahrungsmitteln an den gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen und verdeutlicht die Unsicherheit in der Datenlage (WWF Berlin, 2012). Die Ergebnisse vom WWF sind in Abbildung 3 dargestellt, ergänzt mit den aktuelleren Ergebnissen von Crippa et al. (2021). In allen Untersuchungen bilden landwirtschaftliche Prozesse und Vorleistungen die größte THG-Quelle, gefolgt von Endkonsum und Entsorgung. Bis auf die Arbeit von Crippa et al. (2021) umfassen die untersuchten Studien keine indirekten THG-Emissionen durch Landnutzungsänderungen (WWF Berlin, 2012). Im Folgenden werden die einzelnen Phasen des Lebenszyklus von Nahrungsmitteln, einschließlich Landnutzungsänderungen durch die Landwirtschaft, in Bezug auf verursachte THG-Emissionen genauer untersucht.

⁶ Proportionen dienen nur zur Veranschaulichung und bilden nicht das reale Verhältnis der Emissionsmengen ab

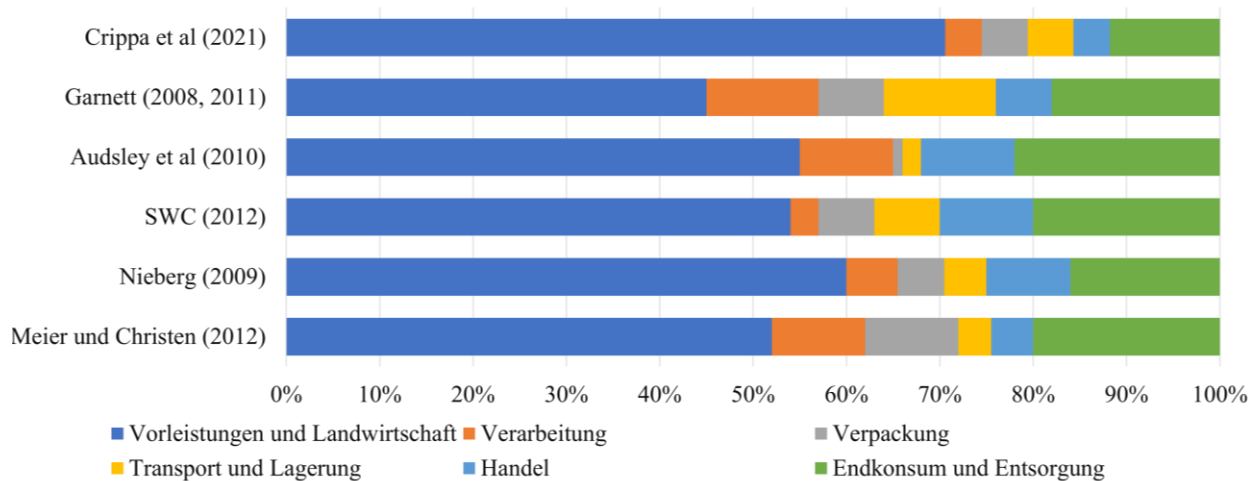


Abbildung 3: Anteile der Lebenszyklusphasen an den gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen (eigene Darstellung basierend auf WWF Berlin, 2012; Audsley et al., 2010; Garnett, 2008, 2011; Meier & Christen, 2012; Nieberg, 2009; Small World Consulting und Crippa et al., 2021)

2.2.1 Landwirtschaftliche Prozesse und Landnutzungsänderungen

Landwirtschaft ist für 12% der globalen THG-Emissionen verantwortlich (vgl. Kapitel Grundlagen und Relevanz ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Klimakrise) und bildet die größte THG-Quelle im Lebenszyklus von Lebensmitteln (vgl. Kapitel Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln). Yue et al. (2017) nehmen einen größeren Anteil als 12% an, da THG-Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen in Landmaschinen und der Produktion von landwirtschaftlichen Betriebsmitteln häufig nicht dem Agrarsektor zugeordnet werden, ebenso wie THG-Emissionen durch Landnutzungsänderungen.

In landwirtschaftlichen Prozessen werden die THG Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) ausgestoßen (vgl. Kapitel Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln). CH_4 entsteht vor allem in der Viehhaltung bei der Verdauung von Wiederkäuern und durch überschwemmte Reisfelder, die für die Produktion menschlicher als auch tierischer Nahrung genutzt werden (Yue et al., 2017). Allein die Viehhaltung ist für 44% der globalen anthropogenen CH_4 -Emissionen verantwortlich (Rojas-Downing et al., 2017). CH_4 hat über den Zeitraum von 100 Jahren ein THG-Potential⁷ (GWP) von 28 und verbleibt etwa zwölf Jahre in der Atmosphäre (C. Smith et al., 2021). N_2O entsteht vor allem durch die Düngung von Ackerflächen mit organischem oder anorganischem Dünger. Wird zu viel Dünger ausgebracht, kann die Pflanze nicht den gesamten Stickstoff verwerten und er gelangt in die Atmosphäre (WWF Berlin, 2012). Auch die Behandlung von Agrarflächen mit Gülle verursacht

⁷ Relativer Beitrag zum THG-Effekt im Vergleich zu CO_2 über 100 Jahre

N₂O-Emissionen (Yue et al., 2017). In einem Zeitraum von 100 Jahren weist N₂O ein GWP von 273 auf und verbleibt etwa 109 Jahre in der Atmosphäre (C. Smith et al., 2021). Ungefähr die Hälfte der globalen anthropogenen N₂O Emissionen wird direkt durch Landwirtschaft verursacht (Tian et al., 2020). CO₂ wird durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe in landwirtschaftlichen Maschinen, in der Produktion landwirtschaftlicher Vorleistungsgüter, wie bspw. Dünger, sowie in der Verbrennung von Biomasse direkt ausgestoßen (Garnett, 2011). Als Referenzgas hat CO₂ ein GWP von 1 (C. Smith et al., 2021) und verbleibt mehrere hunderttausende Jahre in der Atmosphäre bis zum vollständigen Abbau (Umweltbundesamt, 2021).

Darüber hinaus verursachen biologische Zersetzungsprozesse infolge von Landnutzungsänderungen indirekt CO₂-Emissionen. Wenn natürliche Flächen zu landwirtschaftlichen Flächen umgewandelt werden, spricht man von Landnutzungsänderungen (WWF Berlin, 2012). Vor allem werden natürliche Wälder durch Abholzung zu Agrarflächen umgewandelt. Zwischen 1980 und 2000 stammten 80% neu hinzugewonnener Agrarflächen aus ursprünglichen Waldflächen (Gibbs et al., 2010). 30% der weltweiten Landfläche waren seit 1960 von Landnutzungsänderungen betroffen. Im gleichen Zeitraum wurde ein Netto-Verlust an Waldflächen von 0,8 Mio km² verzeichnet, während 1,9 Mio km² Agrarfläche hinzugekommen sind. Der Verlust an Waldfläche findet dabei vor allem im globalen Süden statt (Winkler et al., 2021). Die meisten Ökobilanzen für Lebensmittel berücksichtigen indirekte THG-Emissionen durch Landnutzungsänderungen nicht (Clune et al., 2017), da häufig ein fehlendes Verständnis über den kausalen Zusammenhang zwischen Landnutzungsänderung und Entwaldung vorherrscht (J. H. Schmidt et al., 2015). Eine Untersuchung von Audsley et al. (2009) zeigt, dass bis zu 40% der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Großbritannien durch Landnutzungsänderungen verursacht werden. Untersuchungen auf globaler Ebene von Xu et al. (2021) und Crippa et al. (2021) ergaben einen Anteil von 29% und 32%. Landnutzungsänderungen sind demnach als relevante THG-Quelle im Ernährungssystem zu beurteilen und werden demnach im methodischen Teil dieser Arbeit ebenfalls berücksichtigt.

2.2.2 Weiterverarbeitung, Transport und Verpackung

Direkte THG-Emissionen in der Weiterverarbeitung von landwirtschaftlichen Roherzeugnissen zu Endprodukten werden einerseits in Form von CO₂ durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe in der Produktion, bspw. durch Kochöfen und Fritteusen, und andererseits in Form von CH₄ und N₂O durch Abwasserbehandlung verursacht. Indirekt entstehen THG-Emissionen durch Stromverbrauch in zahlreichen anderen Weiterverarbeitungsprozessen. Die Weiterverarbeitung von Zucker, Palmöl, Stärke und Mais sind dabei die größten Quellen in der globalen

Lebensmittelweiterverarbeitung. In Bezug auf die Verpackung von Lebensmitteln entstehen THG durch den Energieverbrauch zur Produktion von Verpackungsmaterial und beim eigentlichen Verpacken der Lebensmittel (Vermeulen et al., 2012). Ein weiteres Feld betrifft den Transport von Lebensmitteln. Der THG-Ausstoß pro Transportkilometer hängt dabei stark vom Transportmittel ab. Der Schifftransport ist weniger THG-intensiv als der Transport über die Straße und dieser ist wiederum weniger THG-intensiv als der Transport mit dem Flugzeug. Nach einer Berechnung von Brodt et al. (2007) kann die gleiche Menge an Treibstoff 5 kg Nahrungsmittel 1 km mit dem Auto, 43 km mit dem Flugzeug, 740km mit dem LKW, 2400 km mit dem Zug und 3800 km mit dem Schiff transportiert werden. Absolut werden weltweit 96% der transportbedingten THG-Emissionen im Ernährungssystem durch lokalen Transport über Straße (81%) und Schienen (15%) verursacht, während Überseetransporte mit dem Schiff nur für 3,6% und Flugtransporte nur für 0,4% verantwortlich sind (Crippa et al., 2021). Transportwege sind im Verhältnis nur für einen kleinen Teil der globalen ernährungsbedingten THG-Emissionen verantwortlich (vgl. Kapitel Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln). Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln. Lebensmittel, in deren Wertschöpfungsketten weite Wege zurückgelegt werden, weisen anteilig einen großen Anteil an transportbedingten THG-Emissionen auf. Im Lebenszyklus von Bananen sind bspw. knapp 40% der gesamten THG-Emissionen transportbedingt (Poore & Nemecek, 2018).

Transportemissionen von Lebensmitteln können allerdings nicht alleinstehend betrachtet werden, sondern müssen mit dem gesamten logistischen Aufwand in Bezug gesetzt werden. Kürzere Transportwege sorgen nämlich nicht unbedingt für einen geringeren Ausstoß von THG-Emissionen. Eine energieintensivere Produktion und Lagerung vor Ort können möglicherweise mehr THG-Emissionen verursachen als der Import. Lokal angebaute Tomaten aus Großbritannien verursachen bspw. pro kg dreimal mehr THG-Emissionen als importierte Tomaten aus Spanien, da der Anbau in Großbritannien mithilfe von Gewächshäusern energieintensiver ist als der Transport (Garnett et al., 2016). Stationärer Energieverbrauch kann allerdings in der Regel einfacher auf erneuerbare Quellen umgestellt werden als der Transport. Außerdem können lokale Ernährungssysteme andere soziale und ökologische Vorteile haben (ebd.), weshalb in der Entwicklung von Klimaschutzmaßnahmen eine Abwägung stattfinden muss (vgl. Kapitel 2.3). Teil der Logistik für Nahrungsmittel sind Kühlsysteme in der Lagerung und in Transportmitteln, die direkt und indirekt THG-Emissionen verursachen. Kühlsysteme sind vor allem sehr bedeutend beim Verkauf von Lebensmitteln in Supermärkten (Vermeulen et al., 2012). Diese THG-Quelle wird deshalb im folgenden Kapitel dargestellt.

2.2.3 Handel, Endkonsum und Entsorgung

Zwischen 1960 und 2015 sind die ernährungsbedingten THG-Emissionen des Einzelhandels in Europa um den Faktor 4,2 und in den USA um den Faktor 3,6 gestiegen (Crippa et al., 2021). Auch der Marktanteil von Supermärkten innerhalb des Lebensmittelvertriebs in Afrika und Asien ist stark gestiegen (Bahn & Abebe, 2020; Reardon et al., 2012), sodass ein weiterer Anstieg der THG-Emissionen durch den Lebensmitteleinzelhandel zu erwarten ist.

Wie bereits zuvor erwähnt, verursacht vor allem die Nutzung von Kühlsystemen in Supermärkten direkt und indirekt THG-Emissionen. 5% der globalen ernährungsbedingten THG-Emissionen werden durch die Kühlkette von Lebensmitteln verursacht (Crippa et al., 2021). Kältemittel können durch Leckagen direkt bei der Installation, während der Nutzung und Instandhaltung sowie im Recycling in die Atmosphäre gelangen. Einige häufig genutzte Kältemittel, wie bspw. R410a oder R404a, sind Fluorkohlenwasserstoffgemische, die ein sehr hohes GWP (bspw. R404a: 3784) besitzen. Darüber hinaus sind die Produktion, das Betreiben und Recycling von Kühlsystemen sehr energieintensiv und verursachen somit indirekt THG (Wu et al., 2013). 43% des Stromverbrauchs in Supermärkten sind zudem auf die Kühlung von Lebensmitteln zurückzuführen (Energy Star, S. 3).

Die Zubereitung und Kühlung von Nahrungsmitteln am Konsumort (Privat, Gastronomie, etc.) verbraucht weitere Energie und verursacht somit indirekt THG-Emissionen (Vermeulen et al., 2012). Etwa 20% des Stromverbrauchs in deutschen Haushalten werden für das Kochen (9%) und für Kühl- und Gefriergeräte (11%) aufgewendet (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.). Der Anteil des Strom- und Energieverbrauchs für die Zubereitung von Lebensmitteln ist deutlich höher bei Haushalten und in Staaten mit einem geringeren Einkommen (Sovacool, 2011).

Eine bedeutende THG-Quelle ist zudem die Entsorgung von Lebensmitteln. Entsorgte Lebensmittel bzw. Lebensmittelverluste umfassen alle Erzeugnisse entlang der Wertschöpfungskette von Lebensmitteln, die nicht zum menschlichen Verzehr genutzt werden. Direkt verursacht die Entsorgung von Lebensmitteln auf Mülldeponien CH_4 . Die verursachten THG-Emissionen entlang der vorherigen Phasen im Lebenszyklus der vermeidbaren Lebensmittelverluste werden aber als wesentlich höher eingeschätzt (Vermeulen et al., 2012). Nach Berechnungen des United Nations Environment Programme wurden im Jahr 2019 global 931 Mio t Lebensmittelverluste produziert, was wiederum 17% der gesamten Lebensmittelproduktion sind. In der Phase des Endkonsums fielen 60% der Lebensmittelverluste in privaten Haushalten an, 27% in der Gastronomie und 13% im Einzelhandel (United Nations Environment Programme, 2021). Nach Berechnung des IPCC sind Lebensmittelverluste sogar für 25-30% der globalen

Nahrungsmittelproduktion verantwortlich und verursachten zwischen 2010 und 2016 8-10% der globalen anthropogenen THG-Emissionen (Mbow et al., 2019). In Deutschland entstanden im Jahr 2015 schätzungsweise 11,86 Mio t Lebensmittelverluste, wovon etwas mehr als die Hälfte theoretisch vermeidbar gewesen wären (T. Schmidt et al., 2019).

2.3 Bestehende Ansätze zur Reduktion ernährungsbedingter THG-Emissionen

Der Ausstoß von THG entlang der Wertschöpfungskette von Nahrungsmitteln ist unausweichlich, da die Produktion von Nahrungsmitteln für die Menschheit überlebenswichtig ist. Ebenfalls wird die Erderwärmung weiter voranschreiten. Um diese allerdings so zu begrenzen, dass kein Klimanotstand, wie in Kapitel Grundlagen und Relevanz ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Klimakrise genannt, erreicht wird, müssen neben anderen Handlungsfeldern auch im Ernährungssystem weitreichende Maßnahmen eingeleitet werden, um drastisch THG-Emissionen zu senken (Ripple et al., 2020). Der IPCC fasst die Ansätze zur Reduktion in den Bereichen Produktion und Konsum zusammen. Unter Produktion fallen alle Schritte des Lebenszyklus von Nahrungsmitteln vor dem Konsum. Unter den Bereich Konsum fallen außerdem der Umgang und die Vermeidung von Lebensmittelverlusten (Shukla et al., 2019). Die Maßnahmen mit dem größten Reduktions- und Realisierungspotenzial werden in den folgenden Kapiteln zusammengefasst. Neben Maßnahmen zur Reduktion von THG sind Klimaanpassungsmaßnahmen⁸ nötig, um auf Klimafolgen reagieren und Nahrungssicherheit im voranschreitenden Klimawandel gewährleisten zu können (Vermeulen et al., 2012). Klimaanpassung wird im Rahmen dieser Thesis nicht genauer behandelt, auch wenn diese eng mit Maßnahmen zur THG-Reduktion zusammenhängen.

2.3.1 Produktion

THG-Emissionen durch das Ernährungssystem können signifikant reduziert werden, wenn der THG-Ausstoß, vor allem N₂O und CH₄, in landwirtschaftlichen Prozessen gesenkt wird (Shukla et al., 2019). Der fünfte Sachstandsbericht des IPCC identifizierte ein THG-Reduktionspotenzial in der Landwirtschaft von 1,6 bis 4,6 GT CO₂eq pro Jahr bei CO₂-Preisen von 20 bis 100 US-Dollar pro t CO₂eq. Dazu müssen direkte N₂O Emissionen durch einen optimierten Düngemittleinsatz auf Acker- und Weideflächen und direkte CH₄ Emissionen aus der Viehhaltung verringert werden. Darüber hinaus müssen bestehende natürliche Kohlenstoffvorräte wie Wälder oder Moore erhalten werden. Das bedeutet, dass vor allem die Landnutzungsänderungen in

⁸ Der Klimawandel hat große Auswirkungen auf die Landwirtschaft und ihre Erträge. Maßnahmen, die zur Resilienz des Lebensmittelsystems bei sich veränderndem Klima und somit zur Nahrungssicherheit beitragen sind sogenannte Klimaanpassungsmaßnahmen (Vermeulen et al., 2012).

Form von Entwaldung minimiert werden müssen. Neben der Erhaltung bestehender Kohlenstoffvorräte muss neuer Kohlenstoff mithilfe von Aufforstung und Humusaufbau in der Landwirtschaft aus der Atmosphäre gebunden werden. Gleichzeitig sollen die Maßnahmen die Produktivität steigern, also den Ertrag pro Einheit THG-Emission erhöhen. In der nachgelagerten Wertschöpfungskette müssen vor allem fossile Brennstoffe zur Energieerzeugung ersetzt werden (P. Smith et al., 2014).

Allgemeingültige konkrete Maßnahmen zu formulieren ist vor allem für die Landwirtschaft kaum möglich, da mehr als 570 Mio unterschiedlich große (von durchschnittlich 0,5 ha in Uganda bis 3000 ha in Australien) Landwirtschaftsbetriebe weltweit unter verschiedensten Bedingungen, wie Klima und Bodenbeschaffenheit, mit unterschiedlichen landwirtschaftlichen Praktiken und Düngemethoden Lebensmittel produzieren (Poore & Nemecek, 2018). Dennoch lassen sich die wichtigsten landwirtschaftlichen Maßnahmen zur THG-Reduzierung wie folgt zusammenfassen: Ein wichtiger Teil der THG-Reduktion in der Landwirtschaft sind Maßnahmen in der Behandlung von Böden auf Acker- und Weideflächen. Darunter fallen zusammengefasst die Reduzierung von Bodenbearbeitung, die Einarbeitung von Pflanzenkohle oder anderen organischen Zusätzen wie Kompost in Böden, die Renaturierung von zerstörten Flächen (bspw. Aufforstung und Wiedervernässung von Mooren), optimierte Fruchtfolgen, das Pflanzen von Bodendeckern, Agroforstwirtschaft und optimiertes Düngemittelmanagement. Eine Kombination dieser Maßnahmen ist nötig, um signifikant CH_4 und N_2O Emissionen zu senken und gleichzeitig einen Netto-Zuwachs von Kohlenstoff im Boden zu erreichen (Paustian et al., 2016). Die Produktivität bzw. der Ertrag einer Pflanze bei gleichem Material- und Flächeneinsatz kann durch den Anbau zusätzlicher frühreifer Pflanzen oder Zwischenfrüchte erhöht werden (Poore & Nemecek, 2018). Reduktionsmaßnahmen in der Viehwirtschaft betreffen neben den genannten Maßnahmen für Weideflächen die auch die Bereiche Verdauung bei Wiederkäuern, Tierhaltung und Güllebehandlung. Der CH_4 -Ausstoß, verursacht durch die Verdauung bei Wiederkäuern, kann durch Zusatzstoffe und Medikamente in Futtermitteln sowie eine Verbesserung der Verdaulichkeit mithilfe von Ernährungsumstellung reduziert werden. Maßnahmen in der Tierhaltung umfassen die Erhöhung der Produktivität und Fruchtbarkeit der Tiere, z.B. mit Gentechnik, Hormonbehandlung oder assistierte Reproduktionstechnologie, die allerdings vor dem Hintergrund des Tierwohls abgewogen werden müssen (ebd., Mbow et al., 2019). CH_4 -Emissionen durch Gülle können durch die Verkürzung der Lagerungsdauer, die Optimierung des Zeitpunkts und der Menge der Austragung, die Abdeckung von Güllelagern, die Verwendung eines Feststoffabscheiders, die Fütterungsumstellung der Tiere und durch den Einsatz

von Biogasanlagen reduziert werden. Biogasanlagen produzieren einerseits Biogas als Energieträger und reduzieren gleichzeitig CH₄-Emissionen (Rojas-Downing et al., 2017).

Maßnahmen in der nachgelagerten Wertschöpfungskette in der Produktion von Nahrungsmitteln zur Reduktion von THG-Emissionen umfassen Energieeffizienzsteigerungen, den Einsatz von erneuerbaren Energien und Effizienzsteigerung im Einsatz von Ressourcen. In der Produktion müssen überall, wo es möglich ist, fossile durch erneuerbare Energieträger ersetzt werden. Neben dem Energieeinsatz müssen auch Ressourcen effizient eingesetzt und Abfall vermieden werden. Kleinere und recyclingfähige Verpackungen sorgen darüber hinaus für einen effizienteren Einsatz von Verpackungsmaterial. Auch die Wiederverwendung von Materialien verringert THG-Emissionen. Maßnahmen im Transport umfassen den Einsatz von effizienteren Fahrzeugen, den Umstieg auf nicht-fossile Treibstoffe und die technologieunterstützte Optimierung von Routenplanung, um unnötige Transportwege zu vermeiden. Die Reduktion von THG-Emissionen in Kühlsystemen kann neben Energieeffizienzsteigerungen durch den Ersatz von FCKWs durch natürliche Kältemittel und durch die Vermeidung von Leckagen im System erreicht werden (Garnett, 2011).

2.3.2 Konsum

Da tierische Lebensmittel die meisten THG-Emissionen im Ernährungssystem verursachen (vgl. Kapitel 2.1), liegt eine Umstellung auf eine Ernährungsweise, die auf weniger tierischen Lebensmitteln basiert, zur THG-Reduktion nahe. Ein globales rein pflanzlich basiertes Ernährungssystem würde bei einer ausreichenden Nahrungsmittelproduktion für die Weltbevölkerung im Jahr 2050 7,8-8 Gt CO₂eq, also 63-70 % weniger THG-Emissionen auf ein Drittel der Landfläche verursachen als ein „Business-as-usual“ Szenario (Springmann et al., 2016; Stehfest et al., 2009). Auch Szenarien mit weniger extremen Ernährungsumstellungen bringen erhebliche Reduktionspotenziale mit sich, wie der IPCC in einem Vergleich zu den Reduktionspotenzialen unterschiedlicher Ernährungsweisen zeigt. Bei ähnlichen Business-as-usual Szenarien weißt Vegetarismus ein Reduktionspotenzial von 4,7-7,2 Gt CO₂eq, Flexitarismus von 5,1-5,2 Gt CO₂eq und eine gesunde Ernährungsweise mit weniger Zucker, Fleisch und Milchprodukten von 2,8-6,4 Gt CO₂eq auf (Bajželj et al., 2014; Shukla et al., 2019; Springmann et al., 2016; Springmann et al., 2018; Stehfest et al., 2009; Tilman & Clark, 2014). Alle genannten Szenarien gehen von einer gesunden Kalorien- und Proteinzufuhr aus, sodass auch zusätzliche THG-Emissionen durch ungesunden Überkonsum vermieden werden. Ein besonders hohes Reduktionspotenzial kann durch den Verzicht auf Rindfleisch erreicht werden, da Rindfleisch den ressourcenineffizientesten Proteinlieferanten unter tierischen Lebensmitteln darstellt (Rojas-

Downing et al., 2017). Neben den ökologischen Vorteilen, bringen Ernährungsweisen mit weniger tierischen Produkten gesundheitliche Vorteile mit sich, wenn eine abwechslungsreiche und ausgewogene Ernährung vorliegt (Springmann et al., 2016). Ein kompletter weltweiter Verzicht auf tierische Lebensmittel ist allerdings unrealistisch. Vor allem im globalen Süden haben Menschen nur begrenzten Zugang zu vielen unterschiedlichen Lebensmitteln und sind zum einen für eine ausreichende Ernährung auf tierische Nahrungsmittel angewiesen und finanzieren zum anderen ihren Lebensunterhalt häufig mit der Produktion tierischer Lebensmittel (Garnett, 2011). Eine ökonomisch realistische Einschätzung des IPCC ergibt ein mögliches Reduktionspotenzial durch Ernährungsumstellung von 1,8-3,4 Gt CO₂eq im Jahr 2050 (Shukla et al., 2019).

Deutschland liegt mit einem Pro-Kopf-Fleischkonsum von 76,4 kg im Jahr 2019 deutlich über dem weltweiten Durchschnitt von 43,15 kg (FAO, 2021a). Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE) empfiehlt für eine gesunde Ernährung einen wöchentlichen Fleischkonsum von maximal 600g, was in etwa 31kg im Jahr sind. Aber auch der komplette Verzicht auf Fleisch ist laut DGE aus gesundheitlicher Sicht völlig unproblematisch (DGE, o.J.). In Deutschland besteht also ein hohes THG-Reduktionspotenzial in der Reduzierung des Fleischkonsums.

Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen ist ein weiterer wichtiger Hebel zur THG-Reduktion. Wie in Kapitel 2.2.3 geschildert, fallen ein Drittel der produzierten Nahrungsmittel als Verluste an und sind so für einen signifikanten Anteil der ernährungsbedingten THG-Emissionen verantwortlich. Neben Lebensmittelabfällen lässt sich auch der Überkonsum⁹ den Lebensmittelverlusten zuordnen und verursacht mindestens die gleiche Menge THG-Emissionen wie Lebensmittelabfälle (Alexander et al., 2017). Die Vermeidung von Überkonsum reduziert also THG-Emissionen, trägt außerdem zur Ernährungssicherheit bei und hat gesundheitliche Vorteile (Alexander et al., 2017; P. Smith, 2013). Der IPCC fasst zusammen, dass die Vermeidung von Lebensmittelverlusten eine wirksame Klimaschutzmaßnahme mit Synergieeffekten in der Sicherstellung der Nahrungssicherheit und Vermeidung von Landnutzungsänderungen abbildet. Die Aufteilung der Verantwortung zwischen Produktion und Konsum unterscheidet sich allerdings sehr stark zwischen den Weltregionen. Vor allem in Industriestaaten wird ein deutlich größerer Anteil an Lebensmitteln im Endkonsum entsorgt. Zuletzt lassen sich Lebensmittelverluste aber nie ganz vermeiden (Shukla et al., 2019).

Als nachhaltige Ernährungsweise gilt darüber hinaus ein saisonales und regionales Beziehen von Lebensmitteln (DGE, o.J.), dem grundsätzlich ein THG-Reduktionspotenzial

⁹ Mehraufnahme von Nährstoffen als gesundheitlich nötig

zugeschrieben werden kann. Eine Untersuchung der THG-Emissionen ausgewählter Obst und Gemüsesorten, verkauft in Großbritannien, von Michalský und Hooda (2015) zeigt, dass eine lokale Produktion zu THG-Reduktionen führt, vor allem wenn es sich um eine saisonale Produktion handelt. Außerdem können bedeutende Mengen an THG-Emissionen gespart werden, wenn Lebensmittel aus Europa anstatt aus dem globalen Süden importiert werden (ebd.). Allerdings können lokale Produktionssysteme für gewisse Lebensmittel sehr energieintensiv sein und mehr THG-Emissionen als durch einen Überseeimport verursachen, wie bspw. der Anbau in Gewächshäusern oder die lange Kühlung von Lebensmitteln (vgl. Kapitel Weiterverarbeitung, Transport und Verpackung. Regionalität und Saisonalität sollte also im Konsumverhalten gemeinsam berücksichtigt werden, um das THG-Reduktionspotenzial zu maximieren. Im Zweifel müssen Lebensmittel im Einzelnen bewertet werden.

3 THG-Bilanzierung in Städten unter besonderer Berücksichtigung von Ernährung

Die gängige Methodik in Deutschland zur THG-Bilanzierung BSKO erfasst keine ernährungsbedingten THG-Emissionen. Deshalb werden in diesem Kapitel Methodiken zur Berücksichtigung ernährungsbedingter THG-Emissionen im städtischen Carbon Accounting aus der Literatur und Praxisbeispielen gegenübergestellt, um eine geeignete Methodik für die vorliegende Problemstellung auswählen zu können. Dazu werden zunächst grundsätzliche Begriffe und Konzepte in der städtischen THG-Bilanzierung geklärt, um dann genauer auf allgemeine Herangehensweisen in diesem Bereich einzugehen und später explizite Methodiken zur Erfassung ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt darzustellen. Bei der Literaturrecherche wurde zunächst nach wissenschaftlichen Texten anhand der Begriffe "Carbon accounting city", „GHG inventory city“ und „Carbon footprint city“ gesucht. Daran anknüpfend erfolgte eine weitere Suche und Identifikation nach geeigneter Literatur anhand des Schneeballsystems.. Für die Praxisbeispiele wurde zunächst nach konsumbasierten THG-Bilanzen in Deutschland und dann weltweit gesucht.

3.1 Begriffsdefinitionen und grundsätzliche Konzepte in der THG-Bilanzierung

THG-Bilanzierung, auch Klimabilanzierung oder Carbon Accounting genannt, „umfasst die Erfassung, die nicht-monetäre und monetäre Bewertung und die Überwachung der Treibhausgasemissionen auf allen Ebenen der Wertschöpfungskette sowie die Erfassung, Bewertung und die Überwachung der Auswirkungen dieser Emissionen auf den Kohlenstoffkreislauf der

Ökosysteme“¹⁰ (Stechemesser & Guenther, 2012, S. 36). Für geografische Räume wird der Begriff vor allem für die nicht-monetäre Erfassung und Bewertung von THG-Emissionen verwendet (ebd.), ebenso in dieser Arbeit. Genauer bezeichnet städtische THG-Bilanzierung ein Instrument für lokale politische Entscheidungsträger*innen zur Erfassung und Bewertung von THG-Emissionen, die direkt und indirekt durch menschliche Produktions- oder Konsumaktivitäten in Städten oder urbanen Systemen verursacht werden (Arioli et al., 2020; Lombardi et al., 2017). Sie erfüllt dabei einen Planungs-, Entscheidungs- und Kontrollzweck im städtischen Klimaschutz und unterstützt bei der Erstellung und Umsetzung von Klimaschutzkonzepten sowie bei der Priorisierung von Maßnahmen. Sie dient als fundierte Basis für politische Entscheidungen und bei einer kontinuierlichen Bilanzierung als Kontrollinstrument für die Wirksamkeit von Klimaschutzmaßnahmen (Deutsches Institut für Urbanistik, 2018).

THG-Emissionen einer Stadt können einerseits innerhalb oder außerhalb der Stadtgrenzen und andererseits direkt oder indirekt entstehen (Arioli et al., 2020; Lombardi et al., 2017). Die gängigste Kategorisierung von THG-Emissionen einer Stadt erfolgt durch das „Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories“ (GPC) (World Resource Institute, 2014) und wurde ursprünglich vorgelegt im Corporate Standard des GHG Protocols (World Resource Institute, 2004). Es umfasst die folgenden Kategorien: Direkte THG-Emissionen, die innerhalb der Stadtgrenzen entstehen, werden *Scope 1* Emissionen genannt. Sie entstehen durch das Verbrennen fossiler Brennstoffe (bspw. CO₂ Ausstoß durch Verbrennungsmotoren im Verkehr oder Gasheizungen), in der Landwirtschaft bzw. Landnutzung (bspw. CH₄ in der Tierhaltung) oder in der Abwasser- und Abfallbehandlung (bspw. CH₄ durch Deponien und Kläranlagen). THG-Emissionen, die indirekt durch netzgespeiste Energieverbräuche in der Stadt entstehen, werden *Scope 2* Emissionen genannt und umfassen vor allem den Stromverbrauch. Alle weiteren THG-Emissionen, die außerhalb der Stadtgrenzen entstehen, aber auf Aktivitäten in der Stadt zurückzuführen sind, werden *Scope 3*-Emissionen genannt. Diese können bspw. durch Abfallbehandlung oder durch Transport außerhalb der Stadtgrenzen entstehen. Hauptsächlich entstehen *Scope 3* Emissionen aber in den vor oder nachgelagerten Wertschöpfungsketten importierter und exportierter Produkte und Dienstleistungen (Lombardi et al., 2017; Ramaswami et al., 2008).

Ernährungsbedingte THG-Emissionen entstehen in allen Scopes, sind aber vor allem aufgrund der globalen und sehr komplexen Wertschöpfungskette von Lebensmitteln den vorgelagerten

¹⁰ Übersetzt ins Deutsche, Originalquelle: “carbon accounting comprises the recognition, the non-monetary and monetary evaluation and the monitoring of greenhouse gas emissions on all levels of the value chain and the recognition, evaluation and monitoring of the effects of these emissions on the carbon cycle of ecosystems.”

Scope 3 Emissionen zuzuordnen. Kapitel Ernährungsbedingte THG-Quellen im Lebenszyklus von Nahrungsmitteln macht deutlich, dass ernährungsbedingte THG-Emissionen vor allem in der Landwirtschaft entstehen. Aufgrund der dichten Besiedlung in einer Stadt, werden ernährungsbedingte Scope 1 Emissionen aus der Landwirtschaft kaum innerhalb der Stadtgrenzen verursacht. Weitere Scope 1 Emissionen werden durch den letzten Teil des Transportweges von Nahrungsmitteln zum Verkaufs- oder Konsumort in der Stadt verursacht, bspw. durch LKW, und durch die Entsorgung von Lebensmitteln, bspw. auf Mülldeponien innerhalb der Stadtgrenzen. Ernährungsbedingte Scope 2 Emissionen entstehen durch den Stromverbrauch in der Weiterverarbeitung von landwirtschaftlichen Erzeugnissen durch Nahrungsmittelunternehmen in der Stadt, beim Verkauf in Supermärkten, beim Kühlen von Lebensmitteln und in der Zubereitung beim Endkonsum. Die dementsprechende Einordnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen einer Stadt in die Kategorisierung des World Resource Insituts ist vereinfacht in Abbildung 4 dargestellt.

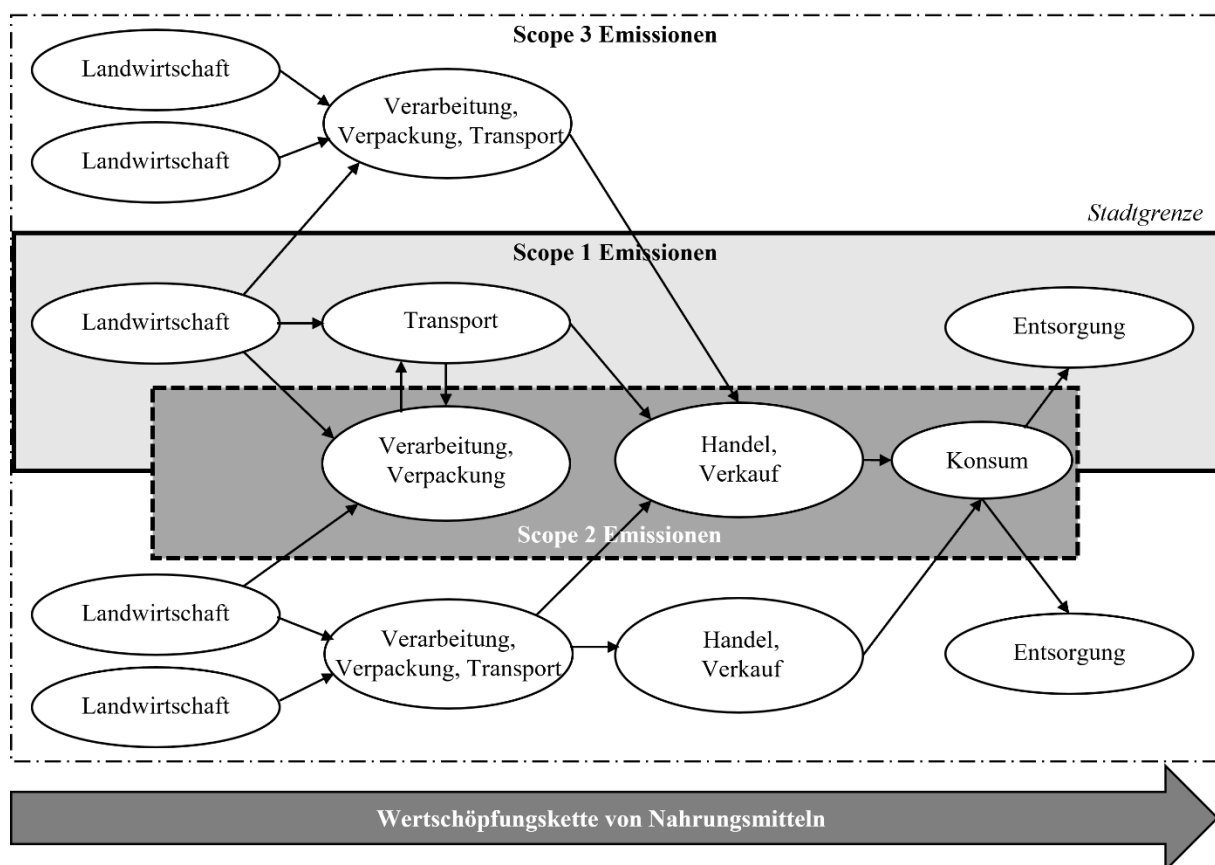


Abbildung 4: Quellen ernährungsbedingter THG-Emissionen einer Stadt nach dem Scope-Konzept des GPC (eigene Darstellung basierend auf Lombardi et al., 2017; World Resource Institute, 2014 und Kapitel 2.2)

Die Menge von THG-Emissionen wird in der Regel in einer Gewichtseinheit CO_2eq angegeben. Unter der Berücksichtigung der GWP (C. Smith et al., 2021) können so auch andere THG als CO_2 einheitlich gemessen werden. In der Regel werden gemäß dem Kyoto-Protokoll die THG

CO₂, CH₄, N₂O, HFCs, Perfluorcarbon, Schwefelhexafluorid und Stickstofftrifluorid berücksichtigt (UN, 1997). Die Menge an THG-Emissionen wird in der THG-Bilanzierung entweder gemessen oder kalkuliert. Aufgrund der Datenlage erfolgt aber meist eine Kalkulation auf Grundlage von Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren (EF). Aktivitätsdaten messen die Häufigkeit bzw. die Intensität einer Aktivität, die direkt oder indirekt THG verursacht. Darunter fallen beispielsweise Verbrauchsmengen von Energie wie Elektrizität, Konsummengen von Produkten und Dienstleistungen oder Transportentfernungen. Aktivitätsdaten werden in physischen (bspw. kg, km, kWh) oder monetären Einheiten (bspw. €) gemessen. EF geben die Emissionsintensität der Aktivität an und werden in der Menge (meist kg) an CO₂eq pro Einheit einer Aktivität gemessen. Je nach Datenlage können Aktivitätsdaten und EF als Primär- oder Sekundärdaten vorliegen. Das Ziel sollte es aber sein, Primärdaten zu nutzen, wenn dies möglich und angemessen ist (World Resource Institute, 2014).

3.2 Methodische Herangehensweisen in der städtischen THG-Bilanzierung

Es gibt derzeit keinen konsistenten globalen Standard bzw. keine global vereinbarte Methodik in der städtischen THG-Bilanzierung, was die Vergleichbarkeit zwischen Bilanzen häufig schwierig macht. Selbst innerhalb der EU oder sogar eines Staates werden verschiedene Herangehensweisen angewendet (Lombardi et al., 2017). Dabei ähneln sich die meisten Methodiken aber in den Grundsätzen, die im Folgenden dargestellt werden.

In der Literatur wird zwischen drei unterschiedlichen Herangehensweisen in der städtischen THG-Bilanzierung unterschieden: *Territoriale Bilanzierung* (TB), *konsumbasierte Bilanzierung* (KB) und *produktionsbasierte Bilanzierung* (PB) (Chen et al., 2019; European Environment Agency, 2013; Lin et al., 2015; Lombardi et al., 2017). In der TB, außerdem rein-geographische Bilanzierung (Lin et al., 2015), gebietsinterne Bilanzierung (Chavez & Ramaswami, 2013) oder im deutschen Praxisleitfaden Klimaschutz in Kommunen Territorialprinzip (Deutsches Institut für Urbanistik, 2018) genannt, werden alle THG-Emissionen berücksichtigt, die direkt durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe innerhalb der Stadtgrenzen entstehen und/oder die indirekt durch in der Stadt verbrauchte netzgespeiste Energie (bspw. Strom und Gas) entstehen (Lombardi et al., 2017). Die TB berücksichtigt demnach ausschließlich Scope 1 und 2 Emissionen. Der Ansatz der TB ging ursprünglich aus den IPCC Richtlinien für nationale THG-Bilanzierung hervor, welche vor allem dazu dient, Reduktionserfolge durch nationale politische Maßnahmen zu erfassen, bewerten und unter Staaten zu vergleichen (IPCC, 2006). Die Richtlinie berücksichtigt nur direkte THG-Quellen im betrachteten Gebiet. Aufgrund der kleinen Fläche von Stadtgebieten ist die Anwendung nicht sinnvoll, da bspw. die

Stromproduktion in Kraftwerken für gewöhnlich außerhalb der Stadtgrenzen stattfindet. So entwickelten Städte die TB weiter, um Scope 2 Emissionen ebenfalls einzubeziehen (Chen et al., 2019; Lombardi et al., 2017). Eine solche Weiterentwicklung lässt sich auch in der BSKO finden, die alle im betrachteten Territorium anfallenden Energieverbräuche und direkte THG-Emissionen durch Verkehr berücksichtigt und den verschiedenen Verbrauchssektoren zuordnet. Scope 1 Emissionen, die nicht energetisch bedingt sind (bspw. durch Landwirtschaft), und jegliche Scope 3 Emissionen werden aus Gründen der Vergleichbarkeit und unzureichenden Datenlage explizit ausgeklammert (Hertle et al., 2019). Ein ähnliches Prinzip verfolgt das sogenannte „Baseline Emissions Inventory“, veröffentlicht von der Europäischen Kommission, welches ebenfalls THG-Emissionen durch Endenergieverbräuche und Verkehr erfasst (Covenant of Mayors, 2010). In beiden Methodiken werden die Emissionsmengen durch die Multiplikation von Leistungsdaten der Energieverbräuche (bspw. kWh, Liter) mit entsprechenden EF (bspw. t CO₂eq/kWh) berechnet (Covenant of Mayors, 2010; Hertle et al., 2019). Die Vorteile der TB bestehen in der Datenverfügbarkeit, der einfachen Berechnungsmethodik und der Vergleichbarkeit (Gugel et al., 2020; Lenk et al., 2021). Darüber hinaus lassen sich spezifische Maßnahmen für die Verbrauchssektoren ableiten und dessen Reduktionserfolge in späteren Bilanzen genau abbilden (Deutsches Institut für Urbanistik, 2018). Die TB birgt allerdings in der Anwendung auf Städte auch Probleme: Mehr als die Hälfte aller Menschen weltweit wohnt in Städten, obwohl diese weniger als 3% der gesamten Landfläche einnehmen (Grimm et al., 2008, S. 757). Deswegen findet die Produktion von Waren und Gütern zu einem großen Teil außerhalb der Stadtgrenzen statt, sodass die daraus entstehenden indirekten THG-Emissionen in der TB vernachlässigt werden. Dementsprechend wird auch der Nahrungsmittelkonsum in der TB nicht berücksichtigt. Neben importierten Waren und Dienstleistungen werden weitere indirekte THG-Emissionen vernachlässigt, wie bspw. aus Abfall- und Abwassersystemen außerhalb der Stadtgrenzen oder Einwohner*innenkäufe außerhalb der Stadt. TB vernachlässigt also insgesamt alle Scope 3 Emissionen (vgl. Kapitel 3.1). Um diese Limitation zu überwinden, wurden die PB und KB entwickelt, die sozio-ökonomischen Daten mit THG-Emissionen verknüpfen (Chen et al., 2019, S. 5546; Ramaswami et al., 2008, S. 6456; Ramaswami et al., 2011).

Im PB werden THG-Emissionen anhand von Produktions- bzw. Wirtschaftsaktivität von Unternehmen und Haushalten, bspw. auf Grundlage des Bruttoinlandsprodukts (BIP), gemessen, unabhängig davon, wo die THG-Emissionen verursacht werden. Diese werden auch exportierte Emissionen genannt und umfassen auch einen Teil der Scope 3 Emissionen (Chen et al., 2019; Lombardi et al., 2017). Die Systemgrenzen der PB sind also nicht geographisch, sondern

ökonomisch zu setzen. Die Methodik nutzt allerdings die Ergebnisse einer TB. In der PB werden nämlich die territorialen THG-Emissionen zunächst wirtschaftlichen Aktivitäten zugeordnet, im zweiten Schritt exportierte THG-Emissionen addiert und dann THG-Emissionen, die durch nicht-ansässige Haushalte oder Unternehmen innerhalb der Stadtgrenze verursacht werden, subtrahiert (European Environment Agency, 2013). Dementsprechend werden TB und PB in der Literatur häufig gemeinsam als eine Herangehensweise betrachtet und nicht genauer differenziert (Arioli et al., 2020; Harris et al., 2020). PB berücksichtigt ebenfalls keine importierten Scope 3 Emissionen (Lombardi et al., 2017) und ist somit ebenfalls nicht geeignet zur Erfassung ernährungsbedingter THG-Emissionen.

Der Ansatz der KB, auch genannt Quellenprinzip (Deutsches Institut für Urbanistik, 2018), bezieht THG-Emissionen auf den Konsum der Stadt¹¹, unabhängig vom Ort des Konsums (Chen et al., 2019). Er berücksichtigt also alle THG-Emissionen, die direkt und indirekt durch den Konsum oder die Nutzung von Produkten, Gütern und Dienstleistungen entstehen, unter anderem auch durch den Konsum von Nahrungsmitteln. Somit erfasst die KB auch importierte Scope 3 Emissionen aus der gesamten Wertschöpfungskette (Lombardi et al., 2017). In einem konkreten Beispiel bedeutet dies, dass THG-Emissionen, die durch den Stromverbrauchs eines Bürogebäudes nicht dem Ort zugeordnet werden, an dem das Gebäude steht, sondern den Haushalten oder Unternehmen, welche die Leistung oder das Produkt des Bürogebäudes konsumieren (Ramaswami et al., 2011). Die KB wird mithilfe einer *Input-Output-Analyse* (IOA) oder *Lebenszyklusanalyse* (LCA) durchgeführt (Broekhoff et al., 2019; Chen et al., 2019). Eine IOA ordnet auf Grundlage von Geldflüssen produktionsbasierte Emissionen aus der Wertschöpfungskette den finalen Konsumpunkten nach Sektoren zu (Millward-Hopkins et al., 2017), während eine LCA die THG-Emissionen aus dem gesamten Lebenszyklus eines spezifischen Produkts oder einer Dienstleistung bewertet (International Organization for Standardization, 2006). Für beide Ansätze werden entweder Daten zu den Konsumausgaben oder -mengen benötigt (Broekhoff et al., 2019). Da der Konsum lokaler und importierter Produkte und Dienstleistungen berücksichtigt wird, wird KB als die umfassendste der drei Herangehensweisen eingeschätzt (Dahal & Niemelä, 2017). Weitere Vorteile sind, dass internationaler Handel berücksichtigt wird und eine konsumbasierte THG-Bilanz das Konsumverhalten auf weniger THG-intensive Produkte und Dienstleistungen lenken kann. Nachteile sind die komplexe Berechnung und die Datenlage, da für Städte häufig keine spezifischen Konsumdaten vorliegen. Außerdem wird durch KB die lokale Produktion teilweise von der lokalen Gesellschaft entkoppelt, da

¹¹ Der Konsum der Stadt umfasst den Konsum aller in der Stadt ansässigen Haushalte, Organisationen und öffentliche Einrichtungen

exportierte Emissionen nicht mehr berücksichtigt werden, und somit die Verantwortung zur THG-Reduktion abgegeben wird (Ramaswami et al., 2011). In Tabelle 2 werden zusammenfassend die drei unterschiedlichen Herangehensweisen miteinander verglichen.

In einigen Städten werden hybride Ansätze genutzt, um die Nachteile der drei Herangehensweisen zu kompensieren. Im hybriden Ansatz werden direkte THG-Emissionen mit der TB erfasst und indirekte THG-Emissionen mit der KB oder PB (Lombardi et al., 2017). Chen et al. (2019) fassen untersuchte hybride Ansätze als sogenannte „gemeinschaftsweite infrastruktur-basierte Bilanzierung“ zusammen. In dieser Herangehensweise werden direkte THG-Emissionen mit TB erfasst und indirekte THG-Emissionen durch Kerninfrastruktur der Stadt (bspw. Energie, Transport, Abfall- und Abwasserbehandlung, Baumaterialien) und Lebensmittelimporte durch KB erfasst (Chen et al., 2019). Die nachfrageorientierte hybride Lebenszyklus-Methodik, entwickelt von Ramaswami et al. (2008), erfasst direkte THG-Emissionen ebenso mithilfe der TB auf Grundlage der Endenergieverbräuche, ähnlich wie in der BSKO. Darüber hinaus werden Transportemissionen an Land und in der Luft für Strecken innerhalb und außerhalb der Stadt mit einem eigenen Verfahren erfasst. Indirekte Emissionen durch den Konsum sogenannter städtischer Kerngüter werden mithilfe des KB auf Grundlage von LCA berechnet. Als Kerngüter werden Nahrungsmittel, Wasser, Treibstoffe und Zement verstanden (Ramaswami et al., 2008). Andere Ansätze gehen allgemeingültiger vor und erfassen indirekte Emissionen der essenziellen Infrastruktur. Als essenzielle Infrastruktur für eine Stadt gilt diejenige, bei der die Nutzung eines Gutes oder einer Leistung mit dem BIP der Stadt stark korreliert (Chavez & Ramaswami, 2013). Bei einem hybriden Ansatz besteht die Gefahr der Doppelerfassung von Emissionen, da die Wertschöpfungskette von Produkten teilweise schon innerhalb der Stadtgrenzen stattfindet und somit möglicherweise bereits in Scope 1 oder 2 Emissionen enthalten sind (Lenzen et al., 2007).

KB ist die einzige Herangehensweise in der städtischen THG-Bilanzierung, die ernährungsbedingte THG-Emissionen einer Stadt erfassen kann. Auch hybride Methodiken wenden in der Erfassung ernährungsbedingter THG-Emissionen den KB an, auch wenn für die gesamte Bilanzierung teilweise andere Herangehensweisen gewählt werden. Deshalb werden im folgenden Kapitel Methodiken zur Anwendung der KB dargestellt.

Tabelle 2: Methodische Herangehensweisen in der städtischen THG-Bilanzierung (eigene Darstellung basierend auf European Environment Agency, 2013; Lombardi et al., 2017)

Name	TB	PB	KB
Geographische Grenze	Innerhalb der Stadtgrenze	Inner- und außerhalb der Stadtgrenze	Inner- und außerhalb der Stadtgrenze
Scopes	1, 2	1, 2, 3 (export)	1, 2, 3 (import)
Datenbasis	Treibstoff- und Energieverbräuche	Territoriale Emissionen, ökonomische Daten	Konsumdaten
Erfassung Ernährungsbedingte THG-Emissionen?	Unzureichend	Unzureichend	Ja

3.3 Konsumbasierte THG-Bilanzierung in Städten

KB erfasst die THG-Emissionen einer Stadt, die im Lebenszyklus konsumierter Produkte, Güter oder Dienstleistungen direkt und indirekt entstehen (vgl. Kapitel 2.2). Die THG-Emissionen, die in der Produktion von Gütern und Dienstleistungen entstehen, werden also unabhängig vom Produktionsort auf den Konsum der Stadt zurückgeführt (European Environment Agency, 2013). Die Berechnung dieser Emissionen funktioniert grundsätzlich immer nach dem gleichen Schema: Zunächst werden die Konsummengen der Produkte und Dienstleistungen gemessen, kalkuliert oder geschätzt. Die Konsummenge wird dann mit einem entsprechenden EF multipliziert (Broekhoff et al., 2019). Vereinfacht lautet die Berechnungsformel von konsumbedingten THG-Emissionen also wie folgt:

$$\text{Menge THG_Emissionen} = \sum_i [\text{Konsummenge von } i * \text{Emissionsfaktor für } i]$$

Für diese Berechnung müssen im Vorhinein Daten zu den Konsummengen und EF gesammelt werden. Spezifische Daten zum Konsum liegen auf Stadtebene meist nicht vor (Broekhoff et al., 2019), sodass in verschiedenen Studien Daten herunterskaliert wurden, die auf höherer Ebene (bspw- national) vorliegen. Millward-Hopkins et al. (2017) nutzten in der KB für Bristol nationale Statistiken zu Ausgaben der Regierung und Konsumausgaben der Haushalte, die mithilfe von demographischen Strukturdaten für Bristol herunterskaliert wurden. In der konsumbasierten THG-Bilanz von San Francisco wurde eine Formel entwickelt, welche die spezifischen Konsumausgaben jeder Stadt in den USA auf Grundlage von nationalen Konsumausgaben und der Verteilung von Haushaltsmerkmalen in der Stadt berechnet (Jones, 2020). Lenk et al. (2021) nutzen zur KB für den Berliner Stadtteil Wedding Konsumdaten der gesamten Stadt

Berlin und skalierten sie mithilfe von Haushaltsstrukturdaten des Bezirks Berlin Mitte¹² herunter. Die genauen Vorgehensweisen der genannten Untersuchungen werden näher in Kapitel 3.4 dargestellt. Für den Konsum von Energie können neben Konsumstatistiken auch Abrechnungsdaten der Energieanbieter genutzt werden (Broekhoff et al., 2019; Froemelt et al., 2018). Konsummengen können in monetärer oder physischer Form vorliegen. Monetäre Konsumausgaben werden in ausgegebenen Währungseinheiten (bspw. €) für ein Produkt oder eine Dienstleistung gemessen. Physische Konsumdaten werden in einer physischen Mengeneinheit (bspw. Gewicht in g, Volumen in l) eines Produkts oder einer Dienstleistung gemessen (Broekhoff et al., 2019). Je nachdem, in welcher Form die Konsumdaten vorliegen und was das Ziel der Untersuchung ist, können EF entweder auf Grundlage einer IOA oder von prozessbasierten LCA genutzt werden (Broekhoff et al., 2019; Chen et al., 2019; Larsen & Hertwich, 2009; Lombardi et al., 2017; Ramaswami et al., 2008). Eine IOA erfasst nach Sektoren alle benötigten Materialien und Vorleistungen (Input), die zur Produktion der konsumierten Güter und Dienstleistungen (Outputs) innerhalb eines Gebiets benötigt werden (Larsen & Hertwich, 2009). Sie besteht aus sehr umfassenden Tabellen, welche die Zusammenhänge aller Produkt- und Dienstleistungsflüsse zwischen verschiedenen Sektoren abbilden. Die Daten liegen dabei in monetärer Form vor (Broekhoff et al., 2019). Ordnet man nun den Produktionssektoren bzw. den Inputs territoriale THG-Emissionen zu, lassen sich durchschnittliche Emissionsintensitäten bzw. EF für die Endkonsumsektoren oder Produktkategorien ermitteln (Larsen & Hertwich, 2010). Eine IOA, in der den Inputs ökologische Faktoren zugewiesen werden, nennt man auch Umwelt-IOA (Jones, 2020; Lombardi et al., 2017). Ein Problem dabei ist, dass so allerdings die gleichen EF für importierte und lokal produzierte Güter und Dienstleistungen angenommen werden. Dieses Problem können multiregionale oder sogar globale IOA umgehen, in denen Emissionsintensitäten den verschiedenen Herkunftsregionen der Importe zugewiesen werden können (Chen et al., 2019). Wenn spezifische Input-Output Tabellen für die Stadt vorliegen, ist eine IOA bzw. Umwelt-IOA sehr gut dazu geeignet, aus einer Top-down-Perspektive die gesamten THG-Emissionen einer Stadt zu erfassen und die größten Verursachungssektoren zu identifizieren. Es können allerdings keine spezifischen Produkte untersucht werden, sodass auch nicht der Umstieg auf einzelne ökologischere Produkte und Dienstleistungen (bspw. Recycling-Papier oder Bio-Lebensmittel) modelliert werden kann (Larsen & Hertwich, 2009). LCA untersuchen nach dem Bottom-up-Prinzip die einzelnen Phasen des gesamten Lebenszyklus einzelner Produkte oder Dienstleistungen auf ihre Umweltauswirkungen. Unter anderem

¹² Wedding ist ein Stadtteil des Bezirks Berlin Mitte

werden auch Klimaauswirkungen in Form der Menge an THG-Emissionen, die entlang des Lebenszyklus ausgestoßen werden, berücksichtigt. Aus den Ergebnissen einer LCA kann dementsprechend auch ein EF abgeleitet werden (International Organization for Standardization, 2006). Für die Nutzung von LCA- EF für die KB werden Konsumdaten der Haushalte, Organisationen und öffentlichen Verwaltung der Stadt mit den entsprechenden EF multipliziert, um die THG-Emissionsmengen zu erhalten (Froemelt et al., 2018). Das Stockholm Environment Institute empfiehlt physische Konsumdaten (bspw. Gewicht) für diese Methodik zu nutzen, weist aber auch darauf hin, dass andere Einheiten je nach Datenlage verwendet werden können (Broekhoff et al., 2019, S. 9). Die Berechnungsmethodik folgt außerdem dem GHG Protocol (World Resource Institute; World Resource Institute, 2013), dem gängigen Standard zur Berechnung von Scope 3 THG-Emissionen. Die KB auf Basis von LCA wird von verschiedenen Autor*innen als präzise, transparent und gut geeignet für Mikrosysteme, spezifische Produkte und Fallstudien bewertet (Chen et al., 2019; Larsen & Hertwich, 2009, 2010; Lombardi et al., 2017). Darüber hinaus können die differenzierten Ergebnisse einer prozessbasierten LCA als bessere Entscheidungsgrundlage für politische Entscheidungen dienen, da Emissionshotspots genauer identifiziert werden können (Broekhoff et al., 2019; Larsen & Hertwich, 2010). Jedoch kann dieses Vorgehen mit großem Aufwand und Unsicherheiten verbunden sein. Es ist kaum realistisch, vollumfassende Informationen zu den Mengen aller konsumierten Produkte und Dienstleistungen in einer Stadt zu erfassen (Chen et al., 2019). Außerdem werden die THG-Emissionen aus Dienstleistungen und durch Kapitalgüter mit physischen LCA-EF meist schlecht erfasst (Larsen & Hertwich, 2010). Der Konsum der öffentlichen Verwaltung kann je nach Produktgruppe nicht immer vollständig mit prozessbasierten LCA erfasst werden (Larsen & Hertwich, 2009). LCA-EF können zahlreichen Datenbanken (z.B. ecoinvent, o.J.; Nielsen et al., 2007; Umweltbundesamt, o.J.) oder Studien (z.B. Clune et al., 2017; Nieberg, 2009; Reinhardt et al., 2020) entnommen werden. Die Auswahl geeigneter EF wird in der Vorbereitung der Datengrundlage (vgl. Kapitel 0) unter Berücksichtigung der verfügbaren Daten diskutiert. Ein Vergleich der beiden Herangehensweisen wird zusammenfassend Tabelle 3 dargestellt. IOA eignen sich somit für einen großen Erfassungsrahmen (bspw. Staat) und LCA für einen kleinen Erfassungsrahmen (bspw. Produkt) (Peters, 2010). Für die Erfassung der gesamten THG-Emissionen einer Stadt wurden deshalb außerdem hybride Ansätze entwickelt, um Vorteile beider Methodiken zu vereinen und die verfügbaren Datengrundlagen bestmöglich auszunutzen (Bolin et al., 2013; Good Company, 2017; Larsen & Hertwich, 2009; Nässén et al., 2015; Onat et al., 2014).

Tabelle 3: Vergleich der Herangehensweisen in KB (eigene Darstellung basierend auf Broekhoff et al., 2019; Lombardi et al., 2017)

	IOA	Prozessbasierte LCA
Ansatz	Top-down	Bottom-up
Datenbasis	Monetäre Konsumausgaben	Physische Konsummengen
Anwendung	Ganzheitliche Bilanzierung	Einzelne Produkte, spezifische Fallstudien
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> - Erfassung der gesamten THG-Emissionen - Monetäre Konsumausgaben meistens auf mind. nationaler Ebene verfügbar - Konsistente Methodik, die Vergleichbarkeit zwischen Städten ermöglicht 	<ul style="list-style-type: none"> - In Theorie sehr genau - Genaue Aufgliederung der Emissionsquellen nach einzelnen Gütern - Primäre Konsumdaten der Stadt können genutzt werden - Alternatives Konsumverhalten kann modelliert werden
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> - Komplexes Input-Output-Modell der Stadt benötigt - Ungenau: Input-Output-Sektoren werden als ganzes erfasst 	<ul style="list-style-type: none"> - Daten zu physischen Konsummengen häufig nicht verfügbar - Gesamter Konsum kann nicht erfasst werden

3.4 Praxisbeispiele zur Berücksichtigung von Ernährung in THG-Bilanzen

Da in Städten häufig eine ähnliche Datenlage vorliegt, können Praxisbeispiele der KB für die spätere Methodik-Entwicklung Hilfestellungen anbieten. Außerdem können die Ergebnisse dieser Thesis durch den Vergleich mit Praxisbeispielen besser eingeordnet werden. Deshalb stellt dieses Kapitel praktische Beispiele von THG-Bilanzen vor, die ernährungsbedingte THG-Emissionen berücksichtigen.

Die meisten deutschen Städte nutzen BSKO zur THG-Bilanzierung, die einen endenergiebasierten Territorialansatz verfolgt (z.B. Energiereferat Stadt Frankfurt am Main, 2020; Kenkmann et al., 2017; Stadt Leipzig, o.J.; Stadt Nürnberg, o.J.). Aus diesem Grund finden sich in Deutschland nur wenige Beispiele von THG-Bilanzen, die Ernährung berücksichtigen. Die bereits in der Einleitung genannte Untersuchung des IÖW von regionalen Klimaschutzkonzepten in Deutschland ergab, dass nur eine THG-Bilanz der untersuchten Konzepte nach dem Verursacherprinzip erstellt wurde und somit Ernährung als THG-Quelle berücksichtigt (Riousset et al., 2020). Dabei handelt es sich um die Gemeinde Niestetal in Hessen, welche Konsum und Ernährung als eigene Verursachungsbereiche in ihrer THG-Bilanz berücksichtigt. Demnach wurden in Niestetal im Jahr 2009 17.437 t CO₂eq durch Ernährung verursacht, was wiederum 12%

der Gesamtemissionen darstellt. Wie die Emissionen berechnet wurden, kann allerdings nicht nachvollzogen werden (Darge et al., 2009). Darüber hinaus existieren in deutschen regionalen Klimaschutzkonzepten und THG-Bilanzen lediglich Ansätze zur ungefähren Einschätzung, in welchem Verhältnis ernährungsbedingte THG-Emissionen zu den energiebedingten THG-Emissionen stehen, basierend auf Durchschnittswerten zum deutschen Ernährungsverhalten. In den Klimaschutzkonzepten der Städte Mohnheim am Rhein, Neuenrade und Datteln sowie des Landkreises Heinsberg, alle erstellt durch die gertec GmbH Ingenieurgesellschaft, wurde jeweils die THG-Bilanz mit möglichen THG-Emissionen durch Konsum und Ernährung verglichen (Kreis Heinsberg, 2017; Stadt Datteln, 2020; Stadt Mohnheim am Rhein, 2021; Stadt Neuenrade, 2020). In allen vier Berechnungen wurde das Online-Tool „CO₂-Spiegel“ (Klimaschutz- und Energie-Beratungsagentur Heidelberg - Rhein-Neckar-Kreis gGmbH, o.J.) mit der Annahme einer gewöhnlichen Ernährungsweise genutzt. Demnach werden durchschnittlich je Einwohner*in 1,6 t CO₂eq im Jahr durch Ernährung verursacht. In Mohnheim sind das etwa 30% (Stadt Mohnheim am Rhein, 2021), in Neuenrade etwa 17% (Stadt Neuenrade, 2020), in Datteln etwa 24% (Stadt Datteln, 2020) und in Heinsberg etwa 18% (Kreis Heinsberg, 2017) im Verhältnis zu den energiebedingten pro-Kopf THG-Emissionen. Eine Aussage über das Verhältnis zu den gesamten Pro-Kopf-Emissionen lässt sich allerdings nicht treffen, da die ermittelten ernährungsbedingten Pro-Kopf-Emissionen teilweise auch von den energiebedingten THG-Emissionen umfasst werden, bspw. durch den Stromverbrauch im örtlichen Supermarkt. Lenk et al. (2021) führten für den Stadtteil Berlin-Wedding eine TB und eine KB durch. Für die KB wurden als Datengrundlage Ergebnisse einer deutschlandweit durchgeführten Konsument*innenbefragung, genannt Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS), genutzt. Die Ergebnisse der EVS liegen auf Länderebene vor (Statistisches Bundesamt, 2020), sodass für Berlin-Wedding die Ergebnisse des gesamten Bundeslandes Berlin genutzt wurden. Da die EVS nach Haushalten ausgewertet wird, wurden mithilfe von Haushaltsstrukturdaten des Bezirks Berlin-Mitte die Konsumdaten für Wedding herunterskaliert. Mithilfe einer Umwelt-IOA und den herunterskalierten Konsumausgaben aus der EVS wurden dann die THG-Emissionsmengen kalkuliert. Die Ergebnisse zeigen, dass ernährungsbedingte THG-Emissionen in Wedding mit etwa 117.000 t CO₂eq 29% der konsumbasierten THG-Bilanz bilden und somit nach dem Wohnen die zweitgrößte THG-Quelle darstellen. Das sind etwa 1,37 t CO₂eq pro Einwohner*in Weddings. Die Untersuchung vergleicht außerdem die THG-Quellen nach den THG CO₂, CH₄ und N₂O. Tierische Produkte bilden dabei mit 64% die größte CH₄ Quelle und Weizen mit 69% die größte N₂O-Quelle. Der Vergleich mit der TB zeigt entgegen den Ausführungen in Kapitel 3.2 ein fast identisches Gesamtergebnis. Dies ist allerdings auf den sehr großen

Energieverbrauch eines in Wedding ansässigen Unternehmens zurückzuführen (Lenk et al., 2021).

Eine KB auf Basis von LCA wurde von Froemelt et al. (2018) für die ländliche Gemeinde Zernez in der Schweiz durchgeführt. Zur Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen wurde die Schweizer Haushaltsbudget-Studie aus dem Jahr 2012 als Datengrundlage verwendet. Diese liefert die Konsumausgaben für verschiedene Lebensmittelkategorien sowie Konsummengen eigens angebaute Lebensmittel eines schweizerischen durchschnittlichen Haushaltes. Da die Haushaltsbudget-Studie allerdings nicht den Verzehr von Lebensmitteln außer Haus berücksichtigt, wurde dieser auf Grundlage einer Befragung von Restaurants und Hotels in der Schweiz geschätzt. Die LCA-EF wurden aus einer Untersuchung von Saner et al. (2016) entnommen. Da diese EF allerdings weder den Transport zum Verkaufsort noch den Energieverbrauch am Verkaufsort berücksichtigen, wurden diese separat mithilfe von Daten der örtlichen Supermärkte berechnet. Die Auswertungen ergaben, dass in Zernez Ernährung für 1.700 t CO₂eq verantwortlich ist. Das sind etwa 17% der gesamten konsumbasierten THG-Emissionen der Gemeinde und 1,7 t CO₂eq je Einwohner*in. Auch in dieser Untersuchung ist bemerkenswert, dass im Vergleich die TB ein ähnliches Ergebnis erzielt. Der Grund besteht in dieser Fallstudie darin, dass die Gemeinde sehr ländlich ist und THG-Emissionen aus der Landwirtschaft über 70% der territorialen THG-Bilanz einnehmen (Froemelt et al., 2018).

Zur Berechnung der konsumbasierten THG-Bilanz der britischen Stadt Bristol nutzten Millward-Hopkins et al. (2017) eine Umwelt-IOA, welche die durchschnittlichen Emissionsintensitäten von 110 Sektoren in Großbritannien und 26 Sektoren aus globalen Regionen liefert. Der Konsum in diesen Sektoren wurde nationalen Statistiken für Konsumausgaben der Regierung und der Haushalte entnommen. Die Konsumausgaben der Regierung wurden dabei auf pro-Kopf-Basis für Bristol heruntergerechnet mit der Annahme, dass die lokale Administration in Bristol je Einwohner*in die gleichen Konsumausgaben hat wie die nationale Regierung. Die Konsumausgaben der Haushalte wurden mithilfe von demographischen Daten für Bristol herunterskaliert. Das Ergebnis wurde für das Jahr 2010 berechnet und zeigt, dass der Sektor Landwirtschaft, Ernährung und Fischerei die größte THG-Quelle mit etwa 1,6 Mt CO₂eq und 23% der gesamten konsumbasierten THG-Emissionen ist, was etwa 3,5 t CO₂eq je Einwohner*in entspricht. Das Gesamtergebnis der KB ist etwas mehr als doppelt so hoch wie das Ergebnis der TB (Millward-Hopkins et al., 2017).

Die konsumbasierte THG-Bilanz von San-Francisco für das Jahr 2015 wurde ebenfalls mithilfe einer Umwelt-IOA, kombiniert mit Daten aus einer nationalen Befragung zum Konsum der Haushalte. Die Methodik zur Herunterskalierung der Konsumdaten für San Francisco

unterscheidet sich allerdings zu den anderen Praxisbeispielen. Zuvor wurden nämlich Haushaltsmerkmale auf die Korrelation mit dem Konsumverhalten analysiert. Die identifizierten Haushaltsmerkmale mit einem hohen Einfluss auf das Konsumverhalten sind Einkommen, Personenzahl im Haushalt, Raumanzahl der Wohnsituation des Haushalts, Eigentumsverhältnis zum Zuhause (Eigentum oder Miete), Bildungsgrad und Anzahl der genutzten Fahrzeuge. Mit diesen Merkmalen wurde dann eine Formel aufgestellt, welche die spezifischen Konsumausgaben jeder Stadt in den USA auf Grundlage der nationalen Konsumausgaben und der Verteilung von Haushaltsmerkmalen berechnet. Die Berechnung ergab, dass Ernährung 7,8 t CO₂eq Emissionen je Haushalt in San Francisco verursacht, was 21% der gesamten THG-Emissionen je Haushalt und bei einer durchschnittlichen Haushaltsgröße von etwa 2,5 Personen etwa 3,1 t CO₂eq je Einwohner*in entspricht. Innerhalb der ernährungsbedingten THG-Emissionen bilden der Verzehr von Lebensmitteln außer Haus mit 2,3 t CO₂eq und Fleisch mit 1,3 t CO₂eq die größten THG-Quellen (Jones, 2020).

Weitere konsumbasierte THG-Bilanzen, die mithilfe ähnlicher zuvor beschriebener Methodiken erstellt wurden, werden im Folgenden beispielhaft zusammengefasst. In der schwedischen Stadt Göteborg wurden ernährungsbedingte THG-Emissionen auf Grundlage nationaler durchschnittlicher Konsummengen pro Einwohner*in berechnet. 19% der THG-Emissionen einer durchschnittlichen Person aus Göteborg werden demnach durch Ernährung verursacht und dies stellt die zweitgrößte THG-Quelle dar (Bolin & Larsson, 2014). In London wurde die konsumbasierte THG-Bilanz mithilfe einer Umwelt-IOA erstellt. Demnach werden in London etwa 10% der gesamten THG-Emissionen durch Ernährung verursacht (Greater London Authority, 2014). In Eugene, Oregon, wurden für die THG-Bilanzierung durchschnittliche Konsumdaten des Bundesstaates mit lokalen Daten ergänzt und dann mit einer Umwelt-IOA die THG-Emissionen berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass durch Ernährung im Jahr 2013 in Eugene 554.288 t CO₂eq verursacht wurden und mit 16% die größte THG-Quelle der untersuchten Kategorien darstellte (Good Company, 2017). In THG-Bilanzen, die nach einer konsumbasierten Methodik aufgestellt wurden, befindet sich der Anteil ernährungsbedingter THG-Emissionen also in einem Bereich von 15-30%. Außerdem bilden überregionale Statistiken zum Konsum der Haushalte meist die Datenbasis und die EF werden meist einer Umwelt-IOA entnommen. Eine weitere Untersuchung von Świąder et al. (2018) stellte zwar keine THG-Bilanz auf, ermittelte aber den ökologischen Fußabdruck durch Ernährung in der polnischen Stadt Breslau. Dabei bildete die Berechnung verursachter THG-Emissionen mithilfe von LCA unter anderem einen Teil der Arbeit. Als Datengrundlage wurden statistische Informationen zum Lebensmittelkonsum in polnischen Großstädten mit mehr als 500.000 Einwohner*innen mit den

statistischen Informationen über Lebensmittelkonsum in der Republik¹³, in der sich Breslau befindet, kombiniert. Berücksichtigt wurden aus Vergleichbarkeitsgründen nur diejenigen Lebensmittelkategorien, die in Europa am meisten konsumiert werden und 61% des Lebensmittelkonsums ausmachen (Notarnicola et al., 2017). Die EF dieser Lebensmittelkategorien wurden Monforti-Ferrario et al. (2015) entnommen. Die Berechnung ergab, dass 441.579 tCO₂eq durch die ausgewählten Produktkategorien in Breslau verursacht werden. Die größten THG-Quellen bilden tierische Lebensmittel, die mehr die Hälfte der gesamten THG-Emissionen verursachen, obwohl fast dreimal so viele pflanzliche Lebensmittel konsumiert wurden. Die ernährungsbedingten THG-Emissionen je Einwohner*in ergeben 0,7 t CO₂eq (Świąder et al., 2018).

Abbildung 5 vergleicht abschließend die Ergebnisse der zuvor dargestellten THG-Bilanzen. Die vergleichsweise hohe Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen je Einwohner*in in Bristol lässt sich damit erklären, dass direkte THG-Emissionen aus Landwirtschaft und Fischerei und indirekte ernährungsbedingte THG-Emissionen zusammengefasst wurden. In den USA scheinen die ernährungsbedingten THG-Emissionen pro Person höher zu sein als in Europa. Für Breslau wurde eine geringe Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen kalkuliert, da wie vorher beschrieben nur die meistkonsumierten Lebensmittelkategorien in der EU berücksichtigt wurden.

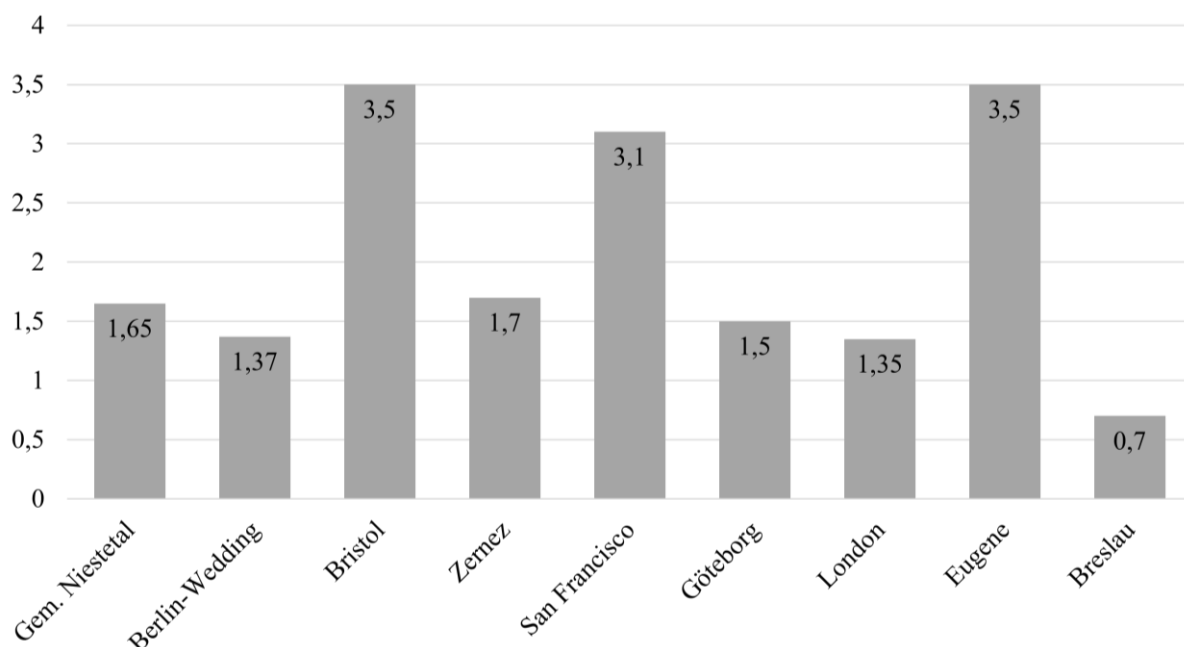


Abbildung 5: Ernährungsbedingte THG-Emissionen in t CO₂eq je Einwohner*in verschiedener Städte und Gemeinden (eigene Darstellung basierend auf Darge et al., 2009; Froemelt et al., 2018; Good Company, 2017; Greater London Authority, 2014; Jones, 2020; Lenk et al., 2021; Ljungstedt, 2017; Millward-Hopkins et al., 2017; Świąder et al., 2018)

¹³ Vergleichbar mit deutschen Bundesländern

4 Quantitative Erfassung der THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg

Nachdem soeben die gegebene Studienlage ausführlich dargelegt wurde, soll in diesem Kapitel nun die Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg in den Fokus gerückt werden, welche den zentralen Forschungsgegenstand dieser Arbeit darstellt. Dazu wird zunächst ein Vergleichswert basierend auf deutschlandweiten Durchschnittsdaten berechnet. Aufbauend auf der Theorie, den Praxisbeispielen und der vorliegenden Datenlage ist eine geeignete Methodik für die Stadt Oldenburg entwickelt worden, die im nächsten Schritt erläutert werden soll. Bevor die eigentliche Berechnung stattfinden kann, wird die vorliegende Datengrundlage entsprechend vorbereitet. Liegt ein Basiswert zu den ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg vor, werden auf Grundlage dessen verschiedene Szenarien berechnet.

4.1 Vorläufige Berechnung ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg

In einem ersten Schritt ist es sinnvoll, die Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg anhand nationaler Durchschnittswerte zu berechnen, um die späteren Ergebnisse bewerten und einordnen zu können. Es wird eine ähnliche Vorgehensweise wie in Mohnheim am Rhein, Neuenrade, Datteln und Heinsberg gewählt (vgl. Kapitel 3.4). Dazu werden der CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes (KlimAktiv gGmbH et al., 2021) sowie das Tool „CO₂-Spiegel“ der Klimaschutz- und Energie-Beratungsagentur Heidelberg-Rhein-Neckar-Kreis gGmbH (Klimaschutz- und Energie-Beratungsagentur Heidelberg - Rhein-Neckar-Kreis gGmbH, o.J.) genutzt. Diese Tools berechnen eine persönliche THG-Jahresbilanz auf Grundlage von Durchschnittswerten und der Angabe verschiedener Lebensumstände und -weisen. Beide Tools bieten die Möglichkeit, in der Berechnung verschiedene Ernährungsweisen zu berücksichtigen und weisen im Ergebnis Ernährung als eigene THG-Quelle aus. Die Multiplikation der Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen pro-Kopf mit der Einwohner*innenzahl Oldenburgs ergibt die vorläufige Gesamtmenge ernährungsbedingter THG-Emissionen der Stadt Oldenburg. Bei beiden Tools wird jeweils ein Szenario mit einer konventionellen Mischernährung¹⁴ und ein Szenario mit einer ökologischen vegetarischen Ernährung¹⁵ berechnet. Die aktuelle Einwohner*innenzahl Oldenburgs vom 31.03.2021 beträgt 170.381 (Stadt Oldenburg, o.J.). Die Gesamtemissionen der aktuellen endenergiebasierten THG-Bilanz der Stadt

¹⁴ Annahmen CO₂-Rechner: Mischkost, teilweise regional, saisonal gemischt, keine Bio-Produkte; Annahmen CO₂-Spiegel: normale Ernährungsweise, Supermarkt, ab und zu saisonal, gelegentlich Tiefkühl, nie öko

¹⁵ Annahmen CO₂-Rechner: vegetarisch, vorwiegend regional, vorwiegend saisonal, teilweise Bio; Annahmen CO₂-Spiegel: vegetarisch, regional, vorwiegend saisonal, nie Tiefkühl, gelegentlich öko

Oldenburg aus dem Jahr 2019 beträgt 1.198.000 t CO₂eq (Stadt Oldenburg, 2021a). Die daraus resultierenden Ergebnisse sind in Tabelle 4 abgebildet. Bei einer durchschnittlichen konventionellen Mischernährung einer deutschen Person würden die ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg zwischen etwa 288.000t und 300.00t CO₂eq betragen. Die Ergebnisse bewegen sich in Bezug auf das Verhältnis zur endenergiebasierten THG-Bilanz in einem ähnlichen Bereich wie in Mohnheim am Rhein, Neuenrade, Datteln und Heinsberg. Der Umstieg von einer konventionellen Mischernährung auf eine ökologische vegetarische Ernährung würde in diesen Berechnungen eine THG-Reduktion von etwa einem Drittel bedeuten.

Tabelle 4: Vorläufige Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg (eigene Darstellung)

Szenario	Konventionelle Mischernährung		Ökologische vegetarische Ernährung	
	CO ₂ -Rechner	CO ₂ -Spiegel	CO ₂ -Rechner	CO ₂ -Spiegel
THG-Emissionen pro Kopf (t CO₂eq)	1,69	1,76	1,16	1,10
THG-Emissionen Oldenburg (t CO₂eq)	287.944	299.871	197.642	187.419
Verhältnis aktuelle THG-Bilanz Oldenburgs	24%	25%	16%	15%

4.2 Datenlage

Zur Berücksichtigung ernährungsbedingter THG-Emissionen in einer städtischen THG-Bilanz nach dem KB-Prinzip werden Daten zu den konsumierten Lebensmitteln einer Stadt benötigt. Das Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (ifeu) schätzt die Datenverfügbarkeit in Städten und Kommunen zur Berechnung nicht-energetischer THG-Emissionen schlecht ein (Gugel et al., 2020). Nach Recherche und Austausch mit der Stadtverwaltung und dem Ernährungsrat existieren auch für die Stadt Oldenburg keine quantitativen Daten zum Konsum bzw. Ernährungsverhalten. Ähnlich wie in konsumbasierten THG-Bilanzen anderer Städte, lassen sich mögliche Datengrundlagen für das Konsumverhalten in Bezug auf Ernährung auf einer höheren Verwaltungsebene, in Deutschland auf Länder- oder Bundesebene, finden (Jones, 2020; Lenk et al., 2021; Millward-Hopkins et al., 2017). Auf Bundesebene bildet der Ernährungsreport 2021 der forsa Politik- und Sozialforschung GmbH, welcher vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) in Auftrag gegeben wurde, eine aktuelle Datenquelle zum Ernährungsverhalten in Deutschland. In diesem finden sich allerdings nur Angaben dazu, welcher Anteil der befragten Personen wie häufig bestimmte Lebensmittelgruppen täglich zu sich nimmt. Absolute Mengenangaben konsumierter Lebensmittel über einen

gewissen Zeitraum kann der Ernährungsreport nicht liefern (forsa Politik- und Sozialforschung GmbH, 2021). Genauere Daten über die täglichen Mengen verzehrter Lebensmittel nach verschiedenen Personenmerkmalen kann die Nationale Verzehrsstudie II des Max-Rubner-Instituts liefern. Die Studie ist allerdings aus dem Jahr 2008 und spiegelt somit nicht mehr das aktuelle Ernährungsverhalten in Deutschland bzw. Oldenburg wider (Max Rubner-Institut, 2008). Das Haushalts- oder Verbraucherpanel des Marktforschungsunternehmens „Growth for Knowledge“ bildet kontinuierlich und aktuell das Konsumverhalten von Haushalten und Einzelpersonen nach verschiedenen demografischen Merkmalen und auch nach dem ungefähren Wohnort ab (Lopez Sanchez, 2019). Das Max-Rubner-Institut greift in Forschungen ebenfalls auf diese Daten zurück, bspw. im Produktmonitoring (Demuth et al., 2021). Diese Datengrundlage könnte dementsprechend geeignet für das vorliegende Forschungshaben sein, ist allerdings nur kostenpflichtig verfügbar und somit nicht nutzbar im Rahmen dieser Thesis.

Einige der bereits vorgestellten THG-Bilanzen nutzten nationale Statistiken zu Konsumausgaben (vgl. Kapitel 3.4). Lenk et al. (2021) nutzten in diesem Rahmen bspw. Daten aus der EVS. Die aktuellsten Ergebnisse der EVS aus dem Jahr 2018 liefern detaillierte Daten über Konsumausgaben und -mengen der Haushalte in Deutschland. Die niedrigste Auswertungsebene sind die Bundesländer. Unter anderem dokumentierten die teilnehmenden Haushalte jeweils einen Monat lang ihre Ausgaben für verschiedene Nahrungsmittel sowie deren Mengen (Statistisches Bundesamt, 2020). In Niedersachsen nahmen 922 Haushalte an der Feinaufzeichnung der Aufwendungen für Lebensmittel teil. Die Ergebnisse wurden dann auf die Gesamtheit von rund 3,9 Millionen Haushalten hochgerechnet und in einer Excel Datei zusammengefasst, welche über die Seite des Landesamtes für Statistik Niedersachsen (LSN) abrufbar ist (LSN, 2018). Diese Datei umfasst exakte Angaben über die Mengen und Ausgaben konsumierter Nahrungsmittelkategorien pro Haushalt und pro Monat im Jahr 2018. Die Lebensmittelkategorien lauten Brot und Getreideerzeugnisse, Fleischwaren, Fischwaren und Meeresfrüchte, Milchprodukte und Eier, Speisefette, Obst, Gemüse, Zucker und Süßwaren sowie Getränke und sind jeweils nach weiteren Unterkategorien gegliedert. Darüber hinaus werden auch Ausgaben für den Verzehr von Lebensmitteln außer Haus inklusive Kantinen und Mensen sowie für den Lieferservice dokumentiert. Die angegebenen Konsummengen umfassen neben den Einkäufen auch Entnahmen aus eigener Landwirtschaft oder dem Garten sowie Sachentlohnungen durch den Arbeitgeber. Die Konsummengen und -ausgaben sind nach verschiedenen Haushaltsmerkmalen darstellbar, wie bspw. Einkommensverhältnisse, sozialer Stellung, Haushaltstyp oder Haushaltsgröße (LSN, 2018).

Liegen Konsumdaten auf Haushaltsebene vor, wie es bei der EVS der Fall ist, werden Haushaltsstrukturdaten (HSD) für Oldenburg benötigt, um die Konsumdaten auf Oldenburg skalieren zu können. HSD für Oldenburg lassen sich auf der Website der Stadt Oldenburg und des LSN finden. Auf der Website des LSN lassen sich nur Daten zu der Anzahl der Haushalte nach Haushaltsgröße im Jahr 2019 abrufen (LSN, 2019). Die Stadt Oldenburg liefert darüber hinaus Daten zur Anzahl der Haushalte mit Kindern nach Anzahl der Kinder und Beziehungsverhältnis der Eltern im Jahr 2020 (Stadt Oldenburg, 2020). Da die Ergebnisse aus der EVS nach weiteren Haushaltsmerkmalen und für das Jahr 2018 vorliegen, sind die frei über das Internet verfügbaren HSD nicht ausreichend für die vorliegende Arbeit. Nach Austausch mit zwei Mitarbeiterinnen des LSN konnten weitere Tabellen mit HSD der Stadt Oldenburg aus dem Jahr 2018 zur Verfügung gestellt werden (vgl. Anhang A). Diese können neben Haushaltsgröße die HSD nach den Merkmalen Erwerbsleben und Berufsstellung, Familienstand, Anzahl der Kinder, Herkunft der Haupteinkommensperson, Alter der Haupteinkommensperson und Haushaltsnettoeinkommen darstellen und stimmen so teilweise mit den Haushaltsmerkmalen der EVS überein.

4.3 Methodik

Die Sichtung der Literatur und Praxisbeispiele hat gezeigt, dass lediglich die Herangehensweise der KB ernährungsbedingte THG-Emissionen einer Stadt ausreichend erfassen kann. Zur Berechnung der THG-Mengen ist für die vorliegende Problemstellung der Einsatz von LCA-EF geeigneter als eine IOA, da nicht die gesamten THG-Emissionen der Stadt erfasst werden sollen, sondern nur Lebensmittel untersucht werden. LCA bieten dazu die nötige Analysetiefe zur Untersuchung einzelner Lebensmittel, sodass sie eine gute Grundlage für politische Entscheidungen, in diesem Fall die Ernährungsstrategie der Stadt Oldenburg, bilden. Eine Berechnung auf Grundlage von LCA bedeutet, dass Konsummengen spezifischer Produkte innerhalb der Systemgrenzen mit den entsprechenden LCA-EF, welche die THG-Emissionen des gesamten Lebenszyklus des jeweiligen Produktes erfassen, multipliziert werden (vgl. Kapitel 3.3). Um die Gesamtmenge der ernährungsbedingten THG-Emissionen zu erhalten, werden dann die Ergebnisse der einzelnen Lebensmittel summiert. Einfach dargestellt sieht die Berechnung für ernährungsbedingte THG-Emissionen dementsprechend wie folgt aus (KE=Konsumeinheit):

$$\begin{aligned}
 & \text{Menge ernährungsbedingter THG Emissionen (in kgCOeq)} \\
 &= \sum_i [\text{Konsum Lebensmittel } i \text{ (in KE)} \\
 & \quad * \text{LCA Emissionsfaktor für } i \left(\frac{\text{kgCO2eq}}{\text{KE}} \right)]
 \end{aligned}$$

Das Bezugsjahr dieser Berechnung wird 2018 sein. Als Datengrundlage werden physische Konsummengen aus der EVS 2018 dienen. Diese liegen für verschiedene Lebensmittelkategorien in Gramm, Liter oder Stückzahl je Haushalt in Niedersachsen nach verschiedenen Merkmalen für einen Monat vor (vgl. Kapitel 4.2). Um den Lebensmittelkonsum der Haushalte in Oldenburg zu berechnen, können nach dem gleichen Ansatz wie Lenk et al. (2021) die durchschnittlichen Konsummengen eines Haushaltes mithilfe der HSD für Oldenburg aus dem Jahr 2018 hochgerechnet werden. Die genaue Berechnung dazu wird in Kapitel 4.4.1 beschrieben. Die Konsummengen verschiedener Lebensmittelkategorien in Oldenburg liegen somit vor. Zur Berechnung der Menge der THG-Emissionen, die durch diese Konsummengen verursacht werden, werden LCA-EF der einzelnen Lebensmittelkategorien benötigt. Der Großteil der EF wird einer Studie des ifeu entnommen (Reinhardt et al., 2020). Zunächst werden EF gewählt, die eine durchschnittliche Emissionsintensität der Lebensmittel aufweisen. Die Auswahl der EF wird näher in Kapitel 0 dargestellt. Die Multiplikation der Konsummengen mit den jeweiligen EF ergibt die THG-Emissionen der jeweiligen Lebensmittelkategorien, dessen Gesamtsumme den Basiswert der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg abbildet.

In der EVS ist ein Teil der Daten ausschließlich in monetärer Form vorhanden. Dabei handelt es sich um den Lebensmittelkonsum außer Haus, einschließlich Mensen, Kantinen und Gastronomieangeboten. Für monetäre Konsumdaten sind allerdings keine LCA-EF verfügbar, sodass die Methodik mit den vorliegenden Daten den Lebensmittelverzehr außer Haus nicht erfassen kann. Außerdem liegen diese Daten nur zusammengefasst vor, sodass eine Unterscheidung zwischen Restaurant- und Mensabesuch nicht möglich wäre. Das gleiche Problem liegt bei Lebensmitteleinkäufen im Ausland vor, sodass diese ebenfalls nicht berücksichtigt werden.

Lebensmittelverluste tragen zur Klimakrise bei, gefährden die Nahrungsmittelsicherheit (vgl. Kapitel 2.2.3) und sollen demnach in dieser Thesis ebenfalls berücksichtigt werden. Die Menge der Lebensmittelverluste, die zuhause bei den Konsument*innen anfallen, sind bereits in den Konsumdaten enthalten. Bei der EVS werden nämlich gekaufte und nicht letztendlich konsumierte Lebensmittel erfasst. Dementsprechend sind auch Lebensmittel inbegriffen, die zwar gekauft aber danach entsorgt werden. Damit wird bereits etwa die Hälfte der entstehenden Lebensmittelverluste berücksichtigt. Die restlichen Lebensmittelverluste entstehen in der Landwirtschaft, der Weiterverarbeitung, dem Handel und dem Außer-Haus-Verzehr (T. Schmidt et al., 2019) und können aufgrund der fehlenden Daten und der gewählten Methodik nicht für Oldenburg spezifisch berechnet werden. Aktuelle durchschnittliche Daten zu den Lebensmittelverlustmengen in Deutschland liefert der Thünen-Report 71 mit dem Bezugsjahr 2015 (T. Schmidt et al., 2019). Diese werden in der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt. Da die

Systemgrenze der EF von Reinhardt et al. (2020) keine Lebensmittelabfallbehandlung berücksichtigt, werden durchschnittliche EF für die Behandlung von Lebensmittelabfällen in Deutschland genutzt. Durch Multiplikation der gesamten konsumierten Lebensmittelmengen Oldenburger Haushalte mit einer durchschnittlichen Verschwendungsquote von 8% in Deutschland bezogen auf die Menge eingekaufter Lebensmittel (BMEL) wird die Menge der entsorgten Lebensmittel in den Oldenburger Haushalten berechnet.

Ausgehend vom ersten Basiswert werden im zweiten Schritt verschiedene Szenarien berechnet, die eine Veränderung des Ernährungsverhaltens oder der Lebensmittelproduktion berücksichtigen. Die Szenarien spiegeln teilweise die in Kapitel 2.3.2 beschriebenen Ansätze zur Reduktion von THG aus Konsumsicht wider. Das erste Szenario nimmt eine Ernährungsweise mit weniger tierischen Produkten an. Das zweite Szenario berücksichtigt den vermehrten Konsum von Erzeugnissen aus biologischer Landwirtschaft, da der Konsum biologischer Lebensmittel in Deutschland stark ansteigt (forsa Politik- und Sozialforschung GmbH, 2021). Im dritten Szenario wird die Vermeidung von Lebensmittelverlusten berücksichtigt. Ein Szenario, in dem vermehrt regionale und saisonale Produkte konsumiert werden, kann aufgrund fehlender Daten und EF nicht quantitativ berechnet werden, wird allerdings in der Diskussion der Ergebnisse aufgegriffen. Für die Berechnung der Emissionsmengen in den eben genannten Szenarien werden entweder die Konsummengen oder die EF verändert. Das genaue Vorgehen wird in Kapitel 4.6 dargestellt.

Die dargelegte Methodik kann nicht die realen gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg abbilden. Zum einen erfasst der Umfang der Methodik nur den Lebensmittelkonsum der Haushalte, ausgenommen Außer-Haus-Verzehr und Käufe im Ausland. Zum anderen handelt es sich bei den Konsumdaten aus der EVS und den EF nicht um spezifische Primärdaten für die Stadt Oldenburg. Laut Stockholm Resource Institute ist eine solche Herangehensweise allerdings geeignet, um einerseits die Relevanz gewisser THG-Emissionen darstellen zu können und andererseits eine Grundlage für politische Entscheidungen und Diskurse zu schaffen (Broekhoff et al., 2019). Diese beiden Zwecke stehen im Einklang mit den Zielen der Thesis (vgl. Kapitel 1.2).

4.4 Vorbereitung der Datengrundlage

Das folgende Kapitel beschreibt das Vorgehen, wie die verfügbare Datengrundlage angepasst werden muss, um die THG-Emissionen berechnen zu können. Darunter fällt die Angleichung der Lebensmittelkategorien aus der EVS mit den EF, die Angleichung der soziodemografischen Merkmale aus der EVS mit den HSD für Oldenburg, die Berechnung der Lebensmittelabfallmengen und die Auswahl der EF.

4.4.1 Lebensmittelkonsum und -entsorgung

Die Konsummengen der Lebensmittel je Haushalt sind in den Ergebnissen der EVS in 75 verschiedenen Unterkategorien angegeben. Nach einem Abgleich mit den verfügbaren EF wurden diese Kategorien zu 49 Kategorien zusammengefasst. Für Spirituosen konnte kein geeigneter EF gefunden werden, sodass dieses Produkt vernachlässigt wird. Für die Hochrechnung der Konsummengen auf die Stadt Oldenburg werden die Haushaltsmerkmale Haushaltsgröße, Berufsstellung der haupteinkommensbeziehenden Person (nachfolgend nur Berufsstellung genannt) und Alter der haupteinkommensbeziehenden Person gewählt (nachfolgend nur Alter genannt), da diese Merkmale mit den verfügbaren Merkmalen in den HSD übereinstimmen. Bei dem Merkmal Haushaltsgröße liegen weder in der EVS noch in den HSD statistisch belastbare Daten¹⁶ für Haushalte mit 5 oder mehr Personen vor, sodass die größte berücksichtigte Haushaltsgröße 4 Personen ist. Bei dem Merkmal Berufsstellung liegen weder in der EVS noch in den HSD belastende Daten für Selbstständige und Arbeitslose vor, sodass lediglich die Unterscheidung Erwerbstätig und Nichterwerbstätig getroffen werden kann. Der Lebensmittelkonsum der Erwerbstätigen beruht dabei auf den Werten der Haushalte mit einer Arbeitnehmer*in als haupteinkommensbeziehende Person. Bei dem Merkmal Alter liegen weder in der EVS noch in den HSD belastende Daten für 85 Jahre und älter vor, sodass diese Merkmalsausprägung unberücksichtigt bleibt. Die Altersintervalle sind in der EVS 10 Jahre und in den HSD 20 Jahre, sodass für ein Altersintervall der HSD (bspw. 25-45) ein Durchschnittswert der Konsummengen der zugehörigen Altersintervalle aus der EVS (bspw. 25-35,35-45) gebildet wird. Liegt nur für ein Altersintervall aus der EVS ein statistisch belastbarer Wert vor, wird dieser genutzt. Für Haushalte mit einer haupteinkommensbeziehenden Person unter 25 existieren in der EVS keine belastbaren Daten, sodass für diese Haushalte das gleiche Konsumverhalten wie bei Haushalten mit einer haupteinkommensbeziehenden Person von 25-35 Jahren angenommen wird.

¹⁶ War die Stichprobe für eine Merkmalsausprägung oder Lebensmittelkategorie in der EVS nicht groß genug, wird in den Ergebnissen kein Wert angegeben (LSN, 2018)

Für alle weiteren vorher nicht beschriebenen Fälle, bei denen keine belastbaren Werte aus der EVS vorliegen, wird entweder der Wert des Durchschnittshaushaltes verwendet oder ausgehend von der Abweichung einer ähnlichen Kategorie vom Wert des Durchschnittshaushaltes ein neuer Wert kalkuliert. Aufgrund der vorliegenden Ungenauigkeiten werden als Vergleichswert auch die Konsummengen eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes berücksichtigt, da diese Daten statistisch am belastbarsten sind. Die Konsummengen je Haushalt werden dann mit der entsprechenden Anzahl an Haushalten aus den HSD für Oldenburg multipliziert. Es werden nur die 95.000 Privathaushalte mit Hauptwohnsitz in Oldenburg berücksichtigt. Die Summe der Haushalte mit verschiedenen Ausprägungen eines Merkmals ergibt aufgrund von statistischen Ungenauigkeiten nicht immer 95.000. Da die Konsummengen monatlich vorliegen, werden sie mit dem Faktor 12 multipliziert, um einen Jahreswert zu erhalten. Getränke werden in der EVS in Liter angegeben und werden mit der Dichte 1 in kg umgerechnet. Eier werden in der EVS in Stückzahl angegeben und werden mit 60g pro Stück umgerechnet.

Die Konsummengen der Haushalte im Jahr 2018 nach verschiedenen Haushaltsmerkmalen unterteilt in übergeordnete Lebensmittelkategorien sind in den Tabellen 5 bis 8 dargestellt. Eine vollständige Übersicht mit allen Produktkategorien und den jeweiligen Konsummengen kann Anhang B entnommen werden.

Tabelle 5: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes (Eigene Darstellung basierend auf LSN, 2018)

Haushaltsmerkmal	Durchschnitt
Anzahl Haushalte	95.000
<i>Lebensmittelkategorie</i>	<i>Menge (t)</i>
Brot und Getreideerzeugnisse	7.257
Fleischwaren	5.693
Fischwaren und Meeresfrüchte	377
Milchprodukte und Eier	18.333
Speisefette und -öle	1.884
Obst	9.377
Gemüse	12.895
Zucker, Konfitüre und Süßwaren	697
Alkoholfreie Getränke	45.621
Alkoholische Getränke	10.260

Tabelle 6: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 nach dem Merkmal Haushaltsgröße (Eigene Darstellung basierend auf LSN, 2018)

Haushaltsmerkmal	1 Person	2 Personen	3 Personen	4 Personen
Anzahl Haushalte	51.000	29.000	9.000	7.000
<i>Lebensmittelkategorie</i>	<i>Menge (t)</i>			
Brot und Getreideerzeugnisse	2.154	2.321	957	1.021
Fleischwaren	1.363	1.898	886	762
Fischwaren und Meeresfrüchte	116	160	33	23
Milchprodukte und Eier	5.559	5.843	2.624	2.356
Speisefette und -öle	566	677	269	229
Obst	3.284	3.201	1.064	1.111
Gemüse	4253	4.464	1.610	1.505
Zucker, Konfitüre und Süßwaren	186	254	94	80
Alkoholfreie Getränke	13.639	13.769	6.341	7.020
Alkoholische Getränke	3366	4.106	1.371	823

Tabelle 7: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 nach dem Merkmal Berufsstellung (Eigene Darstellung basierend auf LSN, 2018)

Haushaltsmerkmal	Erwerbstätig	Nichterwerbstätig
Anzahl Haushalte	66.000	30.000
<i>Lebensmittelkategorie</i>	<i>Menge (t)</i>	
Brot und Getreideerzeugnisse	5.588	1.860
Fleischwaren	4.163	1.497
Fischwaren und Meeresfrüchte	223	141
Milchprodukte und Eier	14.265	4.621
Speisefette und -öle	1.340	583
Obst	6.547	3.050
Gemüse	8.923	4.120
Zucker, Konfitüre und Süßwaren	475	221
Alkoholfreie Getränke	39.027	9.648
Alkoholische Getränke	6.811	3.528

Tabelle 8: Lebensmittelkonsummengen der privaten Haushalte in Oldenburg im Jahr 2018 nach dem Merkmal Alter (Eigene Darstellung basierend auf LSN, 2018)

Haushaltsmerkmal	18-45	45-65	65-85
Anzahl Haushalte	40.000	35.000	18.000
<i>Lebensmittelkategorie</i>	<i>Menge (t)</i>		
Brot und Getreideerzeugnisse	3.377	2.780	1.274
Fleischwaren	154	119	41
Fischwaren und Meeresfrüchte	394	298	170
Milchprodukte und Eier	1.766	1.704	845
Speisefette und -öle	620	357	109
Obst	443	301	107
Gemüse	2.356	2.236	1.011
Zucker, Konfitüre und Süßwaren	327	228	124
Alkoholfreie Getränke	384	531	197
Alkoholische Getränke	495	439	151

Da die genutzten EF keine Abfallbehandlung der Lebensmittel berücksichtigen, müssen Annahmen zu den Lebensmittelabfallmengen getroffen werden. Nach dem BMEL werden 8% der gekauften Lebensmittelmenge in Deutschen Haushalten am Ende entsorgt (BMEL). Außerdem entsorgen Deutsche Haushalte Lebensmittelabfälle im Schnitt zu 55% in der Restmülltonne, zu 28,8% in der Biotonne und zu 16,2% auf dem Kompost oder als Tierfutter (T. Schmidt et al., 2019). Die eigene Verwertung als Kompost oder Tierfutter wird aufgrund fehlender Emissionsdaten nicht weiter berücksichtigt. Multipliziert mit den vorliegenden Lebensmittelmengen ergibt das die in Tabelle 9 dargestellten Abfallmengen.

Tabelle 9: Lebensmittelabfallmengen Oldenburger Haushalte im Jahr 2018 in t (Eigene Darstellung basierend auf BMEL; T. Schmidt et al., 2019)

Merkmal	Durchschnitt	Größe	Berufsstellung	Alter
Lebensmittelmenge	224.787	202.725	233.266	227.221
Abfallmenge	17.983	16.218	18.661	18.178
davon Restmülltonne	9.891	8.920	10.264	9.998
davon Biotonne	5.179	4.671	5.374	5.235
davon Kompost/Tierfutter	2.913	2.627	3.023	2.945

4.4.2 Emissionsfaktoren

Die EF sollten aktuell, spezifisch für die betrachtete Region und dessen Systemgrenzen passend sein. Außerdem sollten die EF Landnutzungsänderungen berücksichtigen, da diese als relevante THG-Quelle in der Landwirtschaft identifiziert wurden (vgl. Kapitel 2.2.1). Diese Anforderungen erfüllt die Arbeit von Reinhardt et al. (2020), welche die ökologischen Fußabdrücke von knapp 200 Lebensmitteln nach den ISO-Normen 14040 und 14044 zur Produktökobilanzierung (International Organization for Standardization, 2006) untersuchte. Als Systemgrenze wurde die Supermarktkasse gewählt. Es wurden also die Umweltauswirkungen aller Lebenszyklusschritte, inklusive Landnutzungsänderungen und die Entsorgung der Verpackung, bis zum Verkauf der Lebensmittel betrachtet. Die Ergebnisse repräsentieren ein durchschnittlich in Deutschland verkauftes Lebensmittel. Ein entscheidender Vorteil dieser Studie ist, dass sie EF von sehr vielen Lebensmitteln mithilfe einer konsistenten Methodik berechnet hat, was eine bessere Vergleichbarkeit zwischen Lebensmitteln gewährleistet. Zudem wurden bei ausgewählten Lebensmitteln unterschiedliche Anbaumethoden oder Herkunftsländer betrachtet, was für die Berechnung der späteren Szenarien hilfreich ist (Reinhardt et al., 2020). Wenn mehrere EF zu einer Lebensmittelkategorie aus der EVS passen (bspw. Mischbrot und Weißbrot zur Kategorie „Brot und andere Backwaren“), wird ein Durchschnitt gebildet. Einige Lebensmittelkategorien der EVS sind zudem etwas breiter gefasst als die gewählten EF von Reinhardt et al. (2020) (bspw. Joghurt EF für Kategorie „Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt“). Wenn für einige wenige Fälle kein geeigneter EF vorliegt, werden EF von Stratmann (2008), des Umweltbundesamtes (o.J.) oder von Doublet und Jungbluth (2010) genutzt. Für die Lebensmittelabfallverwertung in Restmüll- und Biotonne werden die EF der Datenbank EcoInvent 3.6 genutzt, entnommen aus Fokus Zukunft . Die zur Berechnung des Basiswerts genutzten EF können Tabelle 10 entnommen werden. Wenn ein durchschnittlicher EF genutzt wurde, ein EF enger gefasst ist als die Lebensmittelkategorie oder wenn nicht die Ausführungen von Reinhardt et al. (2020) als Quelle genutzt wurden, ist dies in der Spalte „Bemerkung“ vermerkt. Alle EF sind in kg CO₂eq/kg angegeben.

Tabelle 10: Genutzte EF (Eigene Darstellung basierend auf Doublet & Jungbluth, 2010; Fokus Zukunft, Reinhardt et al., 2020; Stratmann, 2008; Umweltbundesamt, o.J.)

Lebensmittelkategorie	EF (kg CO ₂ eq/kg)	Bemerkung
Reis	3,1	
Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	0,512	Umweltbundesamt (o.J.)
Brot und andere Backwaren	0,6	Durchschnitt
Teigwaren (z. B. Nudeln) und Couscous	0,7	EF Nudeln
Frühstückszubereitungen	1,6	EF Feinbackwaren
Rind- und Kalbfleisch	13,6	
Schweinefleisch	4,6	
Geflügelfleisch	5,5	
getrocknete, gesalzene, geräucherte u. a. Fleisch- und Wurstwaren	4,56	Durchschnitt
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	6,8	Durchschnitt
Milch (ohne pflanzliche Alternativen)	1,25	Durchschnitt
Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	1,7	EF Joghurt
Käse	5,7	
Friskäse und -zubereitungen, Quark	5,5	
Sahne (auch Schlagrahm), saure Sahne	4,2	
Eier, frisch	3	
Butter	9	
Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	2,25	Durchschnitt
Olivenöl	3,2	
andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,2	
Zitrusfrüchte	0,3	EF Orangen
Bananen	0,6	
Äpfel	0,3	
Birnen	0,3	
Stein- u. a. Kernobst	0,2	EF Pfirsich
Beeren und Weintrauben	0,96	Durchschnitt
tiefgefrorenes Obst	0,7	EF Erdbeere gefroren
Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	0,4	Stratmann (2008)
Blatt und Stielgemüse	0,4	
Speisekohl	0,2	Durchschnitt
Tomaten	0,8	
Paprika	0,6	
Gurken	0,4	
anderes Fruchtgemüse (z.B. Zucchini)	0,2	Durchschnitt
Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	0,2	Durchschnitt
tiefgefrorenes Gemüse	0,7	Durchschnitt
Kartoffeln frisch oder gekühlt	0,22	
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	0,8	EF Rübenzucker
Kaffee	5,6	
Tee	0,192	Doublet und Jungbluth (2010)
Kakao	4	
Mineralwasser	0,2	
koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	0,4	
andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	0,4	
Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	0,4	
Fruchtsäfte, Fruchtnektare und Fruchtsaftgetränke	1,6	Stratmann (2008)
Wein	1	
Bier, auch alkoholfrei	0,9	
Restmüllentsorgung	0,529	(Fokus Zukunft)
Biomüllentsorgung	0,212	(Fokus Zukunft)

4.5 Ergebnisse Basiswert

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Berechnungen auf Grundlage der vorher beschriebenen und vorbereiteten Datengrundlage dargestellt. Dabei wurden für den Basiswert der ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg vier Berechnungsgrundlagen benutzt. Abschließend wird eine erste Bewertung vorgenommen, um eine geeignete Berechnungsgrundlage für die Szenarien zu bestimmen. Eine detaillierte Übersicht aller Berechnungsgrundlagen und Ergebnisse kann den Anhängen B bis F entnommen werden.

4.5.1 Berechnungsgrundlage: Niedersächsischer Durchschnittshaushalt

Auf Grundlage des Konsums eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes belaufen sich die ernährungsbedingten THG-Emissionen der privaten Haushalte in der Stadt Oldenburg im Jahr 2018 auf etwa 142.574 t CO₂eq. Das sind entsprechend je Haushalt etwa 1,5 t CO₂eq und je Einwohner*in etwa 0,85 t CO₂eq. Tierische Lebensmittel sind dabei für etwa 62% der THG-Emissionen verantwortlich¹⁷. Die genaue Verteilung der THG-Emissionen zwischen den übergeordneten Lebensmittelkategorien kann Abbildung 6 entnommen werden. Eine Übersicht der 10 Lebensmittel mit den höchsten THG-Emissionen ist in Abbildung 7 dargestellt. 8 dieser 10 Lebensmittel bestehen aus tierischen Erzeugnissen. Die drei größten THG-Quellen bilden dabei Wurstprodukte, Käse und tierische Milch.

¹⁷ Butter wird der Lebensmittelkategorie „Speisefette und Speiseöle“ zugeordnet, weshalb die Summe aus „Molkereiprodukte und Eier“ und „Fleischwaren“ nicht 62% ergibt

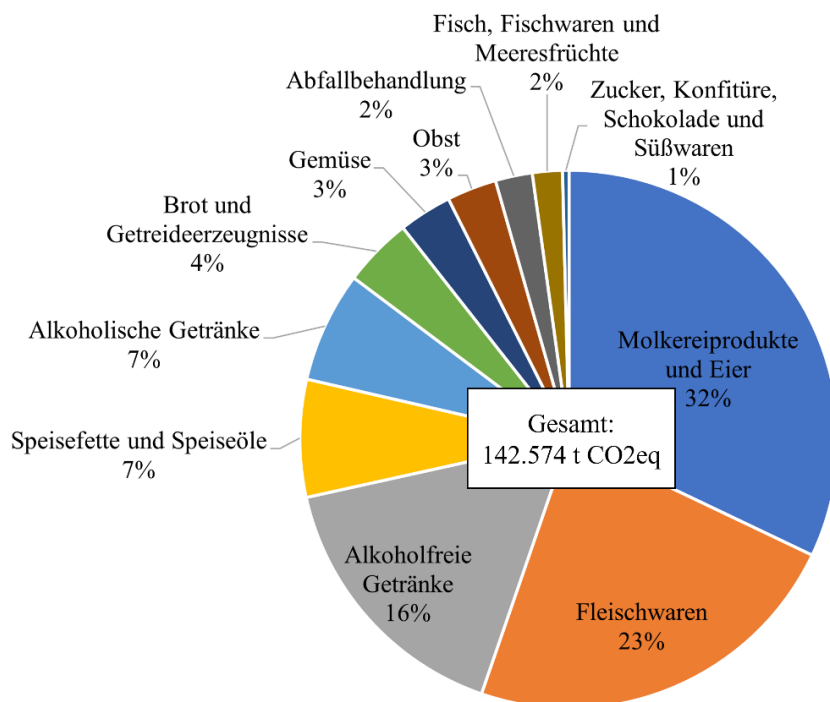


Abbildung 6: Verteilung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg im Jahr 2018 auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes (Eigene Darstellung)

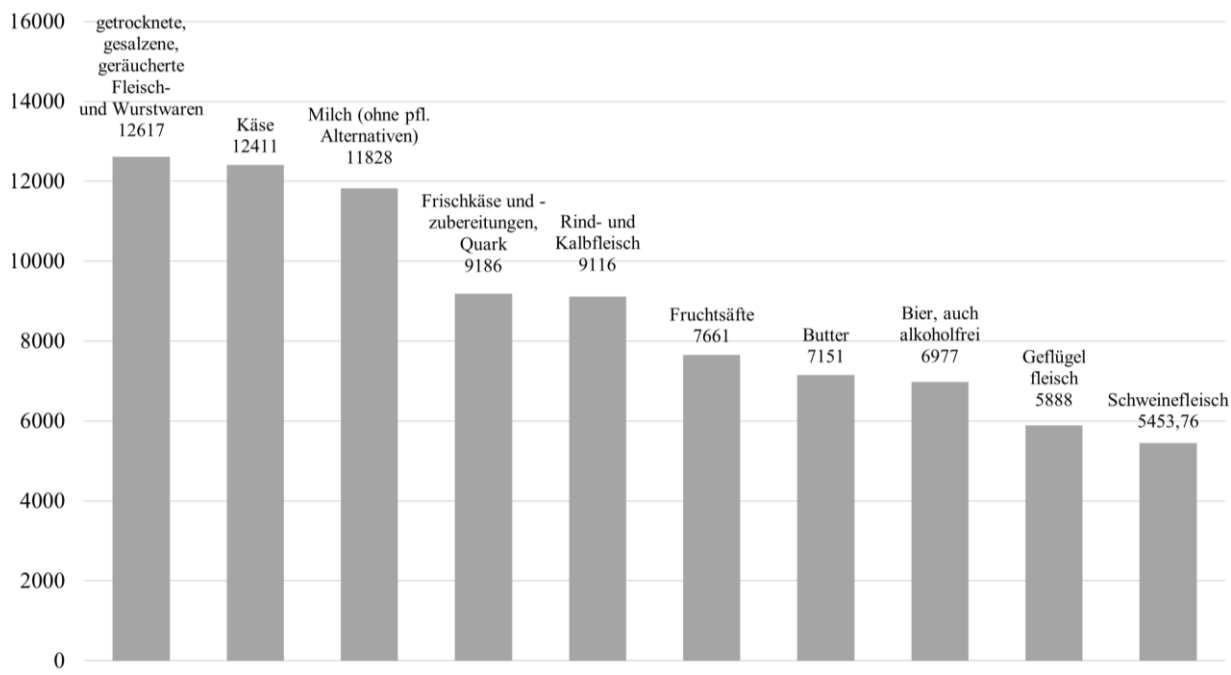
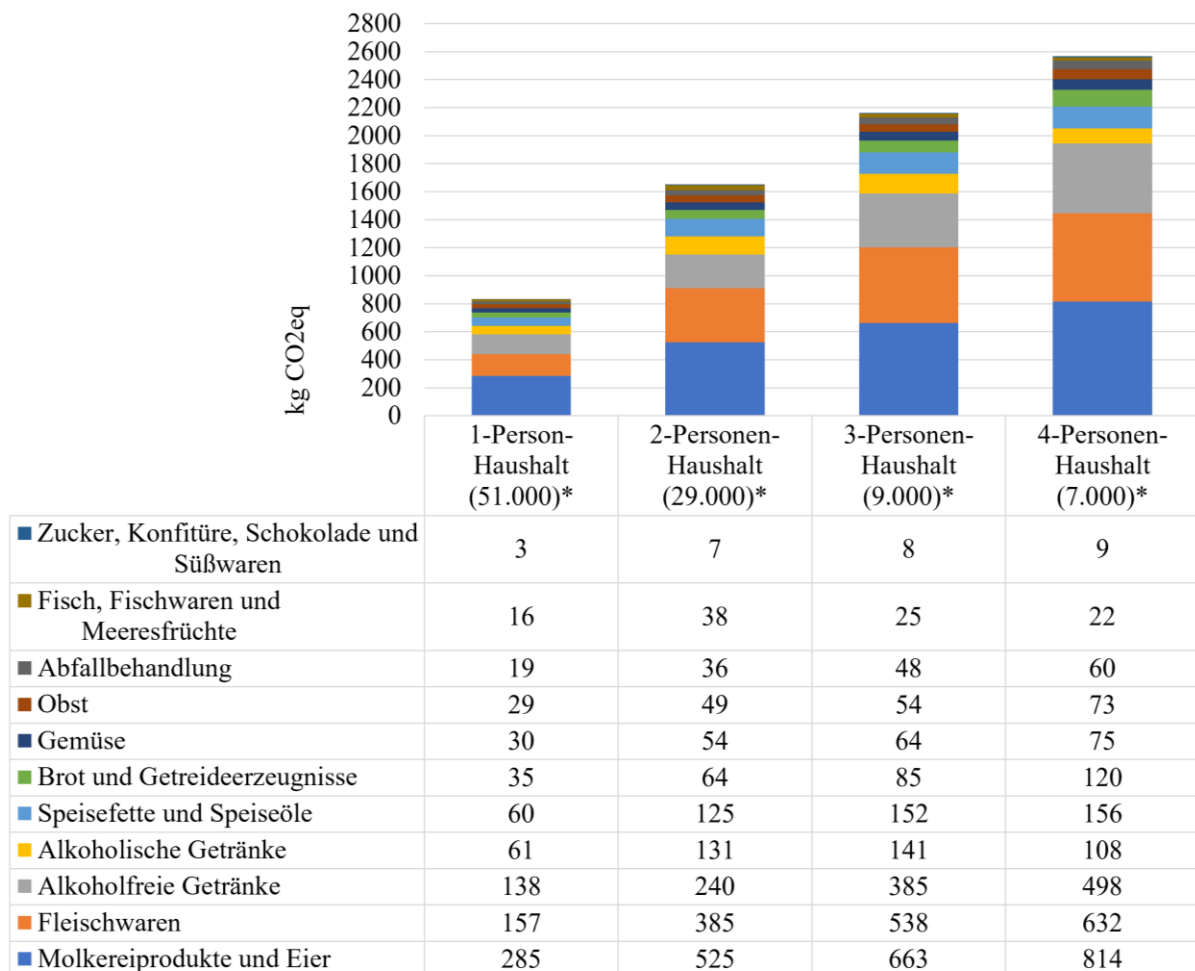


Abbildung 7: Lebensmittel mit den 10 höchsten gesamten THG-Emissionen in Oldenburg im Jahr 2018 in t CO2eq auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes (Eigene Darstellung)

4.5.2 Berechnungsgrundlage: Haushaltsverteilung des Merkmals Haushaltsgröße

Auf Grundlage der Haushaltsverteilung des Merkmals Haushaltsgröße in der Stadt Oldenburg belaufen sich die ernährungsbedingten THG-Emissionen im Jahr 2018 auf etwa 127.930 t CO₂eq. Das entspricht je Einwohner*in bzw. 1-Person-Haushalt etwa 0,8 t CO₂eq, je 2-Personen-Haushalt 1,7 tCO₂eq, je 3-Personen-Haushalt 2,2 tCO₂eq und je 4-Personen Haushalt 2,6 t CO₂eq. Die Verteilung der gesamten THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien ist in etwa die Gleiche wie bei den Ergebnissen auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes. Die Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushaltstyp ist in Abbildung 8 dargestellt. Es lässt sich erkennen, dass erwartungsgemäß je hinzukommende Person die THG-Emissionen steigen, allerdings nicht proportional. Ein 4 Personen-Haushalt verursacht somit nicht doppelt so hohe ernährungsbedingte THG-Emissionen wie ein 2-Personen Haushalt.



* Die Zahl in Klammern gibt die Anzahl der Haushalte in der Stadt Oldenburg an

Abbildung 8: Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushalt nach dem Merkmal Haushaltsgröße in kg CO₂eq (Eigene Darstellung)

4.5.3 Berechnungsgrundlage: Haushaltsverteilung des Merkmals Beruf

Auf Grundlage der Haushaltsverteilung des Merkmals Beruf in der Stadt Oldenburg belaufen sich die ernährungsbedingten THG-Emissionen im Jahr 2018 auf etwa 145.685 t CO₂eq. Das entspricht je Einwohner*in etwa 0,87 t CO₂eq, je Haushalt mit einer erwerbstätigen haupteinkommensbeziehenden Person etwa 1,6 t CO₂eq und je Haushalt mit einer nichterwerbstätigen haupteinkommensbeziehenden Person etwa 1,3 t CO₂eq. Die Verteilung der gesamten THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien ist in etwa die Gleiche wie bei den Ergebnissen auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes. Die Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushaltstyp ist in Abbildung 9 dargestellt. Ein Haushalt mit einer erwerbstätigen haupteinkommensbeziehenden Person verursacht demnach im Schnitt etwa 0,3 t CO₂eq mehr ernährungsbedingte THG-Emissionen im Jahr. Vor allem durch den Mehrkonsum von tierischen Lebensmitteln sowie Fruchtsäften wird dieser Unterschied verursacht.

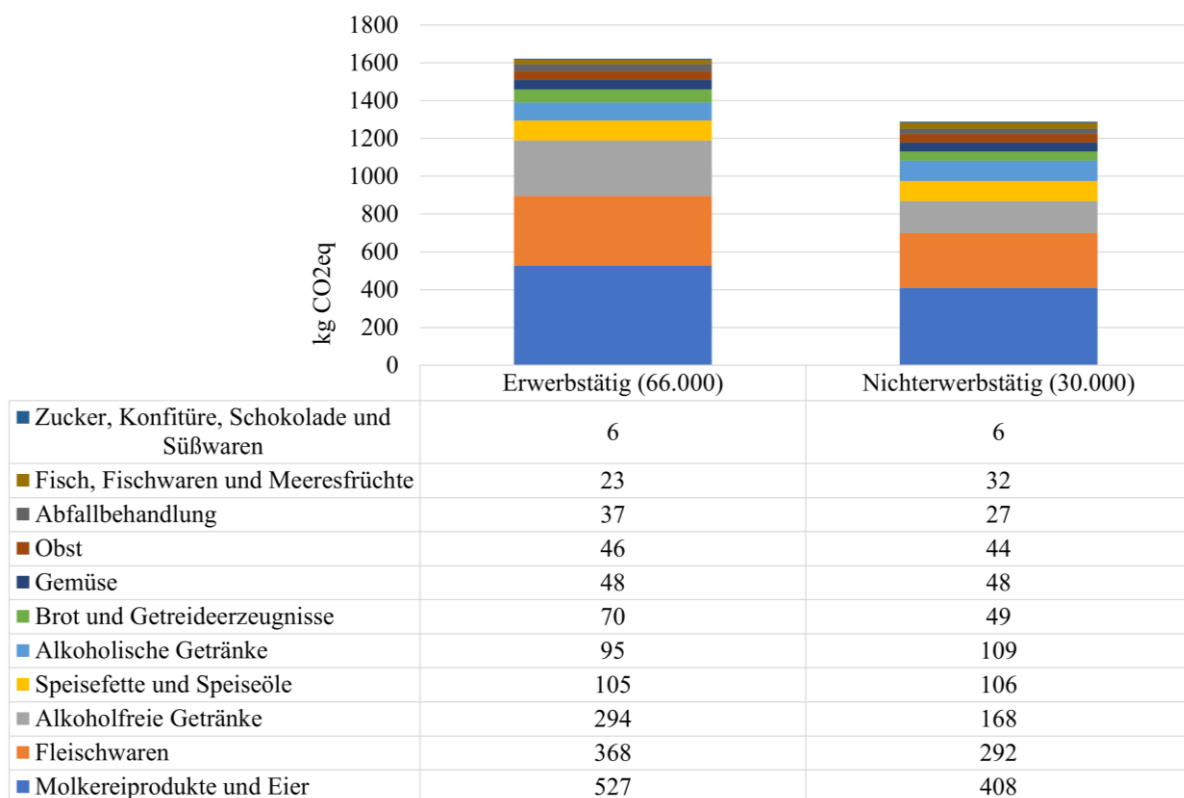


Abbildung 9: Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushalt nach dem Merkmal Beruf in kg CO₂eq (Eigene Darstellung)

4.5.4 Berechnungsgrundlage: Haushaltsverteilung des Merkmals Alter

Auf Grundlage der Haushaltsverteilung des Merkmals Alter in der Stadt Oldenburg belaufen sich die ernährungsbedingten THG-Emissionen im Jahr 2018 auf etwa 141.687 t CO₂eq. Das entspricht je Einwohner*in etwa 0,85 t CO₂eq, je Haushalt mit einer haupteinkommensbeziehenden Person zwischen 18-45 Jahren etwa 1,5 t CO₂eq, je Haushalt mit einer haupteinkommensbeziehenden Person zwischen 45-65 Jahren etwa 1,6 t CO₂eq und je Haushalt mit einer haupteinkommensbeziehenden Person zwischen 65-85 Jahren etwa 1,4 t CO₂eq. Die Verteilung der gesamten THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien ist in etwa die Gleiche wie bei den Ergebnissen auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes. Die Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushaltstyp ist in Abbildung 10 dargestellt. Signifikante Unterschiede zwischen den Haushaltstypen lassen sich dabei nicht feststellen.

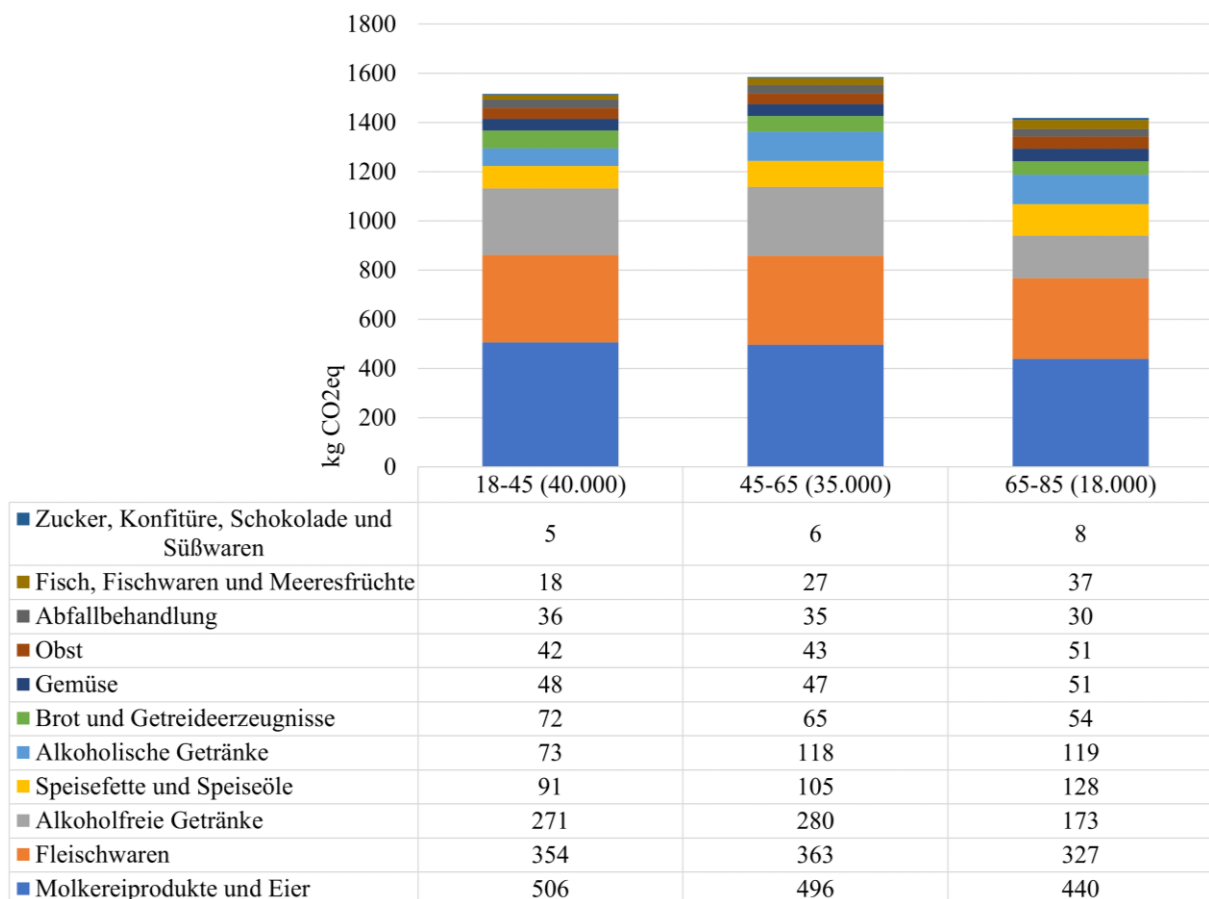


Abbildung 10: Verteilung der THG-Emissionen auf die Lebensmittelkategorien je Haushalt nach dem Merkmal Alter in kg CO₂eq (Eigene Darstellung)

4.5.5 Zusammenfassung und erste Bewertung

Die vier unterschiedlichen Berechnungsgrundlagen erzeugen unterschiedliche Ergebnisse, die zusammenfassend in Abbildung 11 dargestellt sind. Die Ergebnisse auf Grundlage eines Niedersächsischen Durchschnittshaushaltes, der Haushaltsverteilung des Merkmals Berufsstellung und der Haushaltsverteilung des Merkmals Alter unterscheiden sich nur in einem Bereich von 4.000 t CO₂eq. Das Ergebnis auf Grundlage der Haushaltsverteilung des Merkmals Haushaltsgröße ist hingegen deutlich niedriger und weicht 15.000 bis 18.000 t CO₂eq von den anderen Ergebnissen ab. Diese Abweichung lässt sich damit erklären, dass Haushalte mit 5 oder mehr Personen, bei denen ein höherer Nahrungsmittelkonsum anzunehmen ist, in dieser Berechnung nicht berücksichtigt werden. Die Verteilung der THG-Emissionen unter den Lebensmittelkategorien ist in allen 4 Ergebnissen vergleichbar und es gibt keine bemerkenswerten Unterschiede. Für die Berechnung der weiteren Szenarien wird das Ergebnis auf Grundlage eines Durchschnittshaushaltes genutzt, da diese Daten statistisch am belastbarsten sind und das Ergebnis kaum von den anderen Ergebnissen abweicht. Die möglichen Reduktionspotenziale der Szenarien werden ohnehin deutlich. Außerdem weisen die genutzten Daten der anderen Berechnungsgrundlagen neben dem bereits genannten Problem des Merkmals Haushaltsgröße weitere Ungenauigkeiten auf. Das Merkmal Berufsstellung vernachlässigt Haushalte mit arbeitslosen und selbständigen haupteinkommensbeziehenden Personen. Für das Merkmal Alter mussten Durchschnittsmengen gebildet werden und Haushalte mit Menschen älter als 85 Jahre als haupteinkommensbeziehende Person wurden vernachlässigt.

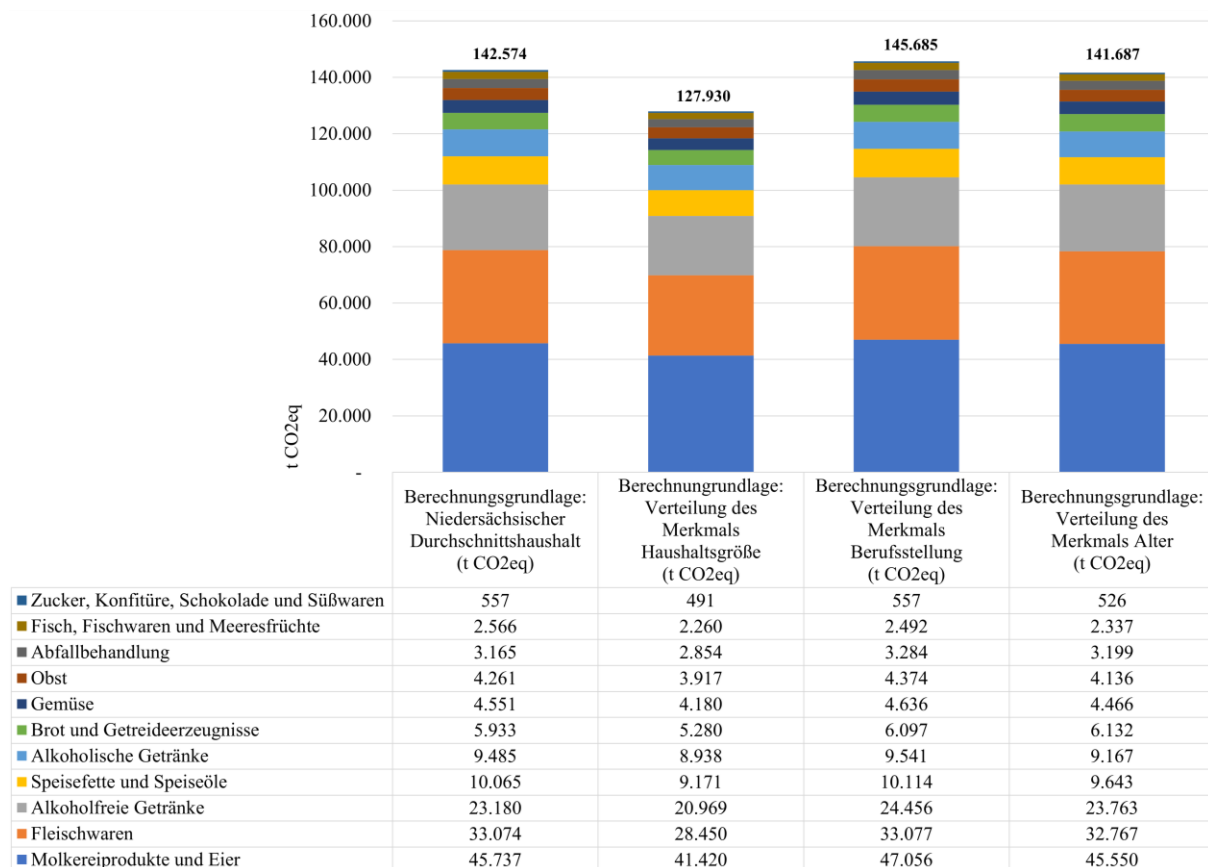


Abbildung 11: Vergleich der Ergebnisse aus den verschiedenen Berechnungsgrundlagen (Eigene Darstellung)

4.6 Szenarien

In den folgenden Szenarien wurden gewisse Variablen verändert, um die Auswirkungen von einer Änderung des Konsumverhaltens auf die THG-Emissionen zu simulieren. Die Szenarien berücksichtigen eine Reduzierung des Konsums tierischer Lebensmittel, einen Anstieg des Konsums von Lebensmitteln aus biologischer Landwirtschaft und die Vermeidung von Lebensmittelverlusten. Das Vorgehen wird in den jeweiligen Kapiteln erklärt.

4.6.1 Szenario 1: Verringerter Konsum tierischer Lebensmittel

Laut DGE ist der Konsum von 300g – 600g Fleisch pro Woche in einem gesunden Rahmen (DGE, o.J.). Bei einem wöchentlichen Fleischkonsum von 300g entspricht das 15,5 kg pro Kopf im Jahr. Multipliziert mit der durchschnittlichen Haushaltsgröße in Oldenburg von 1,73 Personen (vgl. Anhang A), entspricht das einem gesunden jährlichen Fleischkonsum je Haushalt von 27 kg. Der jährliche Fleischkonsum eines niedersächsischen Durchschnittshaushaltes beträgt etwa 60kg, Außer-Haus Verzehr ausgenommen, und ist demnach mehr als doppelt so hoch. Eine gesunde Zufuhr von Milchprodukten besteht aus 200-250g Milchprodukten und 50-60g Käse täglich (DGE, o.J.). Das entspricht nach dem gleichen Berechnungsschema einem jährlichen gesunden Konsum von insgesamt etwa 158 kg Milchprodukten je Haushalt. Derzeit

konsumiert ein Durchschnittshaushalt in Niedersachsen jährlich etwa 177 kg Milchprodukte (vgl. Anhang B). Der Konsum tierischer Lebensmittel kann also aus gesundheitlicher Sicht deutlich gesenkt werden. Wird der Konsum von tierischen Lebensmitteln reduziert, müssen mehr pflanzliche Lebensmittel verzehrt werden. Die Zusammensetzung der Ernährung muss also angepasst werden. Der WWF hat dazu ein Szenario entwickelt, wie eine ökologische und gesunde wöchentliche Ernährungszusammensetzung aussehen müsste (WWF Berlin, o.J.; vgl. Abbildung 12), welche ebenfalls im Einklang mit den zuvor genannten empfohlenen Lebensmittelmengen der DGE sind.

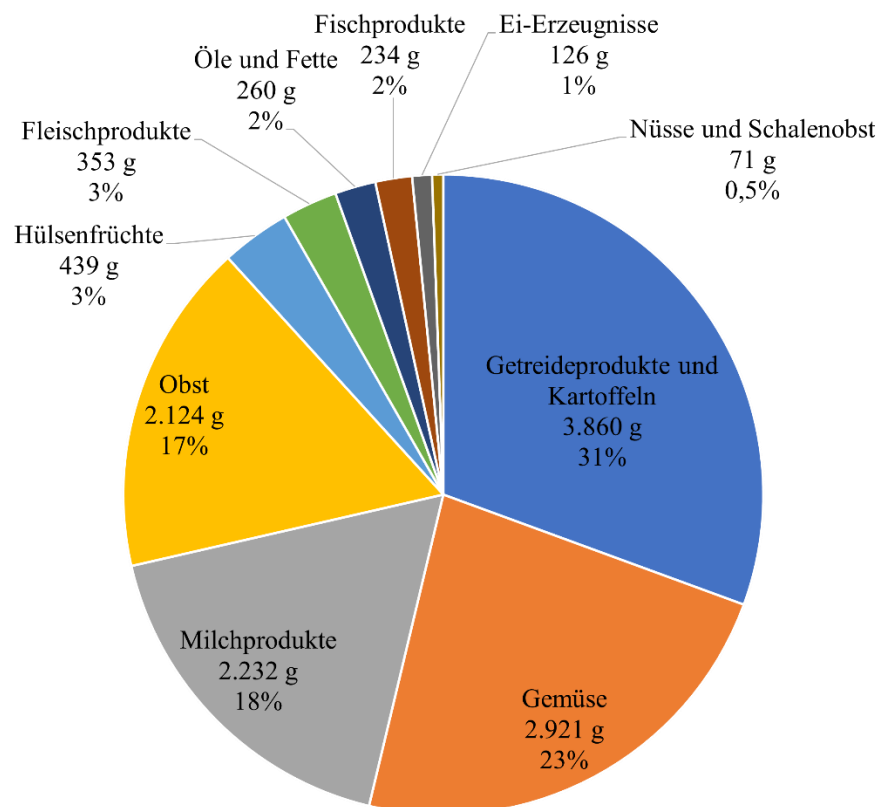


Abbildung 12: Wöchentliche Ernährungszusammenstellung für eine Person bei einem ökologischen und gesunden Konsum (Eigene Darstellung basierend auf WWF Berlin, o.J.)

Zur Berechnung der THG-Mengen im vorliegenden Szenario wird die Ernährungszusammenstellung des WWF genutzt. Die absoluten Mengen können allerdings nicht genutzt werden, da die Daten aus der EVS im Ausgangswert nicht den gesamten Lebensmittelkonsum abdecken. Dementsprechend werden die Konsummengen so angepasst, dass sie den relativen Anteilen der Lebensmittelkategorien der Empfehlung des WWF entsprechen. Die Gesamtmenge des Lebensmittelkonsums bleibt also gleich. Idealerweise müsste der Ersatz jedes tierischen Lebensmittels durch ein pflanzliches Lebensmittel gemäß der Nährstoffzufuhr einzeln kalkuliert werden, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich ist. Die hier beschriebene vereinfachte

Methodik macht allerdings das Reduktionspotenzial ausreichend deutlich. Nüsse und Schalenobst werden in der Berechnung der Lebensmittelkategorie Obst zugeordnet und Hülsenfrüchte der Kategorie Gemüse. Die Mengen der vom WWF nicht berücksichtigten Lebensmittel (Getränke, Zucker und Süßwaren) werden nicht verändert.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 13 dargestellt. Würden Oldenburger Haushalte sich nach der Empfehlung des WWF ernähren, würden die ernährungsbedingten THG-Emissionen um etwa 25% auf 105.381 t CO₂eq sinken. Lässt man die nicht veränderten Lebensmittelgruppen (Getränke, Zucker und Süßwaren, Abfallbehandlung) unbeachtet, sinken die ernährungsbedingten THG-Emissionen sogar um 35%. Schaut man sich die einzelnen Lebensmittelkategorien an, lässt sich bei Fleischwaren, Milchprodukten und Eiern ein deutlicher Rückgang in den THG-Emissionen und in den Kategorien Fischprodukte, Gemüse und Getreideprodukte ein Zuwachs feststellen.

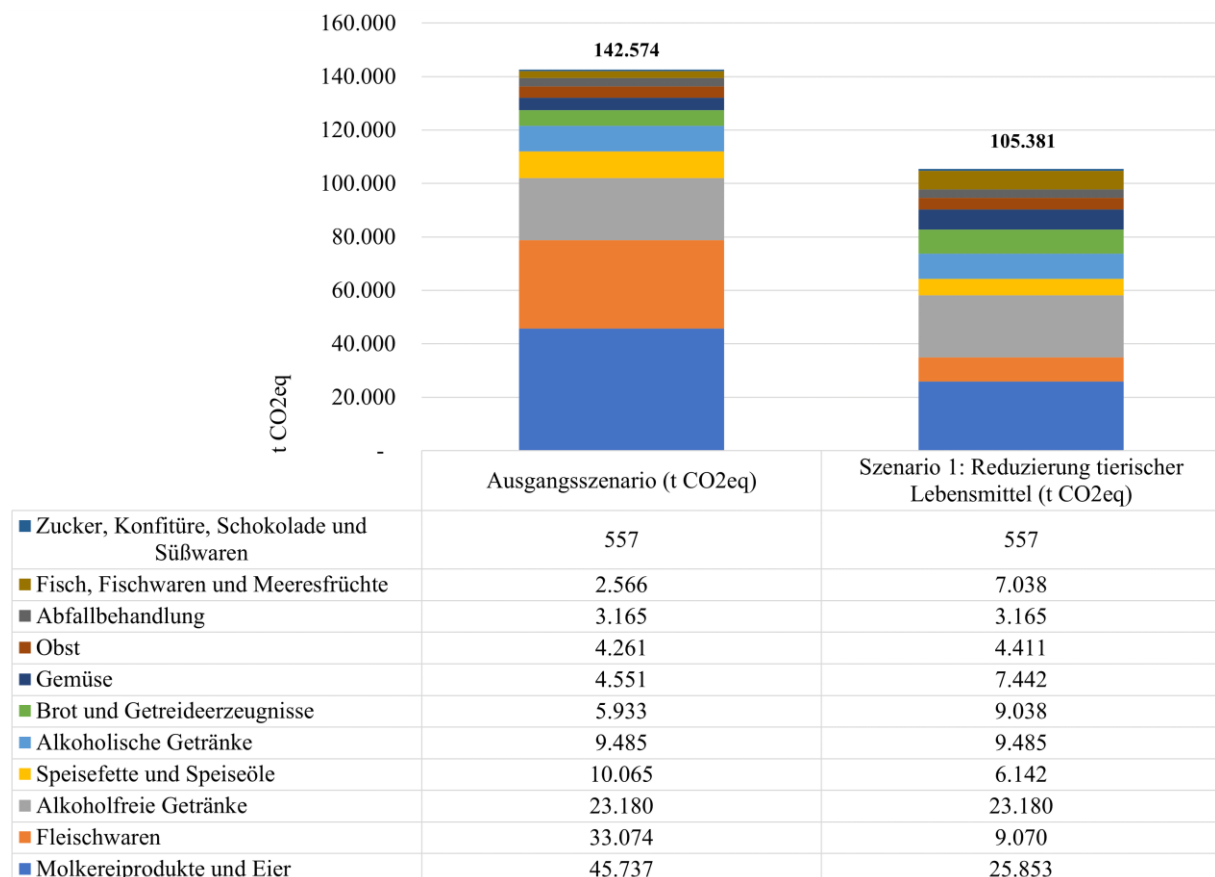


Abbildung 13: Vergleich der THG-Emissionen im Ausgangsszenario und in Szenario 1 (Eigene Darstellung)

4.6.2 Szenario 2: Vermehrter Konsum von Lebensmitteln mit Bio-Zertifizierung

In Szenario 2 wird angenommen, dass mehr Lebensmittel aus biologischer Landwirtschaft konsumiert werden. In diesem Szenario werden nicht die Lebensmittelmengen verändert, sondern die EF. Reinhardt et al. (2020) haben in ihrer Untersuchung einige zusätzliche EF für Produkte aus biologischer Landwirtschaft ermittelt. Die veränderten EF können Tabelle 11 entnommen werden.

Tabelle 11: EF für Bio-Lebensmittel (Reinhardt et al., 2020)

Lebensmittel	EF Ausgangsszenario (kg CO ₂ eq/kg)	EF Bio (kg CO ₂ eq/kg)
Äpfel	0,3	0,2
Kartoffeln, frisch oder gekühlt	0,2	0,2
Gurken	0,4	0,4
Tomaten	0,8	1,1
Butter	9	11,5
Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	1,7	1,9
Käse	5,7	7,2
Frischkäse und -zubereitungen, Quark	5,5	6,9
Milch (ohne pfl. Alternativen)	1,25	1,7
Sahne	4,2	5,3
Rind- und Kalbfleisch	13,6	21,7
Schweinefleisch	4,6	5,2
Brot und andere Backwaren	0,6	0,6
Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	2,25	2,5
Teigwaren (z.B. Nudeln)	0,7	0,8
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	0,8	0,5

Die Ergebnisse der Berechnung mit den veränderten EF zeigt Abbildung 14. Der Konsum von den genannten Lebensmitteln aus biologischer Landwirtschaft bei gleicher Ernährungszusammenstellung wie im Ausgangsszenario führt zu einem Anstieg der ernährungsbedingten THG-Emissionen der Privathaushalte in Oldenburg um etwa 13% auf 162.156 t CO₂eq. Dieser Anstieg ist vor allem in den höheren EF der tierischen Lebensmittel aus biologischer Landwirtschaft begründet.

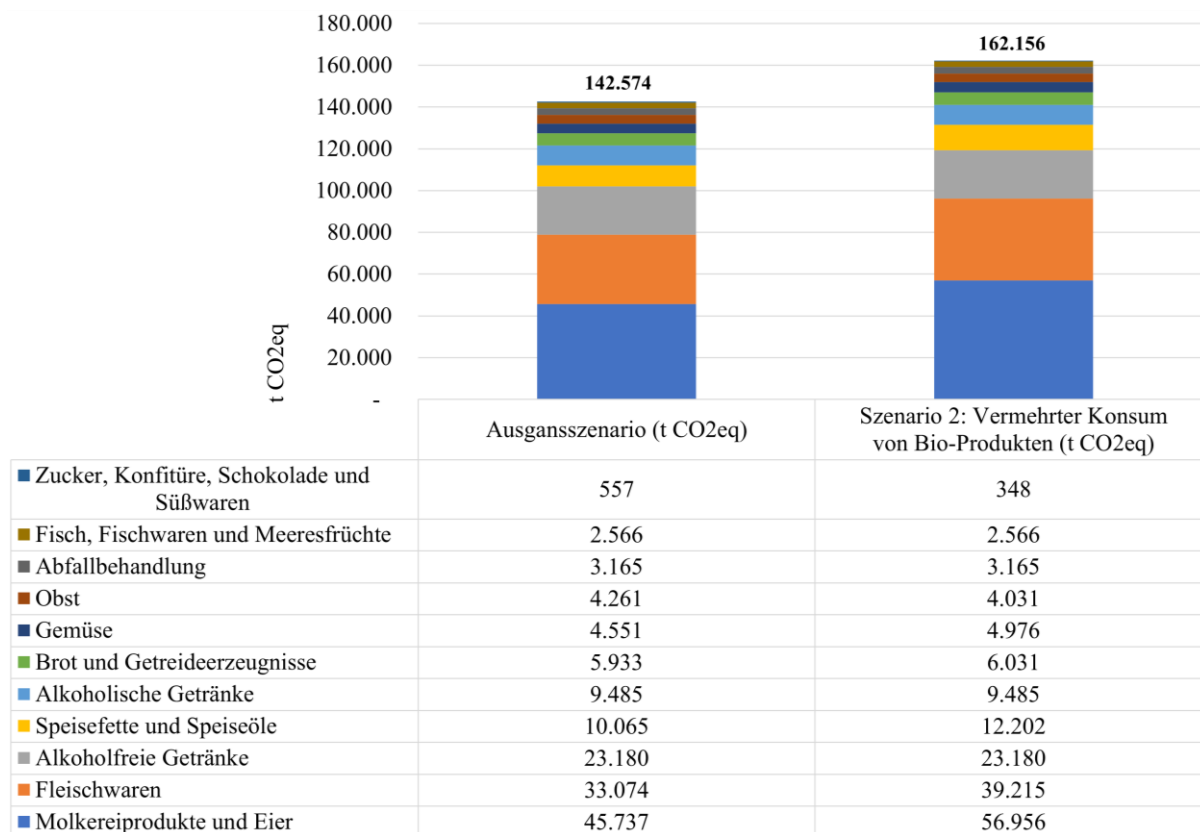


Abbildung 14: Vergleich der THG-Emissionen im Ausgangsszenario und in Szenario 2 (Eigene Darstellung)

4.6.3 Szenario 3: Vermeidung von Lebensmittelabfällen

Laut dem aktuellen Thünen-Report sind 44% der im Haushalt anfallenden Lebensmittelabfälle vermeidbar (T. Schmidt et al., 2019). Das bedeutet, dass von den knapp 9.000 t Lebensmittelabfällen des Ausgangsszenarios etwa 4.000 t vermeidbar wären. Diese vermeidbaren Lebensmittelverluste müssten also auch nicht produziert werden. Um dies zu berücksichtigen, werden zur Berechnung der THG-Emissionen im vorliegenden Szenario die vermeidbaren Mengen der Lebensmittelverluste zum einen in der Abfallbehandlung abgezogen und zum anderen von den Mengen der konsumierten Lebensmittel. Da es schwer nachvollziehbar ist, welche Lebensmittel am häufigsten entsorgt werden, werden die eingesparten Verluste auf alle Lebensmittel gleichmäßig verteilt. Auf Grundlage dieser Annahmen würde die Vermeidung von 44% der in privaten Haushalten in Oldenburg anfallenden Lebensmittelabfälle eine Reduktion der ernährungsbedingten THG-Emissionen um etwa 4% auf 136.274 t CO₂eq bedeuten (vgl. Abbildung 15).

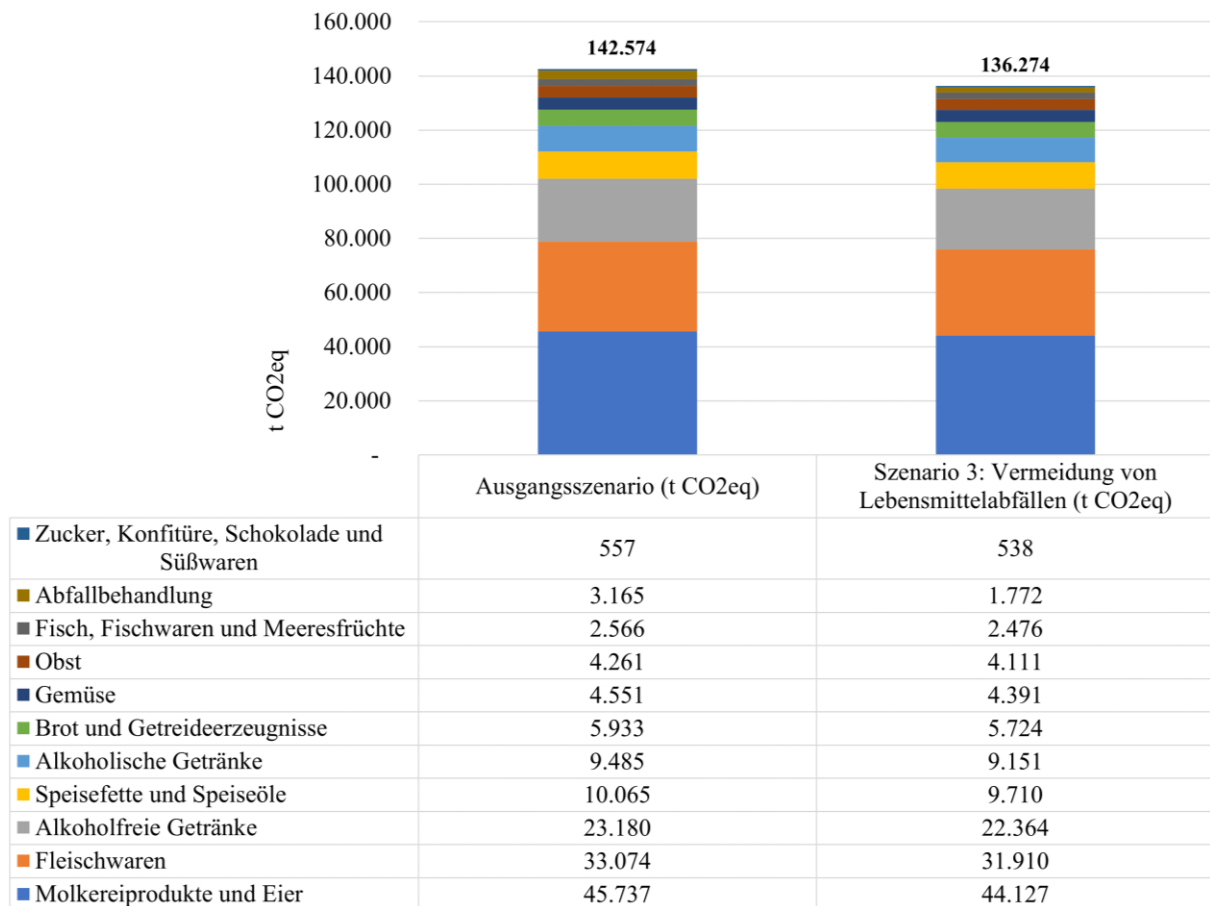


Abbildung 15: Vergleich der THG-Emissionen im Ausgangsszenario und in Szenario 3 (Eigene Darstellung)

5 Diskussion

Die Ergebnisse werden im Folgenden unter Berücksichtigung der Literatur diskutiert. Dazu eignet es sich, die Ergebnisse zunächst mit den grundlegenden Erkenntnissen aus Kapitel 2 und den Praxisbeispielen aus Kapitel 3.4 zu vergleichen und korrekt einzuordnen. Danach wird diskutiert, ob die Ergebnisse Rückschlüsse über den Einfluss von Haushaltsmerkmalen auf die ernährungsbedingten THG-Emissionen erlauben und wie die errechneten Reduktionspotenziale in den Szenarien zu bewerten sind. Danach werden die gewählte Methodik und dessen Limitationen unter Berücksichtigung der Datenlage diskutiert. Zuletzt werden praktische Implikationen für den Bereich Ernährung im Klimaschutz der Stadt Oldenburg sowie für ein mögliches zukünftiges Monitoring ernährungsbedingter THG-Emissionen dargestellt.

5.1 Menge der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg

Nach der vorliegenden Berechnung liegt die Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen der Privathaushalte in der Stadt Oldenburg im Jahr 2018 in einem Bereich von 127.930 – 141.687 t CO₂eq. Die Lebensmittelgruppen Milchprodukte und Eier, Fleischwaren sowie Getränke sind dabei die größten THG-Quellen und verursachen gemeinsam knapp 80% der gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen. Allein tierische Lebensmittel sind für etwa 60% der THG-Emissionen verantwortlich. Je nach Berechnungsmethodik belaufen sich die ernährungsbedingten pro-Kopf-Emissionen auf 0,8 – 0,87 t CO₂eq.

Eine erste Erkenntnis dieser Arbeit war, dass das Ernährungssystem global für mindestens ein Drittel der THG-Emissionen verantwortlich ist (vgl. Kapitel 2.1). Für die Stadt Oldenburg ist ein solcher Bezug auf die gesamten THG-Emissionen nur bedingt sinnvoll, da die aktuelle THG-Bilanz der Stadt nach der TB aufgestellt wurde und somit andere Systemgrenzen als die vorliegende Methodik betrachtet (vgl. Kapitel 1.1). Für eine datenbasierte Einschätzung des Anteils der ernährungsbedingten THG-Emissionen an den Gesamtemissionen der Stadt Oldenburg müsste eine gesamte konsumbasierte THG-Bilanz aufgestellt werden. Dennoch zeigt der Vergleich der aktuellen THG-Bilanz mit vorliegenden Ergebnissen die Relevanz ernährungsbedingter THG-Emissionen. Bei einer Gesamtsumme der THG-Bilanz 2018 der Stadt Oldenburg von 1.203.000 t CO₂eq (Stadt Oldenburg, 2021a) würden die ernährungsbedingten THG-Emissionen etwa 10% einnehmen. Es lässt sich aber annehmen, dass der reale Anteil der ernährungsbedingten THG-Emissionen etwa ähnlich hoch wie in den betrachteten Praxisbeispielen liegt, also 10-30% (vgl. Kapitel 3.4).

Im Vergleich mit den Praxisbeispielen (vgl. Kapitel 3.4) und dem vorläufigen Ergebnis auf Grundlage deutscher Durchschnittswerte (vgl. Kapitel 4.1) fällt zudem auf, dass die

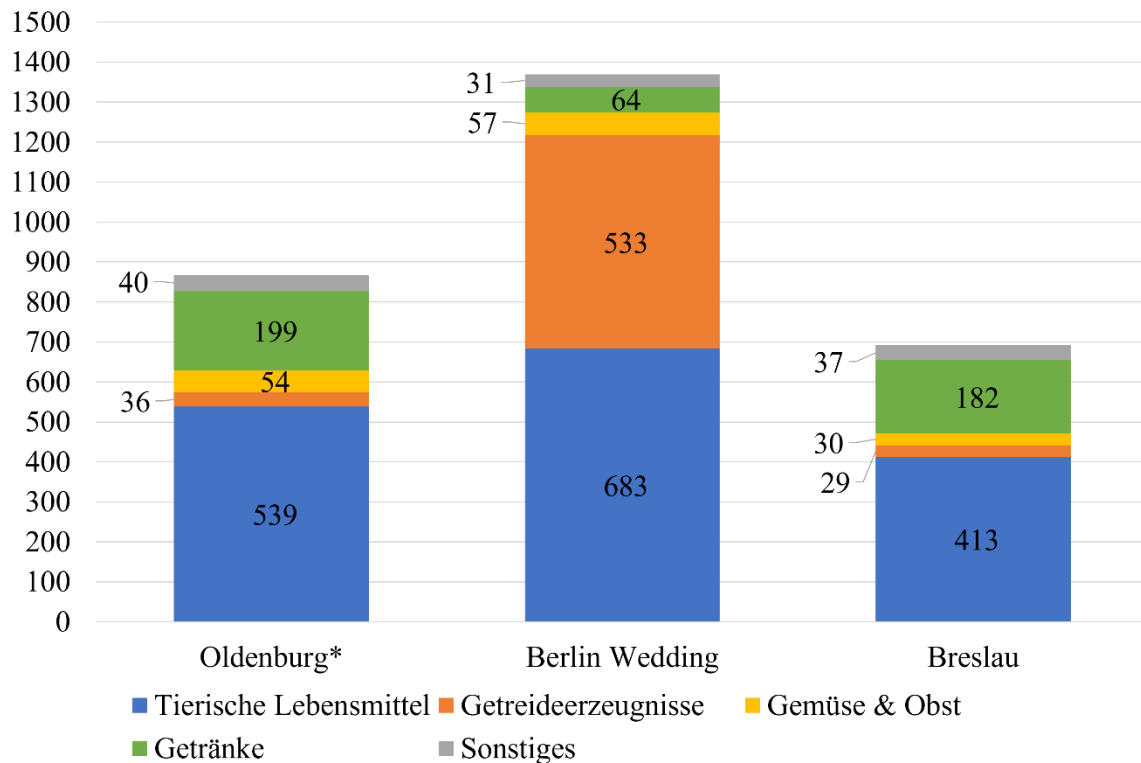
vorliegenden Ergebnisse der Menge ernährungsbedingter Pro-Kopf-THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg deutlich niedriger sind. Nur die Pro-Kopf-THG-Emissionen in der polnischen Stadt Breslau sind noch etwas niedriger, was damit zu begründen ist, dass nur die meistkonsumierten Lebensmittel in der Untersuchung berücksichtigt wurden (Świąder et al., 2018). Das niedrige Ergebnis der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg ist darauf zurückzuführen, dass die gewählte Methodik der Arbeit nicht den gesamten Nahrungsmittelkonsum erfasst. Der Verzehr von Lebensmitteln außer Haus sowie der gastronomische Lieferservice wurden nicht erfasst, da die EVS diesen Teil des Konsums lediglich zusammengefasst in monetären Konsumausgaben angibt (vgl. Kapitel 4.2). LCA-EF sind allerdings nur für spezifische Produkte oder Produktgruppen verfügbar und basieren meist auf physischen Einheiten. Deshalb konnten die THG-Emissionen durch Außer-Haus-Verzehr, einschließlich Mensen und Kantinen, sowie durch weiteres gastronomisches Angebot nicht berechnet werden. Der Außer-Haus-Verzehr von Lebensmitteln bildet allerdings etwa 25% der gesamten Ausgaben der Privathaushalte in Niedersachsen für Nahrungsmittel (LSN, 2018), sodass in der Berechnung der THG-Emissionen ein großer Teil des Konsums unberücksichtigt blieb. Andere städtische konsumbasierte THG-Bilanzen auf Grundlage von Umwelt-IOA zeigen, dass der Außer-Haus-Verzehr von Lebensmitteln 10-30% der ernährungsbedingten THG-Emissionen ausmachen kann (Jones, 2020; Lenk et al., 2021). Die ernährungsbedingten THG-Emissionen, die durch den Lebensmittelkonsum in Mensen und Kantinen entstehen, sind zudem von besonderer Bedeutung, da diese teilweise direkt durch politische Entscheidungen beeinflusst werden können. Allein die THG-Emissionen durch konsumierte Fleischwaren und Fette in der Mensa der Universität Oldenburg entsprechen mit 469 t CO₂eq im Jahr 2019 den ernährungsbedingten THG-Emissionen von über 300 Haushalten (Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 2022). Ansätze zur Erfassung der THG-Emissionen aller Mensen und Kantinen in Oldenburg sowie diesbezügliche Klimaschutzmaßnahmen werden näher in Kapitel 5.5 diskutiert.

Eine mögliche Gefahr der gewählten Bilanzierungsmethodik ist es außerdem, dass der Konsum öffentlicher Einrichtungen aufgrund fehlender Daten nicht ausreichend erfasst werden kann (vgl. Kapitel 3.3). Auch in der vorliegenden Untersuchung wurde ausschließlich der Konsum privater Haushalte berücksichtigt. In der EVS dokumentieren die teilnehmenden Haushalte nämlich nur Lebensmittel, die sie selbst erworben haben (Statistisches Bundesamt, 2020). Somit bleiben Mahlzeiten, die durch Organisationen oder öffentliche Einrichtungen bereitgestellt wurden, nicht berücksichtigt und werden demnach auch nicht in den vorliegenden Ergebnissen abgebildet. Ein weiterer Grund für das vergleichsweise niedrige Ergebnis ist, dass die Zubereitung, Lagerung und der Transport nach dem Kauf der Lebensmittel nicht von den genutzten EF

eingeschlossen werden (Reinhardt et al., 2020). Dabei fallen etwa ein Fünftel des Stromverbrauchs in Haushalten auf die Lebensmittelzubereitung oder -lagerung (vgl. Kapitel 2.2.3). Außerdem zeigen Untersuchungen, dass der Endkonsum für 3-9% der gesamten THG-Emissionen des Ernährungssystems verantwortlich sind (Audsley et al., 2009; Crippa et al., 2021; Garnett, 2011). Abschließend lässt sich festhalten, dass die berechneten Ergebnisse der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg einerseits nicht den gesamten Nahrungsmittelkonsum und andererseits nicht den gesamten Lebenszyklus der Lebensmittel abbilden. Deshalb sind die tatsächlichen ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg höher zu bewerten.

Eine weitere Erkenntnis von Kapitel 2 war, dass tierische Lebensmittel eine besondere Rolle in der Klimakrise haben und in Europa für mehr als die Hälfte der gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen verantwortlich sind (Camanzi et al., 2017). Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit können diese Einschätzung bestätigen. In der Stadt Oldenburg werden sogar über 60% der ernährungsbedingten THG-Emissionen durch tierische Lebensmittel verursacht (vgl. Kapitel 4.5). Während aber die Untersuchung für Europa ergab, dass Fleisch mit 38% für den größten Anteil ernährungsbedingter THG-Emissionen verantwortlich ist, sind in den vorliegenden Ergebnissen Milchprodukte und Eier, einschließlich Butter, mit 37% die größte THG-Quelle. Um die Ergebnisse der einzelnen Lebensmittelkategorien genauer einordnen zu können, werden die Untersuchungen von Lenk et al. (2021) und Świąder et al. (2018) herangezogen. Erstere verwendeten ebenfalls die EVS als Datengrundlage und Zweitere nutzten eine ähnliche methodische Herangehensweise. Der Vergleich der drei Ergebnisse (vgl. Abbildung 16) zeigt in den Lebensmittelkategorien tierische Lebensmittel sowie Obst & Gemüse große Ähnlichkeiten, während in den Kategorien Getränke und Getreideerzeugnisse erhebliche Unterschiede in den methodischen Herangehensweisen festzustellen sind. Die Untersuchung von Lenk et al. (2021) auf Grundlage von Umwelt-IOA liefern etwa höhere pro-Kopf-THG-Emissionen in der Kategorie Getreideerzeugnisse und ein viermal geringeres Ergebnis im Bereich Getränke. Andere Untersuchungen ergaben THG-Emissionen durch Getränke von 140 – 236 kg CO₂ und durch Getreideerzeugnisse von 100 – 340 kg CO₂eq (Camanzi et al., 2017; Jones, 2020; Ljungstedt, 2017; WWF Berlin, 2012). Das vorliegende Ergebnis im Bereich der Getränke befindet sich damit in einem nachvollziehbaren Rahmen. Die errechnete Menge der THG-Emissionen durch Getreideerzeugnisse in der Stadt Oldenburg sind allerdings als deutlich zu gering zu bewerten. Der geringe Wert hat zwei mögliche Gründe: Zum einen fällt der Konsum von Getreideerzeugnissen in der EVS sehr niedrig aus. Laut einer Statistik des BMEL lag der pro-Kopf-Konsum von Getreideerzeugnissen in Deutschland im Jahr 2018 bei 87kg (Statistik abrufbar unter

BMEL, o.J.). Die Ergebnisse der EVS für Niedersachsen liegen bei nur etwa 44 kg (LSN, 2018). Die Mengenangaben aus der EVS als Datengrundlage werden näher in Kapitel 5.4 diskutiert. Ein zweiter Grund sind zum anderen die relativ niedrigen genutzten EF für Getreideerzeugnisse von Reinhardt et al. (2020). Der WWF nutzte bspw. für seine Untersuchung einen EF von 1,68 kg CO₂eq/kg für Getreideerzeugnisse, exklusive Reis (WWF Berlin, 2012), während Reinhardt et al. (2020) einen EF von 0,6 kg CO₂eq/kg ausweisen. Die Nutzung von EF wird ebenfalls in Kapitel 5.4 diskutiert.



* Berechnungsgrundlage: Niedersächsischer Durchschnittshaushalt

Abbildung 16: Jährliche ernährungsbedingte pro-Kopf THG-Emissionen in Oldenburg, Berlin Wedding und Breslau in kg CO₂eq (Eigene Darstellung basierend auf Lenk et al., 2021 und Świąder et al., 2018)

5.2 Einfluss von Haushaltsmerkmalen auf ernährungsbedingte THG-Emissionen

In der vorliegenden Arbeit wurden Ergebnisse auf Grundlage der Verteilung drei verschiedener Haushaltsmerkmale in der Stadt Oldenburg ermittelt. Die leichten Abweichungen der Gesamtergebnisse und dessen Gründe wurde bereits in Kapitel 4.5.5 diskutiert. Die Ergebnisse zeigen allerdings auch Unterschiede zwischen den ernährungsbedingten THG-Emissionen je Haushalt nach verschiedenen Haushaltsmerkmalen. Eine Interpretation auf Haushaltsebene ist grundsätzlich schwierig, da Konsummengen vor allem von der Haushaltsgröße beeinflusst werden, welche aber nicht bei allen Haushaltsmerkmalen berücksichtigt wird. Ein pro-Kopf-Vergleich

verschiedener Merkmale wäre also aussagekräftiger. Dennoch lassen sich unter Berücksichtigung der Literatur folgende Rückschlüsse ziehen.

Das erste Merkmal, nach dessen Verteilung in Oldenburg die THG-Emissionen berechnet wurden, ist die Haushaltsgröße. Die Ergebnisse zeigen, dass die THG-Emissionen mit zunehmender Haushaltsgröße erwartungsgemäß steigen. Zwischen den einzelnen Lebensmittelkategorien sind die Steigungen sehr ähnlich. Allerdings verläuft die Steigung der THG-Emissionen nicht proportional je Person (vgl. Kapitel 4.5.2). Ein möglicher Grund dafür ist, dass Haushalte mit mehreren Personen häufiger Kinder einschließen, die nicht so viel konsumieren wie Erwachsene. In der Stadt Oldenburg gibt es etwa 15.000 Haushalte mit Kindern (Stadt Oldenburg, 2020), was mehr als 40% der Haushalte mit 2 oder mehr Personen entspricht. Ein weiterer möglicher Grund ist, dass alleinlebende Haushalte im Schnitt mehr Lebensmittel verschwenden und somit der Lebensmittelkonsum pro Person höher ist als in Mehrpersonenhaushalten (Ventour, 2008).

Die Berechnung auf Grundlage der Verteilung des Haushaltsmerkmals Berufsstellung ergab, dass Haushalte mit einer nichterwerbstätigen Haupteinkommensperson etwa 20% weniger ernährungsbedingte THG-Emissionen als Haushalte mit einer erwerbstätigen Haupteinkommensperson verursachen (vgl. Kapitel 4.5.3). Dieser Unterschied entsteht vor allem in den Lebensmittelkategorien Fleischwaren, Molkereiprodukte und Eier sowie alkoholfreie Getränke. Der Unterschied in den THG-Emissionen durch Getränke ist vor allem mit dem deutlichen Mehrkonsum von Mineralwasser, Softdrinks und Säften in Haushalten mit einer erwerbstätigen Haupteinkommensperson zu begründen. Innerhalb der tierischen Lebensmittel ist der Mehrkonsum gleichmäßig verteilt und es gibt keine untergeordnete Lebensmittelkategorie, die besonders hervorsteicht (vgl. Anhang D). Da anzunehmen ist, dass Haushalten mit einer erwerbstätigen Haupteinkommensperson mehr Geld zur Verfügung steht, ist der erhöhte Konsum von tierischen Lebensmitteln und Softdrinks nachvollziehbar. Mineralwasser wird möglicherweise von Haushalten mit einer nichterwerbstätigen Haupteinkommensperson durch Leitungswasser ersetzt, um Geld zu sparen. Belegbar ist dies allerdings nicht und bleibt hypothetisch. Die Nationale Verzehrsstudie II aus dem Jahr 2008 ergab sogar, dass der Konsum von tierischen Lebensmitteln in den oberen Gesellschaftsschichten geringer ist als in der Unterschicht (Max Rubner-Institut, 2008). Der Unterschied im Konsum könnte zudem auch in unterschiedlichen Haushaltsgrößen begründet liegen, die nicht in diesem Merkmal berücksichtigt werden. So ist es denkbar, dass Haushalte mit einer erwerbstätigen Haupteinkommensperson im Schnitt größer sind. Ein Indiz dafür ist, dass auch der gesamte Lebensmittelkonsum dieser Haushalte höher ist (vgl. Anhang D). Außerdem sind ein großer Teil der nichterwerbstätigen Personen

Rentner*innen, welche aufgrund des durchschnittlich hohen Alters einen geringeren Energiebedarf haben und somit vermutlich weniger Lebensmittel konsumieren (DGE, 2017).

Die Berechnung unter Berücksichtigung des Haushaltsmerkmals Alter liefert sehr ähnliche Mengen ernährungsbedingter THG-Emissionen für die analysierten Altersgruppen (vgl. Kapitel 4.5.4). Die geringen Unterschiede sind mit den sehr weiten Altersintervallen der verfügbaren HSD zu begründen. Es fallen teilweise zwei Generationen in ein Altersintervall. Für einen sinnvollen Vergleich müssten kleinere Altersintervalle betrachtet werden, was die genutzte Datengrundlage nicht ermöglicht. Andere Untersuchungen belegen, dass es durchaus Unterschiede im Ernährungsverhalten zwischen verschiedenen Altersgruppen gibt. Laut Ernährungsreport 2021 und Robert-Koch-Institut (RKI) ist der größte Anteil vegetarisch und vegan lebender Menschen in Deutschland in der Altersgruppe 14 – 29 Jahre zu finden (forsa Politik- und Sozialforschung GmbH, 2021; RKI, 2016). Der Obst- und Gemüsekonsum ist in höheren Altersgruppen stärker ausgeprägt (RKI, 2017a, 2017b). Unterschiedliche Ernährungsweisen wirken sich dementsprechend auch auf die THG-Emissionen aus.

Abschließend lässt sich bewerten, dass die Ergebnisse keine gesicherten Erkenntnisse über den Einfluss von Haushaltsmerkmalen auf die ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg bzw. Niedersachsen liefern konnten. Zum einen sind Haushalte als Untersuchungseinheit für sozio-demografisch bedingte Einflüsse auf das Konsumverhalten problematisch, da immer die Haushaltsgröße berücksichtigt werden muss. Zum anderen ist die Datengrundlage nicht detailliert genug. Die EVS 2018 liefert nicht zu allen Haushaltsmerkmalen statistisch belastbare Daten und die HSD für die Stadt Oldenburg sind zu grob gefasst. Es existieren hingegen Untersuchungen zum Einfluss von sozio-demografischen Merkmalen auf das Ernährungsverhalten in Deutschland, wie bspw. die Nationale Verzehrsstudie II (Max Rubner-Institut, 2008), der Ernährungsreport 2021 (forsa Politik- und Sozialforschung GmbH, 2021) oder Berichte des Robert-Koch-Instituts (RKI, 2020).

5.3 Reduktionspotenziale bei Umstellung des Ernährungsverhaltens

In Kapitel 2.3 wurden bereits Ansätze beschrieben, wie ernährungsbedingte THG-Emissionen reduziert werden können. Reduktionsansätze in Bezug auf das Ernährungsverhalten wurden dann in drei Berechnungsszenarien berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.6) und werden im Folgenden diskutiert.

Unumstritten ist, dass der Konsum tierischer Lebensmittel weltweit deutlich sinken muss, um die Klimakrise zu bewältigen. Die Produktion tierischer Lebensmittel benötigt enorme Flächen, verursacht den Großteil ernährungsbedingter THG-Emissionen und trägt dabei weniger zur

globalen Kalorien- und Proteinzufuhr bei als pflanzliche Lebensmittel (vgl. Kapitel 2.1). Die Umstellung auf eine Ernährung mit weniger oder keinen tierischen Produkten birgt weltweit enormes THG-Reduktionspotenzial (vgl. Kapitel 2.3.2). Auch in der Stadt Oldenburg sind über 60% der ernährungsbedingten THG-Emissionen auf tierische Lebensmittel zurückzuführen (vgl. Kapitel 4.5) und der Konsum tierischer Lebensmittel liegt über den gesundheitlich empfehlenswerten Richtwerten der DGE (vgl. Kapitel 4.6.1). Eine Ernährungszusammensetzung nach der Empfehlung des WWF mit deutlich weniger tierischen Lebensmitteln (WWF Berlin, o.J.) würde bereits eine Reduktion der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg um 35% bedeuten (vgl. Kapitel 4.6.1). Während nicht überall auf der Welt eine Ernährungsumstellung ohne weiteres möglich ist, ist zudem die Lebensmittelauswahl in Deutschland groß genug, um problemlos tierische Lebensmittel zu ersetzen und dabei eine gesunde Nährstoffaufnahme zu gewährleisten (Richter et al., 2016). Die Reduktion des Konsums tierischer Lebensmittel sollte also ein Ziel der Klimaschutzmaßnahmen in Oldenburg sein. Ansätze zur Erreichung werden in Kapitel 5.5 diskutiert.

Die Ergebnisse des zweiten Szenarios zeigen, dass mehr Konsum von Lebensmitteln aus biologischer Landwirtschaft zu einer Steigung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg führen kann (vgl. Kapitel 4.6.2). Dies ist auf die deutlich höheren EF für tierische Lebensmittel in Bio-Qualität zurückzuführen. Reinhardt et al. (2020) weisen aber darauf hin, dass sich die höheren EF vor allem aus dem höheren Flächenverbrauch von biologischen Erzeugnissen ergeben. Die THG-Emissionen durch Flächennutzung, welche in Deutschland vor allem durch die Nutzung ehemaliger Moorflächen entstehen, sind somit durchschnittlich bei biologischen Lebensmitteln höher. Ob bereits genutzte ehemalige Moorflächen renaturiert werden würden, wenn weniger Lebensmittel aus biologischer Landwirtschaft konsumiert werden, ist allerdings zweifelhaft. Die höheren EF sind also in der Berechnungsmethodik mit Durchschnittswerten begründet und sollten kein Anreiz dazu sein, weniger biologische Lebensmittel einzukaufen (Reinhardt et al., 2020). Treu et al. (2017) kommen bei der Untersuchung verschiedener LCA biologischer und konventioneller Lebensmittel ebenfalls zu dem Ergebnis, dass eine Ernährungsweise mit großem Anteil biologischer Produkte bezogen auf THG-Emissionen keine Vorteile gegenüber einer konventionellen Ernährung hat. Da LCA meist mit einem produktbasierten Ansatz den Output von Landwirtschaft betrachten und Ökosystemleistungen nachhaltiger Landwirtschaft wie bspw. Biodiversität teilweise unzureichend berücksichtigen, tendieren sie allerdings dazu, konventionelle Anbaumethoden, die höhere Erträge je Flächeneinheit erbringen, besser zu bewerten (van der Werf et al., 2020). Neben den THG-Emissionen sind aber noch andere ökologische Faktoren in der Konsumententscheidung zu beachten.

Biologische Landwirtschaft fördert nämlich Biodiversität (Rahmann, 2011), verwendet keine Pestizide, hat höhere Standards zur Gewährleistung des Tierwohls (Europäische Kommission, o.J.) und Lebensmittel aus biologischer Landwirtschaft können gesundheitliche Vorteile haben (Reganold & Wachter, 2016). Der Konsum von Produkten aus biologischer Landwirtschaft kann also grundsätzlich ökologisch vorteilhaft sein, wenn gleichzeitig auch die Ernährung pflanzenbasierter gestaltet wird.

Im dritten Szenario ergaben die Berechnungen, dass eine nach dem Thünen-Report realistische Vermeidung der Lebensmittelabfälle von 44% in Privathaushalten zu einer Reduktion der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Oldenburg um 4% führen würde (vgl. Kapitel 4.6.3). Diese Berechnung berücksichtigt nur die in Privathaushalten anfallenden Lebensmittelabfälle, welche in Deutschland etwa die Hälfte aller Lebensmittelabfälle ausmachen. Darüber hinaus fallen vor allem in der Gastronomie (14%) und in der Verarbeitung (18%) weitere Lebensmittelabfälle an (T. Schmidt et al., 2019). Der ungesunde Überkonsum von Nahrungsmitteln, welcher ebenfalls den Lebensmittelverlusten zuzuordnen ist und dementsprechend für THG-Emissionen sorgt (vgl. Kapitel 2.3.2), wurde in der Berechnung außerdem nicht berücksichtigt. Der Vermeidung von Lebensmittelverlusten entlang der gesamten Wertschöpfungskette kann also ein höheres Reduktionspotenzial zugesprochen werden als in Szenario 3 errechnet. Darüber hinaus kann die Vermeidung von Lebensmittelverlusten dazu beitragen, die globale Lebensmittelsicherheit zu gewährleisten und Landnutzungsänderungen zu verringern (vgl. Kapitel 2.3.2).

Neben den drei Reduktionsszenarien gibt es weitere Maßnahmen aus der Konsumsicht, die THG-Emissionen senken können, aber aus methodischen Gründen oder aufgrund von fehlenden Daten nicht berechnet wurden. Wie in Kapitel 2.3.2 dargestellt, kann der Konsum von regional und saisonal produzierten Lebensmitteln grundsätzlich THG-Emissionen senken. Regionalität und Saisonalität müssen allerdings stets gemeinsam betrachtet werden, da regionale, aber nicht-saisonale Lebensmittel deutlich energieintensiver als importierte Lebensmittel sein können, wie bspw. Wintertomaten aus dem Gewächshaus oder Äpfel aus dem Kühlhaus (vgl. Kapitel 2.3.2). Neben der Entfernung zwischen Produktions- und Konsumort werden unter dem Begriff Regionalität häufig außerdem gesamte nachhaltige Ernährungssysteme verstanden, wie bspw. solidarische Landwirtschaft oder Urban Gardening, die Teil einer ökologischen Agrarwende sind und zu einer nachhaltigen Regionalentwicklung beitragen (Kögl et al., 2009).

In den Ergebnissen wurden alkoholfreie Getränke als drittgrößte THG-Quelle nach Fleischwaren und Milchprodukten & Eiern identifiziert. Mineralwasser ist dabei die zweitgrößte THG-Quelle nach Säften innerhalb der alkoholfreien Getränke (vgl. Kapitel 4.5). Der Konsum von

Leitungswasser anstelle von Mineralwasser ist also eine relativ einfache Verhaltensänderung, die schnell THG-Emissionen reduziert. Reinhardt et al. (2020) weisen für Leitungswasser den EF von 0 aus, während Mineralwasser einen EF von 0,2 kg CO₂eq/kg aufweist. Auch eine Ökobilanzierung verschiedener Formen von Trinkwasser durch Jungbluth et al. (2014) ergab, dass Leitungswasser direkt aus dem Hahn am umweltfreundlichsten ist und die THG-Emissionen je Liter gegen 0 laufen. Würden in der Stadt Oldenburg also alle Haushalte den gesamten Mineralwasserverbrauch mit Leitungswasser ersetzen, könnten jährlich etwa 5.000 tCO₂eq vermieden werden und somit die gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen um fast 4% gesenkt werden.

Veränderungen des Ernährungsverhaltens können signifikant THG-Emissionen senken. Am wirksamsten ist eine Kombination aller diskutierten Maßnahmen miteinander. Regionale Klimapolitik muss also darauf abzielen, dass die Menschen sich pflanzenbasierter ernähren, Lebensmittelabfälle vermeiden und möglichst biologische, regionale sowie saisonale Erzeugnisse konsumieren. Die konsumbasierte Bilanzierung beleuchtet vor allem Reduktionsmaßnahmen aus der Konsument*innensicht. Dabei sind Klimaschutzmaßnahmen aus der Produktionssicht (vgl. Kapitel 2.3.1) ebenso wichtig. Wie die diskutierten Veränderungen des Ernährungsverhaltens und Klimaschutzmaßnahmen in der Nahrungsmittelproduktion in der Ernährungsstrategie in Oldenburg adressiert werden können, wird in Kapitel 5.5 diskutiert.

5.4 Methodik-Diskussion und Limitationen

Zuvor wurde bereits diskutiert, dass die Ergebnisse nicht die gesamten ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg abbilden, da einerseits nicht der gesamte Lebensmittelkonsum und andererseits nicht alle Lebenszyklusphasen der Lebensmittel erfasst werden konnten (vgl. Kapitel 5.1). Diese Limitationen sind vor allem in der verfügbaren Datengrundlage begründet.

Primärdaten zum Ernährungsverhalten in der Stadt Oldenburg existieren derzeit keine. Deshalb wurden die Konsummengen der Privathaushalte der Ergebnisse der EVS 2018 für das Land Niedersachsen entnommen. Die EVS ist die größte Haushaltsbefragung dieser Art in Europa, hat einen sehr großen Stichprobenumfang und ist somit eine grundsätzlich verlässliche Datenquelle (Statistisches Bundesamt, 2022). Andere Autor*innen nutzten die gleiche Datengrundlage für die Aufstellung einer konsumbasierten THG-Bilanz (Lenk et al., 2021). Der Konsum in der EVS wird in Geldeinheiten und Gewicht erfasst. Für die vorliegenden Berechnungen wurden Gewichtseinheiten genutzt, da die Berechnung von THG-Emissionen mithilfe von LCA-EF und physischen Einheiten genauer ist (vgl. Kapitel 3.3). Die Mengenangaben liegen

jedoch weniger detailliert und statistisch belastbar vor als die Konsumausgaben. Für gewisse Merkmalsausprägungen der Haushalte mussten deshalb Durchschnittswerte ermittelt oder Annahmen getroffen werden (vgl. Kapitel 4.4.1). Außerdem bestehen Zweifel, wie vollständig die Mengenangaben sind. Vergleicht man die Ergebnisse der EVS mit Daten vom BMEL zum Nahrungsmittelverbrauch (BMEL, o.J.) in Deutschland, sind die Mengenangaben der EVS teilweise sehr niedrig. So liegt bspw. der pro-Kopf Fleischkonsum im Jahr 2018 nach der EVS bei etwa 35kg und laut BMEL bei 60kg. Ähnliche Differenzen ergeben sich auch in anderen Lebensmittelkategorien. Teilweise können diese Unterschiede mit den fehlenden Außer-Haus-Verzehrmengen begründet werden, aber nicht vollständig. Ein entsprechender Hinweis auf Unvollständigkeit der Mengenangaben in den Ergebnissen der EVS existiert nicht. Diese Limitation ist also ein weiterer Grund für die vergleichsweise niedrigen errechneten Ergebnisse. Für eine erneute Berechnung ernährungsbedingter THG-Emissionen ist auch die Nutzung der Konsumausgaben mithilfe von Umwelt-IOA oder die Erhebung von Primärdaten zum Ernährungsverhalten in Oldenburg denkbar. Mithilfe der Verteilung von Haushaltsmerkmalen in Oldenburg auf Grundlage von HSD wurde versucht, ein für Oldenburg spezifischeres Ergebnis zu errechnen. Die Ergebnisse konnten allerdings als nicht aussagekräftig bewertet werden (vgl. Kapitel 5.2). Die HSD für Niedersachsen aus dem Jahr 2018 liegen einerseits nicht detailliert genug vor und andererseits können Konsummengen von Haushalten mit Merkmalen, die nur sehr gering in der Befragung repräsentiert wurden, in der EVS nicht statistisch belastbar abgebildet werden.

Neben den Konsummengen bildeten die EF den zweiten Teil der Berechnungsmethodik. Die Nutzung von EF aus der Literatur bedeutet, dass Durchschnittswerte für die einzelnen Lebensmittelkategorien genutzt wurden und somit nicht die realen THG-Emissionen abgebildet werden können. Dieses Vorgehen ist allerdings alternativlos, da die Durchführung von LCA für jedes einzelne konsumierte Lebensmittel schlicht unmöglich ist. Die Untersuchung von Reinhardt et al. (2020) bildet eine geeignete Datenquelle für EF von Lebensmitteln zur Berechnung ernährungsbedingter THG-Emissionen. Die Untersuchung liefert durchschnittliche EF für 188 verschiedene in Deutschland verkaufte Lebensmittel, die alle mit einer konsistenten Methodik bestimmt wurden. So wird die Vergleichbarkeit zwischen den Lebensmittelkategorien sichergestellt. Die in Kapitel 2.2 beleuchteten Lebenszyklusphasen wurden von Reinhardt et al. (2020) bis auf den Transport nach dem Kauf, den Konsum und die Entsorgung¹⁸ berücksichtigt, sodass für die THG-Emissionen durch Entsorgung eine eigene Berechnung durchgeführt wurde (vgl.

¹⁸ Nur die Lebensmittelentsorgung wurde nicht berücksichtigt. Die Entsorgung der Verpackungsmaterialien ist in den EF enthalten

Kapitel 4.4.1). Landnutzungsänderungen können große Mengen indirekter THG-Emissionen verursachen, werden aber häufig in THG-Bilanzen nicht mit einbezogen (vgl. Kapitel 2.2.1). Die gewählten EF beziehen diese THG-Emissionen durch Landnutzungsänderungen nach Fehrenbach et al. (2020) ein. Darüber hinaus wurden sie nach den gängigen ISO Standards zur Ökobilanzierung berechnet (International Organization for Standardization, 2006). Ein weiterer Vorteil von LCA oder Ökobilanzierung ist, dass die Lebenszyklusschritte im Einzelnen auf Umweltauswirkungen untersucht werden können (vgl. Kapitel 3.3). Die genutzten EF wurden allerdings nur als Gesamtwerte angegeben, sodass dies nicht möglich war. Es ist aber davon auszugehen, dass eine ähnliche Verteilung vorliegt wie in Kapitel 2.2 dargestellt. Wichtig zu betonen ist bei der Nutzung von EF, dass vor allem bei tierischen Nahrungsmitteln große Bandbreiten in den Werten vorliegen. Reinhardt et al. (2020) weisen bspw. bei Rindfleisch auf einen Bereich zwischen 11 und 30 kg CO₂eq/kg hin. Beispielhaft für abweichende Ergebnisse sind die Untersuchung von Meier (2013) mit höheren EF und Nielsen et al. (2007) mit niedrigeren EF zu nennen.

Die ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg wurden mithilfe des Ansatzes der konsumbasierten THG-Bilanzierung berechnet. Inwiefern dieser Ansatz für eine kontinuierliche Erfassung der gesamten THG-Emissionen in Oldenburg oder anderen deutschen Städten geeignet ist, wird im Folgenden diskutiert. Wie in Kapitel 3.2 dargestellt, ist dieser Ansatz für Städte grundsätzlich sehr gut geeignet, da indirekte importierte THG-Emissionen durch Produktion von in der Stadt verbrauchten Gütern und Dienstleistungen erfasst werden können. Er kann die Sichtweise auf die THG-Emissionen einer Stadt verändern. Die Betrachtung ausschließlich territorialer THG-Emissionen kann den Anschein erwecken, dass die THG-Emissionen einer Stadt in den letzten Jahren gesunken sind, während eine konsumbasierte THG-Bilanz eher einen stagnierenden oder sogar steigenden Trend feststellt (Hult & Larsson, 2016; Jones, 2020). KB vervollständigt somit das Bild der THG-Emissionen einer Stadt und kann weitere Potenzialfelder für Klimaschutzmaßnahmen aufzeigen (Broekhoff et al., 2019). Darüber hinaus kann die KB die bereits beschriebene Datenlücke in deutschen regionalen Klimaschutzkonzepten (vgl. Kapitel 1, Rioussset et al., 2020) schließen, um politische Entscheidungen für Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Konsum zu legitimieren. So kann auch das vorliegende Ergebnis als Grundlage für politische Entscheidungen zum Klimaschutz im Bereich Ernährung in der Stadt Oldenburg dienen.

KB bringt aber auch Probleme mit sich. Vor allem gibt es häufig keine valide und umfassende primäre Datengrundlage, die den gesamten Konsum einer Stadt abbildet. Meist werden nationale Durchschnittsdaten genutzt, was zu Ungenauigkeiten führt (vgl. Kapitel 3.4). Die in der

BISKO angesprochene schlechte Datenlage in deutschen Städten und Kommunen (Hertle et al., 2019) konnte auch in der Stadt Oldenburg festgestellt werden. Zudem gibt es keine konsistente und einheitliche Methodik zur KB, sodass die Vergleichbarkeit zwischen Städten nur bedingt möglich ist. Je nach Annahmen, Systemgrenzen und Methodik können die konsumbasierten pro-Kopf-Emissionen zwischen Städten stark voneinander abweichen (vgl. Kapitel 3.4, 5.1). Um die doppelte Erfassung von THG-Emissionen zu vermeiden, müssen aber möglichst konsistente Methodiken verwendet werden (vgl. Kapitel 3.2). Ein weiteres Problem der KB ist, dass die Verantwortung auf die Konsument*innen verschoben wird, obwohl in der Produktion und Politik häufig die größeren Hebel zur THG-Reduktion liegen (Hult & Larsson, 2016; Ramaswami et al., 2011).

Deshalb sollten weiterhin territoriale THG-Bilanzierungen nach der BISKO erstellt werden, um Städte in Deutschland miteinander vergleichen zu können, die Erreichung der Klimaziele über die Zeit messen zu können und die Verantwortung zur THG-Reduktion nicht ungleich zu verschieben. Die territoriale Sicht der THG-Emissionen durch die BISKO muss jedoch durch eine konsumbasierte THG-Bilanz ergänzt werden, um die THG-Emissionen einer Stadt umfassend abbilden zu können. Bisher wird KB in Deutschland viel zu selten angewandt (vgl. Kapitel 3.4), was dazu führt, dass regionale Klimaschutzkonzepte Konsum & Ernährung unzureichend adressieren (Müller et al., 2020; Rioussset et al., 2020).

5.5 Praktische Implikationen für den Klimaschutz in der Stadt Oldenburg

Die Ergebnisse dieser Thesis zeigen vor allem Reduktionspotenziale durch die Veränderung des Konsumverhaltens. Wie in Kapitel 5.1 diskutiert, sollten Klimaschutzmaßnahmen diesbezüglich den Effekt haben, dass der Konsum tierischer Lebensmittel deutlich gesenkt wird bei einer ausgewogenen und gesunden Ernährung, dass Lebensmittelabfälle reduziert werden und dass der Konsum regionaler und saisonaler Erzeugnisse angeregt wird. Ebenfalls haben die Ergebnisse gezeigt, dass der Umstieg auf Leitungswasser eine schnelle und einfache Änderung im Konsumverhalten zur THG-Reduktion darstellt. Mögliche Maßnahmen zur Erreichung dieser Konsumverhaltensänderungen unter Berücksichtigung von Praxisbeispielen, der Literatur, der Ernährungsstrategie Niedersachsens und bestehenden Ideen zur Ernährungsstrategie in Oldenburg werden im Folgenden diskutiert.

Ein sehr bedeutendes Handlungsfeld im Bereich Ernährung ist die öffentliche Gemeinschaftsverpflegung, da diese direkt von der Stadtverwaltung beeinflusst werden kann, die Verwaltung eine Vorbildrolle einnehmen kann und Menschen in jedem Alter erreicht werden können (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2021;

Riousset et al., 2020). Auch Judith Busch vom Ernährungsrat sieht in diesem Bereich ein hohes Potenzial, da sich in der Stadt Oldenburg bereits ein Rahmenkonzept für die Schulverpflegung in der Umsetzung befindet (J. Busch, Persönliche Mitteilung, 13. Februar 2022). Dieses beinhaltet unter anderem die Anwendung der DGE-Qualitätsstandards, Anforderungen für verschiedene Verpflegungs- und Ausgabesysteme, Preis- und Bezahlkonzepte und Ernährungsbildungsangebote (Stadt Oldenburg). Die DGE-Qualitätsstandards umfassen bereits Richtmengen für tierische Lebensmittel, die mit der WWF Ernährungszusammenstellung aus Szenario 1 (vgl. Kapitel 4.6.1) vereinbar sind (DGE, 2020). Das Oldenburger Rahmenkonzept sieht vor, diese Richtmengen einzuhalten (Stadt Oldenburg). Aufgrund des hohen Reduktionspotenzials der THG-Emissionen bei einem verringerten Konsum tierischer Lebensmittel ist die strikte Einhaltung auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse an dieser Stelle zu bekräftigen. Um eine Kontrolle zu ermöglichen, wäre es sinnvoll, auf Grundlage der DGE-Richtwerte Höchstgesamtmenngen für die einzelnen Mensen für den Verkauf von tierischen Lebensmitteln zu kalkulieren und diese regelmäßig zu überprüfen. Hilfreich wäre auch die Formulierung eigener Klimaziele und eine eigene THG-Bilanzierung für die öffentliche Gemeinschaftsverpflegung. Es könnte außerdem neben dem vom DGE empfohlenen Dauerangebot von ovo-lacto-vegetarischen¹⁹ Mahlzeiten (DGE, 2020) auch ein in regelmäßigen Abständen angebotener rein vegetarischer oder veganer Tag in einzelnen Mensen oder Kantinen umgesetzt werden, ähnlich wie es das Studentenwerk Oldenburg an der Universität Oldenburg praktiziert (Studentenwerk Oldenburg, 2022). Im Rahmenkonzept der Stadt Oldenburg wird zudem die „allgemeine Bevorzugung von biologischen, regionalen, saisonalen und fairen Lebensmitteln“ (Stadt Oldenburg, S. 13) als Qualitätsmerkmal definiert. Hier müssen konkretere Kriterien definiert werden, was diese Begriffe bedeuten. Dabei sollten Saisonalität und Regionalität immer zusammenhängend berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 5.3). Ein regional-saisonales Angebot kann zudem einen Bildungseffekt haben und zum Verständnis beitragen, wann welche einheimischen Lebensmittelpflanzen kultiviert werden können. Im Bereich der Lebensmittelverluste sollte neben den im Rahmenkonzept genannten Maßnahmen zur Abfallreduzierung ausgearbeitet werden, wie anfallende noch verwertbare Lebensmittelverluste²⁰ kostenlos zur Verfügung gestellt werden können (bspw. Foodsharing). Die vorgeschlagene Ausweitung des Rahmenkonzeptes auf jegliche städtische Einrichtungen und Veranstaltungen (FFF Oldenburg, 2020) ist zu unterstützen, damit das volle direkt beeinflussbare Reduktionspotenzial der Stadt ausgenutzt wird.

¹⁹ Ernährung ohne Fleisch und Fisch

²⁰ zB abgelaufenes Mindesthaltbarkeitsdatum

Aus Konsumsicht kann eine Stadt darüber hinaus nicht direkt ernährungsbedingte THG-Emissionen reduzieren. Durch Bildungs- und Informationsmaßnahmen kann allerdings das Konsumverhalten der Bürger*innen beeinflusst werden, was sich indirekt in den THG-Emissionen widerspiegelt. Der FFF-Leitantrag umfasst in diesem Bereich den Ausbau von Lehr- und Mensaküchen, Kochkurse und Unterrichtsangebote an Schulen sowie die Einbindung von nachhaltiger Ernährung in den Lehrplan von Schulen (FFF Oldenburg, 2020). Über den schulischen Kontext hinaus geht bspw. die Stadt Frankfurt mit der Initiative „Klimagourmet“, die jährlich eine ganze Veranstaltungs- und Workshop-Woche zu klimafreundlicher Ernährung sowie weitere Ausstellungen und eine Lernwerkstatt für Kinder organisiert (Stadt Frankfurt am Main, 2021). In der niedersächsischen Ernährungsstrategie lassen sich weitere Ansätze finden (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2021). Zur konzeptionellen Ausgestaltung der Maßnahmen können die Ergebnisse dieser Arbeit keinen Beitrag leisten. Sie können jedoch inhaltlich als Informationsquelle dienen, um das Verständnis in der Bevölkerung zu erhöhen, wie und in welchem Ausmaß Ernährung zur Klimakrise beiträgt und wie sich das eigene Konsumverhalten sich auf THG-Emissionen auswirkt.

Weitere Maßnahmenfelder zur Reduktion von THG-Emissionen, die eher die Produktionssicht betreffen, sind zusammengefasst die Reduzierung von Lebensmittelverlusten (bspw. rechtlicher Rahmen für die kostenlose Abgabe abgelaufener Lebensmittel), die Förderung regionaler und saisonaler Produkte und Wertschöpfungsketten (bspw. Bereitstellung von Vertriebsplattformen für umliegende Landwirt*innen oder die Förderung von Erzeuger*innen-Verbraucher*innen-Gemeinschaften) sowie die Förderung alternativer Lebensmittelproduktionssysteme (bspw. Urban Gardening) (Ernährungsrat Oldenburg, 2020; FFF Oldenburg, 2020; Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2021). Lebensmittelverluste, die vor dem Konsum anfallen, wurden nicht in dieser Arbeit berücksichtigt und können nicht durch Bildungs- und Informationsangebote adressiert werden. Diese Lebensmittelverluste bilden aber die Hälfte der Gesamtverluste (vgl. Kapitel 4.6.3) und sollten in Klimaschutzkonzepten adressiert werden. Regionale und saisonale Wertschöpfungsketten haben grundsätzlich positive Effekte auf die THG-Emissionen. Es sollte aber darüber aufgeklärt werden, dass Regionalität und Saisonalität nur zusammen gedacht werden können, um THG-Emissionen zu reduzieren (vgl. Kapitel 5.3). Die in Kapitel 2.3.1 dargestellten Ansätze zur THG-Reduktion in der Lebensmittelproduktion sollten für die Stadt Oldenburg und das Umland diskutiert und konkretisiert werden. Vor allem müssen attraktive Rahmenbedingungen für die regenerative

Landwirtschaft²¹ geschaffen werden, da diese zwar langfristig für Landwirt*innen wirtschaftliche Vorteile und robustere konstantere Ernten mit sich bringt, kurzfristig die Landwirt*innen aber finanzielle Unterstützung und Wissen benötigen (Demenois et al., 2020).

Die Ergebnisse dieser Thesis haben insgesamt für den Klimaschutz in Oldenburg vor allem einen aufklärenden und bildenden Wert. Eine der wichtigsten Erkenntnisse ist, dass zukünftige Klimaschutzmaßnahmen darauf abzielen müssen, dass eine grundlegende Veränderung des Ernährungsverhaltens der Menschen erfolgen muss. Regionale und saisonale Wertschöpfungsketten, die Vermeidung von Lebensmittelverlusten, Ökologische Landwirtschaft und alternative Produktionssysteme sind wichtig für eine nachhaltige Transformation des Ernährungssystems. Um aber die notwendige drastische Reduktion der ernährungsbedingten THG-Emissionen zu erreichen, ist die deutliche Reduzierung des Konsums tierischer Lebensmittel unabdingbar. Berechnungen des Öko-Instituts bestätigen diese Einschätzung (Harthan et al., 2020). Deshalb muss dies ein Hauptziel der Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Ernährung der Stadt Oldenburg sein. Für Städte sind zudem Klimaschutzmaßnahmen, die das Konsumverhalten adressieren besonders bedeutend, da der Großteil der ernährungsbedingten THG-Emissionen in Scope 3, also außerhalb der Stadtgrenzen, verursacht werden und somit nicht direkt beeinflusst werden können.

Die Kontrolle der Einhaltung der Klimaziele und die Bewertung des Fortschritts in der THG-Reduktion bedarf eines kontinuierlichen Monitorings der ernährungsbedingten THG-Emissionen. Wichtig ist dabei, dass eine möglichst konsistente Methodik genutzt wird, damit Veränderungen über die Zeit vergleichbar sind. Die eigentliche Berechnung der genutzten Bilanzierungsmethodik ist simpel und einfach anwendbar. Werden weiterhin die gleichen EF genutzt, können Veränderungen in den ernährungsbedingten THG-Emissionen durch sich änderndes Konsumverhalten der Haushalte gut abgebildet werden. Die Datengrundlage für das Konsumverhalten muss allerdings neu geschaffen werden, um Veränderungen spezifisch und aussagekräftig für die Stadt Oldenburg abbilden zu können. Daten zum Ernährungsverhalten müssten spezifisch für die Stadt Oldenburg durch bspw. Verbraucher*innenbefragungen regelmäßig erhoben werden. Diese Daten müssten so detailliert sein, wie EF für Produkte vorliegen. Der hohe Aufwand einer solchen Erhebung von Primärdaten wird als Hauptgrund gesehen, warum es in Deutschland kaum regionalspezifische THG-Bilanzierungen für den Konsum gibt (RiOUSset et al., 2020). Für ein kontinuierliches Monitoring ernährungsbedingter THG-Emissionen in der

²¹ Humusaufbau durch Zwischenfrüchte, Untersaaten, Optimierung der Fruchtfolge, verringerte Bodenbearbeitung, Einarbeitung von Pflanzenkohle (vgl. Kapitel 2.3.1)

Stadt Oldenburg, welches reale Veränderungen im Konsumverhalten der Bürger*innen abbilden kann, ist die Erhebung von Primärdaten allerdings notwendig.

Um ernährungsbedingte THG-Emissionen weniger detailliert, aber dafür im Gesamtkontext zu beurteilen, ist außerdem die Aufstellung einer gesamten konsumbasierten THG-Bilanz denkbar. Geeignet dazu wäre die Durchführung einer Umwelt-IOA (vgl. Kapitel 3.3), die allerdings für ein kontinuierliches Monitoring ebenfalls Primärdaten zum Konsumverhalten erfordert. Müller et al. (2020) schlagen vor, konsumbasierte THG-Emissionen mithilfe von Verbraucher*innenbefragungen durch den CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes zu berechnen. Diese Methodik hat den Vorteil, dass die Umsetzung einfach wäre, da das Tool schon existiert, und die konsumbasierten THG-Emissionen zwischen Städten und Kommunen gut verglichen werden könnten. Der Nachteil ist, dass das Tool keine spezifischen Konsummengen oder -ausgaben für einzelne Produkte oder Produktgruppen berücksichtigt. Im Bereich Ernährung werden neben den verschiedenen Ernährungsformen Saisonalität, Regionalität und Biologische Produkte berücksichtigt. Die Verwaltung der Stadt Oldenburg stellt zudem das Tool bereits ihren Bürger*innen zur Verfügung (KlimAktiv gGmbH et al., o. J.).

Da für die Berechnung konsumbasierter THG-Bilanzen durchschnittliche Emissionsdaten von Produkten oder Sektoren genutzt werden, können Klimaschutzmaßnahmen in der regionalen Wertschöpfungskette nicht berücksichtigt werden. Bspw. ist es schwierig, Urban Gardening Projekte oder Solidarische Landwirtschaft in den Bilanzen zu berücksichtigen, da für jedes Produkt aus diesen Konzepten eigene EF kalkuliert werden müssten. Für solche Maßnahmen ist es sinnvoller, das gesamte THG-Reduktionspotenzial separat darzustellen auf Grundlage von Literatur oder Praxisbeispielen.

Eine bedeutende Limitation dieser Arbeit ist es, dass der Lebensmittelkonsum in Kantinen und Mensen nicht berücksichtigt wurde. Allerdings könnten die ernährungsbedingten THG-Emissionen dieser Einrichtungen jeweils nach dem gleichen Schema berechnet werden, indem die Einkaufsmengen der Mensen mit jeweiligen EF multipliziert werden. Da hier sogar voraussichtlich Primärdaten der einzelnen Einrichtungen zu den Einkaufsmengen vorliegen, lassen sich sehr genaue Bilanzen aufstellen.

Das Monitoring ernährungsbedingter THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg sollte also auf drei Ebenen ablaufen: Erstens muss regelmäßig eine regionalspezifische konsumbasierte THG-Bilanz aufgestellt werden, die auf Primärdaten aus Verbraucher*innenbefragungen beruht. Dies kann entweder je nach verfügbaren Arbeitskapazitäten mit vorliegender Methodik detailliert ausschließlich für Ernährung oder für den gesamten Konsum Oldenburger Bürger*innen mithilfe des CO₂-Rechners durchgeführt werden. Zweitens müssen die ernährungsbedingten THG-

Emissionen der Mensen und Kantinen separat wie beschrieben berechnet werden. Drittens muss das Reduktionspotenzial von Klimaschutzmaßnahmen, welche die Produktionsseite betreffen und nicht in den Bilanzen berücksichtigt werden können, separat auf wissenschaftlichen Erkenntnissen beurteilt werden.

6 Fazit und Ausblick

Das Ernährungssystem ist für mehr als ein Drittel der weltweiten anthropogenen THG-Emissionen verantwortlich. In der Wertschöpfungskette von Lebensmitteln bildet die Landwirtschaft die größte THG-Quelle. Ernährung kommt in der Klimakrise eine besondere Bedeutung zu, da die Lebensmittelversorgung für eine steigende Weltbevölkerung sichergestellt werden muss, während THG-Emissionen reduziert werden und sich Ernährungssysteme an das sich verändernde Klima anpassen müssen. Während auf nationaler Ebene in Deutschland Klimaschutzkonzepte im Bereich Ernährung vorliegen, hat das Thema in regionalen Klimaschutzkonzepten bisher kaum eine Bedeutung, obwohl im regionalen Klimaschutz ein hohes Potenzial im Bereich Ernährung gesehen wird. Ein Grund für die fehlende Berücksichtigung von Ernährung in regionalen Klimaschutzkonzepten ist die unzureichende Datenlage und Berücksichtigung von Konsum in THG-Bilanzen.

Deshalb untersuchte die vorliegende Masterarbeit die ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg. Aufbauend auf allgemeinen Forschungsergebnissen zur Rolle von ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Klimakrise wurde mithilfe von Literatur und Praxisbeispielen zur THG-Bilanzierung eine Methodik entwickelt, um die Menge der ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg zu berechnen. Folgende Fragen sollten mit der Arbeit beantwortet werden:

Wie hoch ist die Menge der THG-Emissionen, die durch Ernährung in der Stadt Oldenburg verursacht werden?

Wie kann ein konsistentes und kontinuierliches Monitoring der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg gelingen?

Dafür wurden Methodiken und Praxisbeispiele aus der Literatur gegenübergestellt und für die vorliegende Datenlage eine passende Methodik entwickelt. Ergebnisse zu den Konsummengen niedersächsischer Haushalte aus der EVS 2018 wurden für die Stadt Oldenburg anhand von HSD herunterskaliert und dann mit entsprechenden EF multipliziert, um die THG-Emissionen durch Ernährung in der Stadt Oldenburg zu erhalten. Die Berechnungen ergaben, dass die Menge ernährungsbedingter THG-Emissionen der Privathaushalte in der Stadt Oldenburg im

Jahr 2018 in einem Bereich von 127.930 – 141.687 t CO₂eq lagen. Das entspricht pro-Kopf-Emissionen von 0,8-0,87 t CO₂eq. Der mit Abstand größte Anteil der THG-Emissionen wird mit etwa 60% durch tierische Lebensmittel verursacht. Im Verhältnis zur bisherigen THG-Bilanz der Stadt Oldenburg liegt das Ergebnis bei etwa 10%. Das errechnete Ergebnis ist allerdings in der Realität höher einzuschätzen, da der betrachtete Konsum nur den Verzehr von eingekauften Lebensmitteln der Privathaushalte umfasst, die EVS vergleichsweise geringe Konsummengen in ihren Ergebnissen ausweist und die genutzten EF nicht den gesamten Lebenszyklus von Lebensmitteln berücksichtigen. Es konnte somit auch nicht der Konsum in städtischen Mensen und Kantinen berücksichtigt werden, der direkt von der Stadtverwaltung beeinflussbar ist. Betrachtet man andere Praxisbeispiele, können die ernährungsbedingten THG-Emissionen bis zu 30% der Gesamtemissionen einer Stadt betragen.

Ausgehend von dem ersten Ergebnis wurde in drei Szenarien berechnet, wie sich ein verändertes Konsumverhalten auf die THG-Emissionen auswirken würde. Die Umstellung auf eine Ernährungsweise mit weniger tierischen Lebensmitteln hat ein THG-Reduktionspotenzial von 25%. Der vermehrte Konsum von Produkten aus ökologischer Landwirtschaft mit der Bio-Zertifizierung hat aufgrund des höheren Flaschenverbrauchs direkt häufig keinen reduzierenden Einfluss auf THG-Emissionen. Aufgrund anderer ökologischer Vorteile sollte dies jedoch kein Anreiz sein, Produkte mit Bio-Zertifizierung zu meiden, sondern eher den Konsum tierischer Lebensmittel zu reduzieren, und dabei, wenn möglich, auf Bio-Zertifizierung zu achten. Die Minimierung von Lebensmittelabfällen in Privathaushalten hat ein THG-Reduktionspotenzial von 4%. Diesem Bereich kann jedoch ein höheres Reduktionspotenzial zugeordnet werden, da Lebensmittelverluste in der Wertschöpfungskette von Lebensmitteln nicht betrachtet wurden. Neben den berechneten Reduktionspotenzialen, kann außerdem der Konsum von regionalen und saisonalen Produkten THG-Emissionen senken, wenn Saisonalität und Regionalität zusammen berücksichtigt werden.

Die genutzte Datengrundlage und Methodik sind kritisch zu betrachten. Die Ergebnisse der EVS 2018 sind zum einen keine Primärdaten aus der Stadt Oldenburg, sondern Durchschnittsdaten für ganz Niedersachsen, und decken zum anderen nicht den gesamten Lebensmittelkonsum ab. Außerdem lagen die HSD für Oldenburg nicht detailliert genug vor, um Rückschlüsse auf den Einfluss von sozio-demografischen Merkmalen auf die ernährungsbedingten THG-Emissionen zu ziehen. Die verwendete Methodik der KB ist aber die einzige Möglichkeit, ernährungsbedingte THG-Emissionen einer Stadt zu erfassen. Die Ausweitung dieser Methodik auf den kompletten Konsum der Stadt würde ein umfassenderes Bild der gesamten THG-Emissionen ergeben, bietet aber eine schlechte Vergleichbarkeit, da meist Durchschnittsdaten

genutzt werden und bisher kein konsistenter Standard wie die BSKO vorliegt. Außerdem wird durch KB die Verantwortung der THG-Reduktion rein auf die Konsument*innen gelenkt, obwohl ebenso die Wirtschaft und Politik in Verantwortung gezogen werden muss. Die KB sollte demnach als Ergänzung zur PB wie die BSKO in Deutschland betrachtet werden und ist nötig, um Klimaschutzmaßnahmen im Bereich des Konsums zu initiieren.

Die Ergebnisse dieser Masterarbeit bilden die ersten konkreten Zahlen zu ernährungsbedingten THG-Emissionen der Stadt Oldenburg und können somit als Basis für Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Ernährung dienen. Die Arbeit hat gezeigt, dass die Reduktion des Konsums tierischer Lebensmittel eine Voraussetzung ist, um signifikant THG-Emissionen einzusparen. Hier kann die Stadt direkten Einfluss bei der öffentlichen Gemeinschaftsverpflegung durch strenge Zielvorgaben und regelmäßige Kontrolle ausüben. Das bisherige Rahmenkonzept für die Schulverpflegung kann als Grundlage dienen. Indirekt kann die Stadtverwaltung das Konsumverhalten der Bürger*innen mit Bildungs- und Informationsangeboten beeinflussen, wie bspw. Lehrküchen, Kochkurse oder Veranstaltungsreihen. Für diese Angebote sollte diese Masterarbeit als Informationsquelle dienen, um den Bürger*innen zu zeigen, welche Rolle Ernährung in der Klimakrise spielt. Weitere produktionsbasierte Maßnahmenfelder wie die Förderung regionaler und saisonaler Wertschöpfungsketten und die Förderung alternativer Lebensmittelproduktionssysteme sind sehr wichtig für eine nachhaltige Transformation des Ernährungssystems, konnten aber mit dieser Masterarbeit nicht in Bezug auf ein konkretes THG-Reduktionspotenzial untersucht werden.

Zum Abschluss konnte die Arbeit Ansätze liefern, wie ernährungsbedingte THG-Emissionen in der Zukunft konsistent und kontinuierlich überwacht werden können und somit die zweite Forschungsfrage beantworten. Um Änderungen im Konsumverhalten und somit auch in den THG-Emissionen zu erfassen, sollte regelmäßig eine regionalspezifische Bilanzierung auf Grundlage von Primärdaten aus Verbraucher*innenbefragungen durchgeführt werden. Dazu kann die vorliegende Methodik oder der CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes genutzt werden. Die THG-Emissionen der öffentlichen Gemeinschaftsverpflegung sollten separat mit eigenen Zielen erfasst werden, ebenso das Reduktionspotenzial von produktionsbasierten Klimaschutzmaßnahmen.

Auf regionaler Ebene mangelt es in Deutschland an Daten zu THG-Emissionen, die über die Systemgrenzen der BSKO hinausgehen. Diese Datenlücke spiegelt sich auch in der unzureichenden Berücksichtigung von Konsum und Ernährung in regionalen Klimaschutzkonzepten wider. Diese Arbeit schließt diese Datenlücke für Oldenburg und bildet einen der wenigen Versuche in Deutschland, konsumbedingte THG-Emissionen für eine regionale Körperschaft zu

bilanzieren. Die vorliegende detaillierte Bilanzierung ausschließlich ernährungsbedingter THG-Emissionen einer Stadt ist sogar die erste ihrer Art in Deutschland. In der weiteren Forschung bedarf es der Entwicklung einer konsistenten Methodik zur KB von THG-Emissionen für regionale Körperschaften in Deutschland, ähnlich wie die BSKO. Dazu muss vor allem die Datenlage des regionalspezifischem Konsumverhaltens verbessert werden. Der CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes könnte eine geeignete Grundlage dazu darstellen.

7 Literaturverzeichnis

- Alexander, P., Brown, C., Arneth, A., Finnigan, J., Moran, D. & Rounsevell, M. D. A. (2017). Losses, inefficiencies and waste in the global food system. *Agricultural systems*, 153, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.014>
- Amt für Klimaschutz und Mobilität der Stadt Oldenburg. (2021). *Ernährungsstrategie: Bericht* (21/0546). <https://buergerinfo.oldenburg.de/getfile.php?id=237196&type=do>
- Amt für Umweltschutz und Bauordnung der Stadt Oldenburg. (2020). *Leitantrag Fridays for Future – Ergebnisse aus dem Workshop vom 15.10.2020: Punkt 6.2. „Erarbeitung Ernährungsstrategie“* (20/0759/2). <https://buergerinfo.oldenburg.de/getfile.php?id=228299&type=do>
- Arioli, M. S., D'Agosto, M. d. A., Amaral, F. G. & Cybis, H. B. B. (2020). The evolution of city-scale GHG emissions inventory methods: A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review*, 80, 106316. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106316>
- Audsley, E., Angus, A., Chatterton, J., Graves, A., Morris, J., Murphy-Bokern, D., Pearn, K., Sandars, D. & Williams, A. (2010). *Food, land and greenhouse gases: The effect of changes in UK food consumption on land requirements and greenhouse gas emissions*. United Kingdom's Committee on Climate Change. https://dspace.lib.cranfield.ac.uk/bitstream/handle/1826/6496/CCC_Food_land_and_GHG_Sep%202011.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Audsley, E., Brander, M., Chatterton, J., Murphy-Bokern, D., Webster, C. & Williams, A. (2009). *How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope to reduce them by 2050*. https://assets.wwf.org.uk/downloads/how_low_report_1.pdf
- Bahn, R. A. & Abebe, G. K. (2020). Food retail expansion patterns in Sub-Saharan Africa and the Middle East and North Africa: Institutional and regional perspectives. *Agribusiness*, 36(3), 453–481. <https://doi.org/10.1002/agr.21634>
- Bajželj, B., Richards, K. S., Allwood, J. M., Smith, P., Dennis, J. S., Curmi, E. & Gilligan, C. A. (2014). Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Climate Change*, 4(10), 924–929. <https://doi.org/10.1038/nclimate2353>
- BMEL. *Lebensmittelabfälle in privaten Haushalten 2020*. https://www.bmel.de/Shared-Docs/Downloads/DE/_Ernaehrung/Lebensmittelverschwendung/GfK-Analyse-2020-Botschaften.pdf?__blob=publicationFile&v=3

- BMEL. (o.J.). *Tabellen zu Ernährung und Fischerei*. <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung-fischerei/tabellen-zu-ernaehrung-und-fischerei>
- Boenning, K., Dräger de Teran, T., Meißner, M. & Weber, K. (2017). *Regionalbericht Oldenburg: Landwirtschaft und Ernährung*. https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publicationen-PDF/WWF-Regionalbericht_Oldenburg_Landwirtschaft_und_Ernaehrung.pdf
- Bolin, L. & Larsson, J. (2014). *Low-carbon Gothenburg 2.0: Technological potentials and lifestyle changes* (Mistra Urban Futures Reports 2014:01). https://www.mistraurbanfutures.org/sites/mistraurbanfutures.org/files/low_carbon_gothenburg_2.0_mistra_urban_futures_reports_2014_01.pdf
- Bolin, L., Larsson, J., Sinclair, R., Hellström, P., Palmestål, K., Svnesson, I.-L. & Mattsson, B. (2013). *Low-carbon Gothenburg: Technological potentials and lifestyle changes*. https://www.mistraurbanfutures.org/sites/mistraurbanfutures.org/files/low-carbon_gothenburg_brief2013_1.pdf
- Brodt, S., Feenstra, G. & Chernoh, E. (2007). *Assessment of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions in the Food System: A Literature Review*. Davis. Agricultural Sustainability Institute, University of California. <https://asi.ucdavis.edu/sites/g/files/dgvnsk5751/files/inline-files/litreview-assessmentofenergyuse.pdf>
- Broekhoff, D., Erickson, P. & Piggot, G. (2019). *Estimating consumption based greenhouse gas emissions at the city scale: A guide for local governments*. <https://cdn.sei.org/wp-content/uploads/2019/03/estimating-consumption-based-greenhouse-gas-emissions.pdf>
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. (2016). *Nationales Programm für nachhaltigen Konsum: Gesellschaftlicher Wandel durch einen nachhaltigen Lebensstil*. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/nachhaltiger_konsum_broschuere_bf.pdf
- Bundesregierung. (2021). *Klimaschutzgesetz 2021: Generationen Vertrag fürs Klima*. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/klimaschutz/klimaschutzgesetz-2021-1913672>
- Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. *Stromverbrauch der Haushalte*. https://www.bdew.de/media/documents/210305_BDEW_Grafik_Stromverbrauch_HH_nach_Anwendungen.pdf
- Camanzi, L., Alikadic, A., Compagnoni, L. & Merloni, E. (2017). The impact of greenhouse gas emissions in the EU food chain: A quantitative and economic assessment using an

- environmentally extended input-output approach. *Journal of Cleaner Production*, 157, 168–176. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.118>
- Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. (2022). *Treibhausgasbilanz*. <https://uol.de/klimaschutz-nachhaltigkeit/emissionen-treibhausgasbilanz>
- Chavez, A. & Ramaswami, A. (2013). Articulating a trans-boundary infrastructure supply chain greenhouse gas emission footprint for cities: Mathematical relationships and policy relevance. *Energy Policy*, 54, 376–384. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.037>
- Chen, G., Shan, Y., Hu, Y., Tong, K., Wiedmann, T., Ramaswami, A., Guan, D., Shi, L. & Wang, Y. (2019). Review on City-Level Carbon Accounting. *Environmental science & technology*, 53(10), 5545–5558. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07071>
- Climate Watch. (o.J.). *Global Historical Emissions*. https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions?breakBy=sector&chartType=percentage&end_year=2018&start_year=1990
- Clune, S., Crossin, E. & Verghese, K. (2017). Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*, 140(7), 766–783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>
- Covenant of Mayors. (2010). *How to develop a Sustainable Energy Action Plan: Part II - Baseline emissions inventory*. Luxemburg. https://www.covenantofmayors.eu/IMG/pdf/SEAP_guidebook_Part_II.pdf
- Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., Monforti-Ferrario, F., Tubiello, F. N. & Leip, A. (2021). Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 2(3), 198–209. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00225-9>
- Dahal, K. & Niemelä, J. (2017). Cities' Greenhouse Gas Accounting Methods: A Study of Helsinki, Stockholm, and Copenhagen. *Climate*, 5(2), 31. <https://doi.org/10.3390/cli5020031>
- Darge, E., Krüger, T., Raatz, A. & Wangelin, M. (2009). *Integriertes Klimaschutzkonzept für die Gemeinde Niestetal: Strategiekonzept zur Implementierung von Erneuerbaren Energien, Energieeinsparung und Energieeffizienz*. https://www.niestetal.de/gv_niestetal/Bauen%20&%20Klimaschutz/Klimaschutz/Klimaschutzkonzept/integriertes%20klimaschutzkonzept%20fr%20die%20gemeinde%20niestetal.pdf
- Demenois, J., Torquebiau, E., Arnoult, M. H., Eglin, T., Masse, D., Assouma, M. H., Blandford, V., Chenu, C., Chapuis-Lardy, L., Medoc, J.-M. & Sall, S. N. (2020). Barriers and Strategies to Boost Soil Carbon Sequestration in Agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, Artikel 37. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00037>

- Demuth, I., Busl, L., Ehnle-Lossos, M., Elflein, A., Fark, N., Goos, E., Turban, C., Werner, L., Werner, R., Storcksdieck genannt Bonsmann, S., Roser, S. A. & Hoffmann, I. (2021). *Produktmonitoring 2020: Ergebnisbericht April 2021*. https://www.openagrar.de/servlets/MCRFileNodeServlet/openagrar_derivate_00036913/S2168.pdf
<https://doi.org/10.25826/20210413-112556>
- Deutsches Institut für Urbanistik (Hrsg.). (2018). *Klimaschutz in Kommunen: Praxisleitfaden*. Berlin. <https://repository.difu.de/jspui/handle/difu/248422>
- DGE. (o.J.). *Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE*.
<https://www.dge.de/ernaehrungspraxis/vollwertige-ernaehrung/10-regeln-der-dge/>
- DGE. (2017). *Veränderungen im Energie- und Nährstoffbedarf*. <https://www.fitimalter-dge.de/fachinformationen/ernaehrung-im-alter/physiologische-veraenderungen/veraenderungen-im-energie-und-naehrstoffbedarf/>
- DGE. (2020). *DGE-Qualitätsstandard für die Verpflegung in Schulen*.
https://www.schuleplusessen.de/fileadmin/user_upload/medien/DGE-QST/DGE_Qualitaetsstandard_Schule.pdf
- Diekmann, A. & Preisendörfer, P. (1992). Persönliches Umweltverhalten: Diskrepanzen zwischen Anspruch und Wirklichkeit. *Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie*, 44, 226–251.
- Doublet, G. & Jungbluth, N. (2010). *Life cycle assessment of drinking Darjeeling tea*.
<http://www.esu-services.ch/fileadmin/download/doublet-2010-LCA-Darjeeling-tea-1.0.pdf>
- ecoinvent. (o.J.). *ecoinvent Database*. <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/>
- Energierreferat Stadt Frankfurt am Main. (2020). *Beschreibung der Methodik der kommunalen Treibhausgasbilanzierung in Frankfurt und Darstellung aktueller Ergebnisse und Entwicklungen: Kurzfassung*. <https://frankfurt.de/-/media/frankfurtde/frankfurt-themen/klima-und-energie/pdf/energierreferat-79a/meldungen/co2-bilanz-praesentation.ashx>
- Energy Star. *Energy Star Building Upgrade Manual Facility Type: Supermarkets and Grocery Stores*. https://www.energystar.gov/sites/default/files/buildings/tools/EPA_BUM_CH11_Supermarkets.pdf
- Ernährungsrat Oldenburg. (o.J.–a). *Außer-Haus-Verpflegung*. <https://ernaehrungsrat-oldenburg.de/projekte/ausser-haus-verpflegung/>
- Ernährungsrat Oldenburg. (o.J.–b). *Essbare Stadt Oldenburg*. <https://ernaehrungsrat-oldenburg.de/projekte/essbare-stadt-oldenburg/>

- Ernährungsrat Oldenburg. (2020). *Positionspapier*. <https://ernaehrungsrat-oldenburg.de/ueber-uns/positionspapier/>
- Europäische Kommission. (o.J.). *Products covered by EU organics rules*. <https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/farming/organic-farming/organic-production-and-products#rulesonlivestock>
- European Commission. (2021, 9. März). *EDGAR-FOOD: The first global food emission inventory*. <https://ec.europa.eu/jrc/en/science-update/edgar-food>
- European Environment Agency. (2013). *European Union CO2 emissions: different accounting perspectives*. Luxemburg. <https://www.eea.europa.eu/publications/european-union-co2-emissions-accounting/download>
- FAO. (2009). *How to Feed the World in 2050*. https://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf
- FAO. (2021a). *Food Balances*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>
- FAO. (2021b). *Land Use Indicators*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/EL/visualize>
- FAO. (2021c). *World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2021*. <https://www.fao.org/3/cb4477en/cb4477en.pdf>
- Fehrenbach, H., Keller, H., Abdalla, N. & Rettenmaier, N. (2020). *Attributive Landnutzung (aLU) und attributive Landnutzungsänderung (aLUC): Eine neue Methode zur Berücksichtigung von Landnutzung und Landnutzungsänderung in Ökobilanzen*. https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/ifeu_paper_3-2018_aLULUC_DE.pdf
- FFF Oldenburg. (2020). *Ein zukunftsfähiges Oldenburg - Ansätze für wirksamen Klima- und Umweltschutz auf lokaler Ebene: Leitantrag von Fridays For Future Oldenburg in Zusammenarbeit mit der Stadt Oldenburg*. <https://buergerinfo.oldenburg.de/get-file.php?id=214485&type=do>
- Fokus Zukunft. *CO2-Bilanz 2019: Industrie- und Handelskammer Nürnberg für Mittelfranken*. <https://www.ihk-nuernberg.de/de/media/PDF/Innovation-Umwelt/Umwelt/broschueren-und-publikationen/co2-bilanz-der-ihk-nuernberg-fuer-mittelfranken.pdf>
- forsa Politik- und Sozialforschung GmbH. (2021). *Ernährungsreport 2021: Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsbefragung*. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ernaehrung/forsa-ernaehrungsreport-2021-tabellen.pdf?__blob=publicationFile&v=2
- Froemelt, A., Mauchle, M., Steubing, B. & Hellweg, S. (2018). Greenhouse Gas Emissions Quantification and Reduction Efforts in a Rural Municipality. *Journal of Industrial Ecology*, 22(1), 92–105. <https://doi.org/10.1111/jiec.12534>

- Garnett, T. (2008). *Cooking up a storm: Food, greenhouse gas emissions and our changing climate*. Centre for Environmental Strategy, University of Surrey. https://tabledebates.org/sites/default/files/2020-10/CuaS_web.pdf
- Garnett, T. (2011). Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, 36(3), 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.10.010>
- Garnett, T., Smith, P., Nicholson, W. & Finch, J. (2016). *Food systems and greenhouse gas emissions*. Food Climate Research Network, University of Oxford. https://www.tabledebates.org/sites/default/files/2021-11/Foodsource_Chapter_3.pdf
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N. & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Good Company. (2017). *Community Greenhouse Gas Inventory: Sector-Based Inventory for 2010 – 2015, Consumption-Based Inventory for 2013*. <https://www.eugene-or.gov/DocumentCenter/View/31137/2015-Community-GHG-Inventory---FINAL?bidId=>
- Greater London Authority. (2014). *Assessing London's indirect carbon emissions: Summary of the application of the BSI PAS 2070 standard to London*. https://www.london.gov.uk/sites/default/files/assessing_londons_indirect_carbon_emissions_2010_2014.pdf
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Gugel, B., Hertle, H., Dünnebeil, F. & Herhoffer, V. (2020). *Weiterentwicklung des kommunalen Bilanzierungsstandards für THG-Emissionen*. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/cc_19-2020_endbericht_sv-gutachten_bisko.pdf
- Harris, S., Weinzettel, J., Bigano, A. & Källmén, A. (2020). Low carbon cities in 2050? GHG emissions of European cities using production-based and consumption-based emission accounting methods. *Journal of Cleaner Production*, 248. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119206>
- Harthan, R. O., Repenning, J., Blanck, R., Böttcher, H., Bürger, V., Cook, V., Emele, L., Görz, W. K., Hennenberg, K., Jörß, W., Ludig, S., Matthes, F. C., Medeleitch, R.,

- Moosmann, L., Scheffler, M., Wiegmann, K., Brugger, H., Fleiter, T., Mandel, T., . . . Steinbach, J. (2020). *Abschätzung der Treibhausgasmindierungswirkung des Klimaschutzprogramms 2030 der Bundesregierung: Teilbericht des Projektes „THG-Projektion: Weiterentwicklung der Methoden und Umsetzung der EU-Effort Sharing Decision im Projektionsbericht 2019 („Politikszenerarien IX“)*. Öko-Institut e.V. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-03-19_cc_33-2020_klimaschutzprogramm_2030_der_bundesregierung.pdf
- Hertle, H., Dünnebeil, F., Gugel, B. & Reinhard, C. (2019). *BISKO Bilanzierungs-Systematik Kommunal: Empfehlungen zur Methodik der kommunalen Treibhausgasbilanzierung für den Energie- und Verkehrssektor in Deutschland Kurzfassung*. (Aktualisierung 11/2019). https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/BISKO_Methodenpapier_kurz_ifeu_Nov19.pdf
- Hult, A. & Larsson, J. (2016). Possibilities and problems with applying a consumption perspective in local climate strategies – the case of Gothenburg, Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 134, 434–442. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.033>
- International Organization for Standardization. (2006). *ISO 14040:2006: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. Genf.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- Jones, C. M. (2020). *Consumption Based Greenhouse Gas Inventory of San Francisco from 1990 to 2015*. UC Berkley: Berkeley Energy and Climate Institute. <https://escholarship.org/uc/item/4k19r6z7>
- Jungbluth, N., König, A. & Keller, R. (2014). Ökobilanz Trinkwasser: Analyse und Vergleich mit Mineralwasser sowie anderen Getränken. *Aqua and Gas*. <https://so-dastream.ch/wp-content/uploads/2020/07/jungbluth-2014-Artikel-OEkobilanz-Trinkwasser.pdf>
- Kendall, H. W. (1992). *World Scientists Warning To Humanity*. <https://www.ucsusa.org/sites/default/files/attach/2017/11/World%20Scientists%27%20Warning%20to%20Humanity%201992.pdf>
- Kenkmann, T., Hesse, T., Hülsmann, F., Timpe, C. & Hoppe, K. (2017). *Klimaschutzziel und –strategie München 2050: Endbericht*. https://stadt.muenchen.de/dam/jcr:8fab7200-cc0b-4e9b-8a9a-319d459e1a57/fachgutachten%7B/_%7D2050.pdf

- KlimAktiv gGmbH, ifeu & Stadt Oldenburg. (o. J.). *CO2-Rechner der Stadt Oldenburg*.
https://oldenburg.co2-rechner.de/de_DE
- KlimAktiv gGmbH, Umweltbundesamt & ifeu. (2021, 4. November). *CO2-Rechner des Umweltbundesamtes*. https://uba.co2-rechner.de/de_DE/
- Klimaschutz- und Energie-Beratungsagentur Heidelberg - Rhein-Neckar-Kreis gGmbH. (o.J.). *CO2-Spiegel*. <https://www.co2spiegel.de/index.php?m=start>
- Kögl, H., Tietze, J., Reinhardt, G. & Mann, S. (2009). *Regionale Erzeugung, Verarbeitung und Vermarktung von Lebensmitteln*. https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/Gesamtbericht_FKZ05HS023.pdf
- Kreis Heinsberg. (2017). *Integriertes Energie- und Klimaschutzkonzept*. https://www.kreisheinsberg.de/cms/upload/pdf/IKSK_Heinsberg_-_Endfassung_lang_1.pdf
- Larsen, H. N. & Hertwich, E. G. (2009). The case for consumption-based accounting of greenhouse gas emissions to promote local climate action. *Environmental Science & Policy*, 12(7), 791–798. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.07.010>
- Larsen, H. N. & Hertwich, E. G. (2010). Implementing Carbon-Footprint-Based Calculation Tools in Municipal Greenhouse Gas Inventories. *Journal of Industrial Ecology*, 14(6), 965–977. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00295.x>
- Lenk, C., Arendt, R., Bach, V. & Finkbeiner, M. (2021). Territorial-Based vs. Consumption-Based Carbon Footprint of an Urban District—A Case Study of Berlin-Wedding. *Sustainability*, 13(13), 7262.
- Lenzen, M., Murray, J., Sack, F. & Wiedmann, T. (2007). Shared producer and consumer responsibility — Theory and practice. *Ecological Economics*, 61(1), 27–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.05.018>
- Lin, J., Hu, Y., Cui, S., Kang, J. & Ramaswami, A. (2015). Tracking urban carbon footprints from production and consumption perspectives. *Environmental Research Letters*, 10(5), 54001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/5/054001>
- Ljungstedt, H. (2017). *GHG emissions - people in Gothenburg*. City of Gothenburg. https://rn.dk/regional-udvikling/internationalt-samarbejde/afsluttede-initiativer/scope3/-/media/Rn_dk/Regional-Udvikling/Internationalt-samarbejde/SCOPE3/Aktiviteter-og-materialer/2017_06_07_GHG_emissions_people_in_Gothenburg.ashx
- Lombardi, M., Laiola, E., Tricase, C. & Rana, R. (2017). Assessing the urban carbon footprint: An overview. *Environmental Impact Assessment Review*, 66, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.06.005>

- Lopez Sanchez, S. (2019). *Informationen rund um das GfK Verbraucherpanel*.
https://www.mediaplus.com/content/dam/mediaplus/mediaplus-com/landingpages/kaeuferschutzgruppen/2019_GfK_Panel_%C3%9Cberblick_neu.pdf
- LSN. (2018). *Haushaltsbefragungen in Niedersachsen - Statistische Berichte O II 5*.
https://www.statistik.niedersachsen.de/startseite/themen/haushalte_und_familien_mikrozensus/freiwillige_haushaltsbefragungen/haushaltsbefragungen-in-niedersachsen-statistische-berichte-o-ii-5-180262.html
- LSN. (2019). *Haushalte und Familien - Mikrozensus in Niedersachsen - Tabellen*.
https://www.statistik.niedersachsen.de/startseite/themen/haushalte_und_familien_mikrozensus/privathaushalte_in_niedersachsen/haushalte-und-familien-mikrozensus-in-niedersachsen-tabellen-150088.html
- Max Rubner-Institut. (2008). *Nationale Verzehrsstudie II: Ergebnisbericht*.
https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ernaehrung/NVS_ErgebnisberichtTeil2.pdf;jsessionid=0BB03876767DC3225901F6A6CACE537C.live841?__blob=publication-File&v=2
- Mbow, C., Rosenzweig, C., Barioni, L. G., Benton, T. G., Herrero, M., Krishnapillai, M., Liwenga, E., Pradhan, P., Rivera-Ferre, M. G., Sapkota, T., Tubiello, F. N [F. N.] & Xu, Y. (2019). Chapter 5: Food Security. In P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, . . . J. Malley (Hrsg.), *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* : IPCC. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2021/02/08_Chapter-5_3.pdf
- Meier, T. (2013). *Umweltwirkungen der Ernährung auf Basis nationaler Ernährungserhebungen und ausgewählter Umweltindikatoren*. <https://doi.org/10.25673/843>
- Meier, T. & Christen, O. (2012). Gender as a factor in an environmental assessment of the consumption of animal and plant-based foods in Germany. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 550–564. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0387-x>
- Michalský, M. & Hooda, P. S. (2015). Greenhouse gas emissions of imported and locally produced fruit and vegetable commodities: A quantitative assessment. *Environmental Science & Policy*, 48, 32–43. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.018>

- Millward-Hopkins, J., Gouldson, A., Scott, K., Barrett, J. & Sudmant, A. (2017). Uncovering blind spots in urban carbon management: the role of consumption-based carbon accounting in Bristol, UK. *Regional environmental change*, 17(5), 1467–1478.
<https://doi.org/10.1007/s10113-017-1112-x>
- Monforti-Ferrario, F., Dallemand, J., Pinedo Pascua, I., Motola, V., Banja, M., Scarlat, N., Medarac, H., Castellazzi, L., Labanca, N., Bertoldi, P., Pennington, D., Goralczyk, M., Schau, E., Saouter, E., Sala, S., Notarnicola, B., Tassielli, G. & Renzulli, P. A. (2015). *Energy use in the EU food sector: State of play and opportunities for improvement* (EUR 27247 EN). Luxembourg (Luxembourg). <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC96121> <https://doi.org/10.2790/158316>
- Müller, R., Rubik, F., Salecki, S., Rioussel, P., Syhre, J.-A., Bilharz, M., Huckestein, B. & Brendel, C. (2020). *Zusammendenken, was zusammengehört: Kommunaler Klimaschutz und nachhaltiger Konsum: Ideen für Kommunen und Landkreise*.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/fb_kommunaler_klimaschutz_und_nachhaltiger_konsum_bf.pdf
- Nässén, J., Andersson, D., Larsson, J. & Holmberg, J. (2015). Explaining the Variation in Greenhouse Gas Emissions Between Households: Socioeconomic, Motivational, and Physical Factors. *Journal of Industrial Ecology*, 19(3), 480–489.
<https://doi.org/10.1111/jiec.12168>
- Nieberg, H. (2009). Auf den Nahrungskonsum zurückzuführende THG-Emissionen. In *Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors: Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/2009* (S. 28–34). Braunschweig, Hamburg, Trenthorst.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. (2021). *Unser Rezept für die Zukunft! Niedersachsens Ernährungsstrategie*.
<https://www.ernaehrungsstrategie-niedersachsen.de/?file=68>
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz. (o.J.). *Umweltkarten: Grundwasser-Trends Nitrat*. <https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Umweltkarten/?topic=Wasserrahmenrichtlinie&lang=de&bgLayer=Topographie-Grau&X=5824438.70&Y=492250.00&zoom=3&layers=GrundwasserTrendsNitrat>
- Nielsen, P., Nielsen, A. M. & Weidema, B. P. (2007). *LCA food data base*.
<http://www.lcafood.dk/>

- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P. A., Castellani, V. & Sala, S. (2017). Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, *140*, 753–765. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.080>
- Onat, N. C., Kucukvar, M. & Tatari, O. (2014). Scope-based carbon footprint analysis of U.S. residential and commercial buildings: An input–output hybrid life cycle assessment approach. *Building and Environment*, *72*, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.10.009>
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P. & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, *532*(7597), 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Peters, G. P. (2010). Carbon footprints and embodied carbon at multiple scales. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *2*(4), 245–250. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.05.004>
- Poore, J. & Nemecek, T. (2018). Reducing food’s environmental impacts through producers and consumers. *Science*, *360*(6392), 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Rahmann, G. (2011). Biodiversity and Organic farming: What do we know? *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research*(61), 189–208. https://orgrprints.org/id/eprint/19668/1/653_OEL_biodiversity_Rahmann_LBF_3_11.pdf
- Ramaswami, A., Chavez, A., Ewing-Thiel, J. & Reeve, K. E. (2011). Two approaches to greenhouse gas emissions foot-printing at the city scale. *Environmental science & technology*, *45*(10), 4205–4206. <https://doi.org/10.1021/es201166n>
- Ramaswami, A., Hillman, T., Janson, B., Reiner, M. & Thomas, G. (2008). A demand-centered, hybrid life-cycle methodology for city-scale greenhouse gas inventories. *Environmental science & technology*, *42*(17), 6455–6461. <https://doi.org/10.1021/es702992q>
- Reardon, T., Timmer, C. P. & Minten, B. (2012). Supermarket revolution in Asia and emerging development strategies to include small farmers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *109*(31), 12332–12337. <https://doi.org/10.1073/pnas.1003160108>
- Reganold, J. P. & Wachter, J. M. (2016). Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature plants*, *2*, 15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Reinhardt, G., Gärtner, S. & Wagner, T. (2020). *Ökologische Fußabdrücke von Lebensmitteln und Gerichten in Deutschland*. <https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/Reinhardt-Gaertner-Wagner-2020-Oekologische-Fu%C3%9Fabdruecke-von-Lebensmitteln-und-Gerichten-in-Deutschland-ifeu-2020.pdf>

- Richter, M., Boeing, H., Grünewald-Funk, D., Heseker, H., Kroke, A., Leschik-Bonnet, E., Oberritter, H., Strohm, D. & Watzl, B. (2016). Vegan Diet: Position of the German Nutrition Society (DGE). *Ernährungs Umschau*, 63(04), 92–102.
<https://doi.org/10.4455/eu.2016.021>
- Riousset, P., Rubik, F. & Salecki, S. (2020). *Klimaneutrale Regionen als Metastrategie zur Förderung nachhaltiger Lebensstile: Konzeptionelle und empirische Grundlagen*.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-01-16_texte_10-2020_klimaneutrale-regionen.pdf
- Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Barnard, P. & Moomaw, W. R. (2020). World Scientists' Warning of a Climate Emergency. *BioScience*, 1(70), 8–12.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biz088>
- Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Galetti, M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M. I. & Laurance, W. F. (2017). World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience*, 67(12), 1026–1028. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix125>
- Ritchie, H. & Roser, M. (2013). *Land Use*. <https://ourworldindata.org/land-use#licence>
- RKI. (2016). *Verbreitung der vegetarischen Ernährungsweise in Deutschland*.
<https://doi.org/10.17886/RKI-GBE-2016-033>
- RKI. (2017a). *Gemüsekonsum bei Erwachsenen in Deutschland*.
<https://doi.org/10.17886/RKI-GBE-2017-029>
- RKI. (2017b). *Obstkonsum bei Erwachsenen in Deutschland*. <https://doi.org/10.17886/RKI-GBE-2017-028>
- RKI. (2020). *Ernährung und Ernährungsverhalten*. https://www.rki.de/DE/Content/GesundAZ/E/Ernaerung_Verhalten/Ernaerung_Verhalten_node.html
- Rojas-Downing, M. M., Nejadhashemi, A. P., Harrigan, T. & Woznicki, S. A. (2017). Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. *Climate Risk Management*, 16(35), 145–163. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2017.02.001>
- Saner, D., Beretta, C., Jäggi, B., Juraske, R., Stoessel, F. & Hellweg, S. (2016). FoodPrints of households. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(5), 654–663.
<https://doi.org/10.1007/s11367-015-0924-5>
- Schäfer-Breede, K., Otten, M., Ludewig, H., Jahn, K., Eikmeier, B., Gerwien-Siegel, K. & Langer, B. (2011). *Integriertes Energie- nergie-und Klimaschutzkonzept für die Stadt Oldenburg (InEKK)*. <https://www.oldenburg.de/fileadmin/oldenburg/Benutzer/PDF/43/431/InEKK/inEKK-Langfassung.pdf>

- Schmidt, J. H., Weidema, B. P. & Brandão, M. (2015). A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, 99(1), 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.013>
- Schmidt, T., Schneider, F., Leverenz, D. & Hafner, G. (2019). *Lebensmittelabfälle in Deutschland - Baseline 2015 -: Thünen-Report 71*. Braunschweig. Johann Heinrich von Thünen-Institut. https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_71.pdf
- Shukla, P. R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., . . . Malley, J. (2019). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*.
- Small World Consulting. *The greenhouse gas footprint of Booths*. <https://www.booths.co.uk/wp-content/themes/booths/images/Booths%20GHG%20Report%202012%20Final.pdf>
- Smith, C., Nicholls, Z. R. J., Armour, K., Collins, W., Forster, P., Meinshausen, M., Palmer, M. D. & Watanabe, M. (2021). The Earth’s Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity Supplementary Material. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu & B. Zhou (Hrsg.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* : IPCC. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Chapter_07.pdf
- Smith, P. (2013). Delivering food security without increasing pressure on land. *Global Food Security*, 2(1), 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2012.11.008>
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsidding, E. A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N. H., Rice, C. W., Robledo Abad, C., Romanovskaya, A., Sperling, F. & Tubiello, F. N. (2014). Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, Farahani E., S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, C. von Stechow, T. Zwickel & J. C. Minx (Hrsg.), *Climate Change 2014: Mitigation of Climate*

- Change: Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (S. 811–922): IPCC.
- Sovacool, B. K. (2011). Conceptualizing urban household energy use: Climbing the “Energy Services Ladder”. *Energy Policy*, 39(3), 1659–1668. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.12.041>
- SPD, Bündnis 90/Die Grünen & FDP. (2021). *Mehr Fortschritt wagen: Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit: Koalitionsvertrag 2021 – 2025*. https://www.spd.de/fileadmin/Dokumente/Koalitionsvertrag/Koalitionsvertrag_2021-2025.pdf
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S. J., Herrero, M., Carlson, K. M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L. J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., . . . Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562(7728), 519–525. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
- Springmann, M., Godfray, H. C. J., Rayner, M. & Scarborough, P. (2016). Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4146–4151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113>
- Staatssekretärsausschuss für nachhaltige Entwicklung. (2021). *Nationales Programm für Nachhaltigen Konsum*. <https://nachhaltigerkonsum.info/sites/default/files/medien/dokumente/beschluss-sts-ausschuss-5-2021-nachhaltiger-konsum-data.pdf>
- Stadt Datteln. (2020). *Integriertes Klimaschutzkonzept für die Stadt Datteln*. https://www.datteln.de/11_Umwelt_Wasser/Dokumente/Integriertes_Klimaschutzkonzept_Datteln_2020.pdf
- Stadt Frankfurt am Main. (2021, 12. November). *Genießen und das Klima schützen: Klimagourmet, eine Initiative für nachhaltigen Genuss & Klimaschutz*. <https://frankfurt.de/themen/klima-und-energie/klimaschutz/konsum-und-ernaehrung/klimagourmet>
- Stadt Leipzig. (o.J.). *Energie- und CO₂-Bilanz*. <https://www.leipzig.de/umwelt-und-verkehr/energie-und-klima/european-energy-award-eea/klimabilanz-fuer-leipzig>
- Stadt Mohnheim am Rhein. (2021). *Fortschreibung des integrierten Klimaschutzkonzeptes für die Stadt Monheim am Rhein aus dem Jahr 2013*. https://www.monheim.de/fileadmin/user_upload/Media/Dokumente_NEU/61_Stadtplanung/01_Stadtplanung/20210519_Fortschreibung_Klimaschutzkonzept.pdf

- Stadt Neuenrade. (2020). *Integriertes Klimaschutzkonzept*. https://www.neuenrade.de/city_info/display/dokument/show.cfm?region_id=51&id=403797
- Stadt Nürnberg. (o.J.). *CO2-Monitoring: Die Ziele im Blick*. https://www.nuernberg.de/inter-net/klimaschutz/co2_monitoring.html
- Stadt Oldenburg. (o.J.). *Oldenburg in Zahlen*. <https://www.oldenburg.de/startseite/tou-rist/oldenburg-in-zahlen.html>
- Stadt Oldenburg. *Rahmenkonzept "Schulverpflegung in Oldenburg"*. https://www.olden-burg.de/fileadmin/oldenburg/Benutzer/PDF/51/Rahmenkonzept_Schulverpfle-gung_barrierefrei.pdf
- Stadt Oldenburg. (2020). *Personenstandsrechtliche Haushalte mit Kindern unter 18 Jahren am 02.01.2020*. <https://www.oldenburg.de/fileadmin/oldenburg/Benut-zer/PDF/40/402/Statistik/OK/0233-1-2019.pdf>
- Stadt Oldenburg (Hrsg.). (2021a). *Entwicklung von Energieverbrauch und Kohlendioxidemis-sionen der Stadt Oldenburg von 1990 bis 2018 sowie vorläufige Ergebnisse für 2019 (Kurzfassung): Bericht 2020*. https://www.oldenburg.de/fileadmin/oldenburg/Benut-zer/PDF/43/431/InEKK/210625_kufa_CO2-Bericht_2020.pdf
- Stadt Oldenburg. (2021b). *Klimaziel für Oldenburg - Beschluss*. https://buergerinfo.olden-burg.de/vo0050.php?__kvonr=23763
- Stadt Oldenburg. (2021c). *Oldenburg in Zahlen*. https://www.oldenburg.de/fileadmin/olden-burg/Benutzer/PDF/40/402/Statistik/Oldenburg_in_Zahlen.Oktober.2021.pdf
- Statistisches Bundesamt. (2020). *Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS)*. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Einkommen-Konsum-Le-bensbedingungen/Einkommen-Einnahmen-Ausgaben/Methoden/einkommens-ver-brauchsstichprobe.html>
- Statistisches Bundesamt. (2022). *Einkommens- und Verbrauchsstichprobe: Aufgabe, Methode und Durchführung*. https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Ein-kommen-Konsum-Lebensbedingungen/Einkommen-Einnahmen-Ausgaben/Publikatio-nen/Downloads-Einkommen/evs-aufgabe-methode-durchfuehrung-2152607189004.pdf?__blob=publicationFile
- Stechemesser, K. & Guenther, E. (2012). Carbon accounting: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 36(9), 17–38. <https://doi.org/10.1016/j.jcle-pro.2012.02.021>

- Stehfest, E., Bouwman, L., van Vuuren, D. P., den Elzen, M. G. J., Eickhout, B. & Kabat, P. (2009). Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, 95(1-2), 83–102. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>
- Stratmann, B. (2008). *Umweltauswirkungen von Ernährungsgewohnheiten*. Öko-Institut e.V. <https://www.oeko.de/oekodoc/809/2008-253-de.pdf>
- Studentenwerk Oldenburg. (2022). *Veg me up! wird es auch im Sommersemester 2022 geben*. <https://www.studentenwerk-oldenburg.de/de/allgemeines/aktuelles-5/1768-veg-me-up-wird-es-auch-im-sommersemester-2022-geben.html>
- Świąder, M., Szewrański, S., Kazak, J., van Hoof, J., Lin, D., Wackernagel, M. & Alves, A. (2018). Application of Ecological Footprint Accounting as a Part of an Integrated Assessment of Environmental Carrying Capacity: A Case Study of the Footprint of Food of a Large City. *Resources*, 7(3), 52. <https://doi.org/10.3390/resources7030052>
- Tian, H., Xu, R., Canadell, J. G., Thompson, R. L., Winiwarter, W., Suntharalingam, P., Davidson, E. A., Ciais, P., Jackson, R. B., Janssens-Maenhout, G., Prather, M. J., Rignier, P., Pan, N., Pan, S., Peters, G. P., Shi, H., Tubiello, F. N., Zaehle, S., Zhou, F., . . . Yao, Y. (2020). A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature*, 586(7828), 248–256. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2780-0>
- Tilman, D. & Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528), 518–522. <https://doi.org/10.1038/nature13959>
- Treu, H., Nordborg, M., Cederberg, C., Heuer, T., Claupein, E., Hoffmann, H. & Berndes, G. (2017). Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Production*, 161, 127–142. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.041>
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., Koning, A. de, van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., van Holderbeke, M., Jansen, B. & Nielsen, P. (2006). *Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25*. https://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/eipro_report.pdf
- Umweltbundesamt. (o.J.). *Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme (ProBas)*. <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>
- Umweltbundesamt. (2021). *Die Treibhausgase*. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase>

- UN. (1997). *Das Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen*. <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpger.pdf>
- UN. (2019). *World Population Prospects 2019: Total Population by sex (thousands)*. <https://population.un.org/wpp/DataQuery/>
- United Nations Environment Programme. (2021). *Food Waste Index Report 2021*. Nairobi. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/35280/FoodWaste.pdf>
- van der Werf, H. M. G., Knudsen, M. T. & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3(6), 419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- Ventour, L. (2008). *The food we waste: Food waste report v2*. <https://www.lefigaro.fr/assets/pdf/Etude%20gaspillage%20alimentaire%20UK2008.pdf>
- Vermeulen, S. J., Campbell, B. M. & Ingram, J. S. (2012). Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), 195–222. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-020411-130608>
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M. & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, 12(2501). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- World Resource Institute (Hrsg.). (2004). *The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard*. <https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/ghg-protocol-revised.pdf>
- World Resource Institute (Hrsg.). (2013). *Technical Guidance for Calculating Scope 3 Emissions: Supplement to the Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting & Reporting Standard*. https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/Scope3_Calculation_Guidance_0.pdf
- World Resource Institute (Hrsg.). (2014). *Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Inventories: An Accounting and Reporting Standard for Cities Version 1.1*. https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/GPC_Full_MASTER_RW_v7.pdf
- Wu, X., Hu, S. & Mo, S. (2013). Carbon footprint model for evaluating the global warming impact of food transport refrigeration systems. *Journal of Cleaner Production*, 54, 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.045>
- WWF Berlin. (o.J.). *Dein Essen von morgen*. <https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publicationen-PDF/WWF-Infografik-dein-Essen-von-morgen.pdf>
- WWF Berlin (Hrsg.). (2012). *Klimawandel auf dem Teller*. https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publicationen-PDF/Klimawandel_auf_dem_Teller.pdf

- Xu, X [Xiaoming], Sharma, P., Shu, S., Lin, T.-S., Ciais, P., Tubiello, F. N., Smith, P., Campbell, N. & Jain, A. K. (2021). Global greenhouse gas emissions from animal-based foods are twice those of plant-based foods. *Nature Food*, 2(9), 724–732.
<https://doi.org/10.1038/s43016-021-00358-x>
- Yue, Q., Xu, X [Xiangrui], Hillier, J., Cheng, K. & Pan, G. (2017). Mitigating greenhouse gas emissions in agriculture: From farm production to food consumption. *Journal of Cleaner Production*, 149(1), 1011–1019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.172>

Anhang

Anhang A: Haushaltsstrukturdaten für die Stadt Oldenburg im Jahr 2018

Anzahl der Privathaushalte mit Hauptwohnsitz in Oldenburg nach Haushaltsgröße

Privathaushalte (in 1000)								Haushaltsmitglieder je Haushalt
Insgesamt	Einpersonenhaushalte		Mehrpersonenhaushalte mit ... Personen					
	zusammen	darunter Frauen	zusammen	2	3	4	5 und mehr	
95	51	27	45	29	(9)	(5)	/	1,73

Anzahl der Privathaushalte mit Hauptwohnsitz in Oldenburg nach Beteiligung am Erwerbsleben und Stellung im Beruf der haupteinkommensbeziehenden Person (in 1000)

Insgesamt	Haupteinkommensbezieher*in erwerbstätig						Haupteinkommensbezieher*in nicht erwerbstätig			
	zusammen	Selbstständige und mithelfende Familienangehörige	Beamt*innen	Ange- stellte	Arbeiter*innen	Auszu- bildende	zusammen	Er- werbs- lose	Nicht- erwerbs- personen	darunter mit über- wiegendem Le- bensunterhalt durch Rente, Pen- sion
95	66	/	(7)	47	(5)	/	30	/	28	21

Anzahl der Privathaushalte mit Hauptwohnsitz in Oldenburg nach Alter der haupteinkommensbeziehenden Person (in 1000)

Insgesamt	Haupteinkommensbeziehende Person männlich	Haupteinkommensbeziehende Person weiblich	Alter des Haupteinkommensbeziehers von ... bis unter ... Jahren								
			unter 25	25 - 45	45 - 65	65 - 85		85 und älter			
						zusammen	darunter haupteinkommensbeziehende Person weiblich	zusammen	darunter haupteinkommensbeziehende Person weiblich		
							zusammen		darunter Einpersonenhaushalte	zusammen	darunter Einpersonenhaushalte
95	55	40	(9)	31	35	18	(10)	(9)	/	/	/

() statistisch belastbar mit Einschränkungen, Werte zwischen 5.000 und 10.000

/ statistisch nicht belastbar, Werte kleiner als 5.000

Anhang B: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg basierend auf einem Niedersächsischen Durchschnittshaushalt im Jahr 2018

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,17	9,82	300,96	932,98
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	8,86	4,53	841,32	430,76
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	45,60	27,36	4.332,00	2.599,20
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	10,32	7,22	980,40	686,28
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	8,45	13,52	802,56	1.284,10
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	7,06	95,96	670,32	9.116,35
Fleischwaren	Schweinefleisch	12,48	57,41	1.185,60	5.453,76
Fleischwaren	Geflügelfleisch	11,27	61,97	1.070,46	5.887,53
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	29,12	132,81	2.766,78	12.616,52
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	3,97	27,01	377,34	2.565,91
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	99,60	124,50	9.462,00	11.827,50
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	29,40	49,98	2.793,00	4.748,10
Molkereiprodukte und Eier	Käse	22,92	130,64	2.177,40	12.411,18
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	17,58	96,69	1.670,10	9.185,55
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	7,64	32,10	726,18	3.049,96
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	15,84	47,52	1.504,80	4.514,40
Speisefette und Speiseöle	Butter	8,36	75,28	794,58	7.151,22
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	6,36	14,31	604,20	1.359,45
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,66	5,30	157,32	503,42
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,46	11,06	328,32	1.050,62
Obst	Zitrusfrüchte	17,53	5,26	1.665,54	499,66
Obst	Bananen	20,62	12,37	1.958,52	1.175,11
Obst	Äpfel	24,16	7,25	2.294,82	688,45
Obst	Birnen	4,97	1,49	471,96	141,59
Obst	Stein- u. a. Kernobst	10,22	2,04	971,28	194,26
Obst	Beeren und Weintrauben	13,44	12,90	1.276,80	1.225,73
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,43	1,00	135,66	94,96
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,34	2,53	601,92	240,77
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,60	4,24	1.006,62	402,65
Gemüse	Speisekohl	11,35	2,27	1.078,44	215,69
Gemüse	Tomaten	14,89	11,91	1.414,74	1.131,79
Gemüse	Paprika	7,66	4,59	727,32	436,39
Gemüse	Gurken	10,52	4,21	999,78	399,91
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	6,00	1,20	570,00	114,00
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	25,72	5,14	2.443,02	488,60

Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,42	5,19	704,52	493,16
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	41,58	9,15	3.950,10	869,02
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,33	5,87	696,54	557,23
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	8,58	48,05	815,10	4.564,56
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,58	0,30	150,48	28,89
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,85	3,41	80,94	323,76
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	279,60	55,92	26.562,00	5.312,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	70,80	28,32	6.726,00	2.690,40
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	50,40	20,16	4.788,00	1.915,20
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	18,00	7,20	1.710,00	684,00
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	50,40	80,64	4.788,00	7.660,80
Alkoholische Getränke	Wein	26,40	26,40	2.508,00	2.508,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	81,60	73,44	7.752,00	6.976,80
Abfallbehandlung	Restmüll	52,06	27,54	4.945,32	2.616,08
Abfallbehandlung	Biomüll	27,26	5,78	2.589,55	548,98
SUMME		1.262,41	1.500,78	119.928,62	142.573,63

Anhang C: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg basierend auf der Haushaltsverteilung des Merkmals Haushaltsgröße im Jahr 2018

Haushaltsmerkmal: 1 Person-Haushalt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 51.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	2,00	6,21	102,20	316,83
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	2,78	1,43	141,98	72,70
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	26,88	16,13	1.370,88	822,53
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	5,81	4,07	296,21	207,35
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	4,75	7,60	242,35	387,76
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	3,31	45,04	168,91	2.297,20
Fleischwaren	Schweinefleisch	3,68	16,95	187,88	864,27
Fleischwaren	Geflügelfleisch	5,34	29,37	272,34	1.497,87
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	14,39	65,61	733,79	3.346,07
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	2,28	15,50	116,28	790,70
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	51,60	64,50	2.631,60	3.289,50
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	19,58	33,29	998,78	1.697,93
Molkereiprodukte und Eier	Käse	14,08	80,23	717,88	4.091,89
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	12,62	69,43	643,82	3.541,03
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	3,20	13,46	163,40	686,30
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	7,92	23,76	403,92	1.211,76
Speisefette und Speiseöle	Butter	4,81	43,31	245,41	2.208,71
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	3,28	7,37	167,08	375,92
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,01	3,23	51,41	164,51
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	2,00	6,41	102,20	327,05
Obst	Zitrusfrüchte	10,43	3,13	531,83	159,55
Obst	Bananen	12,89	7,73	657,29	394,37
Obst	Äpfel	12,90	3,87	657,90	197,37
Obst	Birnen	3,70	1,11	188,50	56,55
Obst	Stein- u. a. Kernobst	9,13	1,83	465,73	93,15
Obst	Beeren und Weintrauben	9,32	8,95	475,52	456,50
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,39	0,97	70,99	49,69
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	4,63	1,85	236,23	94,49
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	6,89	2,76	351,29	140,52
Gemüse	Speisekohl	6,74	1,35	343,94	68,79
Gemüse	Tomaten	10,55	8,44	537,95	430,36

Gemüse	Paprika	4,52	2,71	230,72	138,43
Gemüse	Gurken	6,00	2,40	306,00	122,40
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	4,13	0,83	210,53	42,11
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	15,91	3,18	811,51	162,30
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	4,06	2,84	206,86	144,80
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	24,60	5,41	1.254,60	276,01
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	3,65	2,92	186,05	148,84
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	5,95*	33,33	303,55	1.699,89
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,44	0,28	73,44	14,10
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,84	3,36	42,84	171,36
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	162,00	32,40	8.262,00	1.652,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	42,00	16,80	2.142,00	856,80
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	26,40	10,56	1.346,40	538,56
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	3,60	1,44	183,60	73,44
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	25,20	40,32	1.285,20	2.056,32
Alkoholische Getränke	Wein	18,00	18,00	918,00	918,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	48,00	43,20	2.448,00	2.203,20
Abfallbehandlung	Restmüll	29,75	15,74	1.517,42	802,72
Abfallbehandlung	Biomüll	15,58	3,30	794,58	168,45
SUMME		721,55	833,91	36.798,81	42.529,35

*Werte basierend auf Annahmen (vgl. Kapitel 4.4) sind kursiv markiert

Haushaltsmerkmal: 2 Personen-Haushalt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 29.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,02	9,37	87,70	271,86
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	10,86	5,56	314,94	161,25
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	47,56	28,53	1.379,12	827,47
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	9,85	6,90	285,71	200,00
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	8,75	14,00	253,69	405,91
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	8,38	113,91	242,90	3.303,49
Fleischwaren	Schweinefleisch	12,14	55,86	352,18	1.620,01
Fleischwaren	Geflügelfleisch	11,45	62,96	331,99	1.825,96
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	33,49	152,72	971,27	4.428,98
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	5,52	37,54	160,08	1.088,54
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	97,20	121,50	2.818,80	3.523,50
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	29,92	50,86	867,56	1.474,86

Molkereiprodukte und Eier	Käse	25,62	146,03	742,98	4.234,99
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	19,49	107,18	565,15	3.108,34
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	9,82	41,23	284,66	1.195,59
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	19,44	58,32	563,76	1.691,28
Speisefette und Speiseöle	Butter	10,01	90,07	290,23	2.612,09
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	7,92	17,82	229,68	516,78
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,88	6,03	54,64	174,84
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,52	11,25	101,96	326,28
Obst	Zitrusfrüchte	21,85	6,56	633,71	190,11
Obst	Bananen	20,62	12,37	597,86	358,72
Obst	Äpfel	28,02	8,41	812,58	243,77
Obst	Birnen	5,42	1,63	157,30	47,19
Obst	Stein- u. a. Kernobst	11,82	2,36	342,78	68,56
Obst	Beeren und Weintrauben	14,76	14,17	428,04	410,92
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,12	0,78	32,36	22,65
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,78	2,71	196,62	78,65
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	11,58	4,63	335,82	134,33
Gemüse	Speisekohl	14,23	2,85	412,73	82,55
Gemüse	Tomaten	17,34	13,87	502,86	402,29
Gemüse	Paprika	8,53	5,12	247,43	148,46
Gemüse	Gurken	10,48	4,19	303,80	121,52
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	6,48	1,30	187,92	37,58
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	28,97	5,79	840,07	168,01
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,50	5,25	217,50	152,25
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	48,82	10,74	1.415,66	311,45
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	8,75	7,00	253,69	202,95
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	10,22	57,25	296,50	1.660,38
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,70	0,33	49,42	9,49
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,85	3,41	24,71	98,83
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	296,40	59,28	8.595,60	1.719,12
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	69,60	27,84	2.018,40	807,36
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	45,60	18,24	1.322,40	528,96
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	6,00	2,40	174,00	69,60
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	44,40	71,04	1.287,60	2.060,16
Alkoholische Getränke	Wein	33,60	33,60	974,40	974,40
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	108,00	97,20	3.132,00	2.818,80
Abfallbehandlung	Restmüll	55,67	29,45	1.614,48	854,06
Abfallbehandlung	Biomüll	29,15	6,18	845,40	179,23
SUMME		1.350,09	1.653,60	39.152,66	47.954,35

Haushaltsmerkmal: 3 Personen-Haushalt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 9.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	4,48	13,88	40,28	124,88
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	13,54	6,93	121,82	62,37
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	62,99	37,79	566,89	340,14
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	15,17	10,62	136,51	95,56
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	10,12	16,19	91,04	145,67
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	8,44	114,73	75,92	1.032,57
Fleischwaren	Schweinefleisch	36,12	166,15	325,08	1.495,37
Fleischwaren	Geflügelfleisch	11,81	64,94	106,27	584,50
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	42,16	192,23	379,40	1.730,08
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	3,71	25,21	33,37	226,93
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	176,40	220,50	1.587,60	1.984,50
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	35,21	59,85	316,87	538,68
Molkereiprodukte und Eier	Käse	28,36	161,63	255,20	1.454,66
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	22,32	122,76	200,88	1.104,84
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	9,11	38,25	81,97	344,28
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	20,16	60,48	181,44	544,32
Speisefette und Speiseöle	Butter	11,20	100,76	100,76	906,88
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	8,93	20,09	80,35	180,79
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	3,42	10,94	30,78	98,50
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	6,37	20,39	57,35	183,51
Obst	Zitrusfrüchte	19,02	5,71	171,18	51,35
Obst	Bananen	26,38	15,83	237,38	142,43
Obst	Äpfel	31,19	9,36	280,69	84,21
Obst	Birnen	9,13	2,74	82,19	24,66
Obst	Stein- u. a. Kernobst	8,74	1,75	78,62	15,72
Obst	Beeren und Weintrauben	14,77	14,18	132,95	127,63
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,87	1,31	16,85	11,79
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	7,18	2,87	64,58	25,83
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	13,63	5,45	122,69	49,08
Gemüse	Speisekohl	15,14	3,03	136,30	27,26
Gemüse	Tomaten	18,13	14,51	163,19	130,55
Gemüse	Paprika	10,34	6,21	93,10	55,86
Gemüse	Gurken	13,73	5,49	123,55	49,42
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	7,13	1,43	64,15	12,83
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	35,63	7,13	320,65	64,13

Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	12,59	8,81	113,29	79,30
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	52,57	11,57	473,15	104,09
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	10,45	8,36	94,07	75,25
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	13,54	75,80	121,82	682,21
Alkoholfreie Getränke	Tee	2,95	0,57	26,57	5,10
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	1,48	5,90	13,28	53,14
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	397,20	79,44	3.574,80	714,96
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	104,40	41,76	939,60	375,84
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	84,00	33,60	756,00	302,40
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	11,04	4,42	99,36	39,74
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	90,00	144,00	810,00	1.296,00
Alkoholische Getränke	Wein	33,60	33,60	302,40	302,40
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	118,80	106,92	1.069,20	962,28
Abfallbehandlung	Restmüll	74,56	39,44	671,06	354,99
Abfallbehandlung	Biomüll	39,04	8,28	351,39	74,50
SUMME		1.808,21	2.163,78	16.273,89	19.473,99

Haushaltsmerkmal: 4 Personen-Haushalt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 9.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	4,97	15,40	34,78	107,81
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	16,94	8,68	118,61	60,73
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	83,90	50,34	587,33	352,40
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	20,82	14,57	145,74	102,02
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	19,19	30,70	134,32	214,91
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	12,05	163,85	84,34	1.146,97
Fleischwaren	Schweinefleisch	20,47	94,17	143,30	659,20
Fleischwaren	Geflügelfleisch	26,90	147,97	188,33	1.035,80
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	49,54	225,88	346,75	1.581,19
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	3,24	22,03	22,68	154,22
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	181,20	226,50	1.268,40	1.585,50
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	51,53	87,60	360,70	613,18
Molkereiprodukte und Eier	Käse	40,96	233,45	286,69	1.634,14
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	24,19	133,06	169,34	931,39
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	14,90	62,60	104,33	438,18
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	23,76	71,28	166,32	498,96
Speisefette und Speiseöle	Butter	10,80	97,20	75,60	680,40

Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	11,64	26,19	81,48	183,33
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	4,46	14,28	31,25	99,99
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	5,86	18,74	40,99	131,17
Obst	Zitrusfrüchte	34,04	10,21	238,31	71,49
Obst	Bananen	42,72	25,63	299,04	179,42
Obst	Äpfel	34,26	10,28	239,82	71,95
Obst	Birnen	10,03	3,01	70,22	21,07
Obst	Stein- u. a. Kernobst	8,74	1,75	61,15	12,23
Obst	Beeren und Weintrauben	17,90	17,19	125,33	120,31
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,74	1,22	12,18	8,53
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	9,32	3,73	65,27	26,11
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	16,90	6,76	118,27	47,31
Gemüse	Speisekohl	14,27	2,85	99,88	19,98
Gemüse	Tomaten	19,49	15,59	136,42	109,13
Gemüse	Paprika	12,95	7,77	90,64	54,38
Gemüse	Gurken	21,59	8,64	151,12	60,45
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	7,63	1,53	53,42	10,68
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	43,03	8,61	301,22	60,24
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	11,70	8,19	81,90	57,33
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	67,50	14,85	472,50	103,95
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	11,44	9,15	80,05	64,04
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	10,09	56,52	70,64	395,61
Alkoholfreie Getränke	Tee	2,63	0,50	18,40	3,53
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	2,56	10,22	17,89	71,57
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	529,20	105,84	3.704,40	740,88
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	117,60	47,04	823,20	329,28
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	124,80	49,92	873,60	349,44
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	98,40	39,36	688,80	275,52
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	117,60	188,16	823,20	1.317,12
Alkoholische Getränke	Wein	26,40	26,40	184,80	184,80
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	91,20	82,08	638,40	574,56
Abfallbehandlung	Restmüll	93,85	49,65	656,98	347,54
Abfallbehandlung	Biomüll	49,15	10,42	344,02	72,93
SUMME		2.276,05	2.567,55	15.932,33	17.972,88

Anhang D: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg basierend auf der Haushaltsverteilung des Merkmals Berufsstellung im Jahr 2018

Haushaltsmerkmal: haupteinkommensbeziehende Person ist erwerbstätig

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 66.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,67	11,38	242,35	751,29
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	9,30	4,76	613,80	314,27
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	49,43	29,66	3.262,25	1.957,35
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	12,35	8,64	814,97	570,48
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	9,92	15,88	654,98	1.047,97
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	7,66	104,12	505,30	6.872,03
Fleischwaren	Schweinefleisch	11,32	52,05	746,86	3.435,54
Fleischwaren	Geflügelfleisch	11,87	65,27	783,29	4.308,08
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	32,23	146,98	2.127,31	9.700,54
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	3,41	23,17	224,93	1.529,51
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	115,20	144,00	7.603,20	9.504,00
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	33,06	56,20	2.181,96	3.709,33
Molkereiprodukte und Eier	Käse	24,32	138,65	1.605,38	9.150,69
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	19,62	107,91	1.294,92	7.122,06
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	7,37	30,95	486,29	2.042,41
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	16,56	49,68	1.092,96	3.278,88
Speisefette und Speiseöle	Butter	8,05	72,47	531,43	4.782,89
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	6,77	15,23	446,69	1.005,05
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,58	5,07	104,54	334,54
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,90	12,48	257,40	823,68
Obst	Zitrusfrüchte	16,44	4,93	1.085,04	325,51
Obst	Bananen	22,98	13,79	1.516,68	910,01
Obst	Äpfel	24,96	7,49	1.647,36	494,21
Obst	Birnen	5,33	1,60	351,65	105,49
Obst	Stein- u. a. Kernobst	7,91	1,58	521,93	104,39
Obst	Beeren und Weintrauben	13,57	13,03	895,75	859,92
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,69	1,18	111,67	78,17
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,32	2,53	417,38	166,95
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	11,18	4,47	738,14	295,26
Gemüse	Speisekohl	11,05	2,21	729,43	145,89
Gemüse	Tomaten	14,47	11,58	955,15	764,12

Gemüse	Paprika	8,59	5,16	567,07	340,24
Gemüse	Gurken	12,31	4,92	812,59	325,04
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	6,42	1,28	423,72	84,74
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	26,09	5,22	1.721,81	344,36
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,72	5,40	509,26	356,48
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	37,36	8,22	2.465,50	542,41
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,20	5,76	475,20	380,16
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	8,99	50,33	593,21	3.321,96
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,70	0,33	112,46	21,59
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	1,03	4,13	68,11	272,45
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	330,00	66,00	21.780,00	4.356,00
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	96,00	38,40	6.336,00	2.534,40
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	70,80	28,32	4.672,80	1.869,12
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	21,60	8,64	1.425,60	570,24
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	61,20	97,92	4.039,20	6.462,72
Alkoholische Getränke	Wein	21,60	21,60	1.425,60	1.425,60
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	81,60	73,44	5.385,60	4.847,04
Abfallbehandlung	Restmüll	58,24	30,81	3.844,05	2.033,50
Abfallbehandlung	Biomüll	30,50	6,47	2.012,88	426,73
SUMME		1.412,45	1.621,29	93.221,66	107.005,30

Haushaltsmerkmal: haupteinkommensbeziehende Person ist nicht erwerbstätig

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 30.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	2,16	6,70	64,80	200,88
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	8,02	4,10	240,48	123,13
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	40,09	24,06	1.202,76	721,66
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	5,64	3,95	169,20	118,44
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	6,08	9,73	182,52	292,03
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	6,24	84,86	187,20	2.545,92
Fleischwaren	Schweinefleisch	9,89	45,48	296,64	1.364,54
Fleischwaren	Geflügelfleisch	8,18	45,01	245,52	1.350,36
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	25,58	116,66	767,52	3.499,89
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	4,72	32,07	141,48	962,06
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	69,60	87,00	2.088,00	2.610,00
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	26,06	44,31	781,92	1.329,26
Molkereiprodukte und Eier	Käse	20,83	118,74	624,96	3.562,27

Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	14,44	79,40	433,08	2.381,94
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	7,97	33,47	239,04	1.003,97
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	15,12	45,36	453,60	1.360,80
Speisefette und Speiseöle	Butter	8,50	76,46	254,88	2.293,92
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	6,20	13,96	186,12	418,77
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,88	6,03	56,52	180,86
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	2,86	9,14	85,68	274,18
Obst	Zitrusfrüchte	19,46	5,84	583,92	175,18
Obst	Bananen	16,87	10,12	506,16	303,70
Obst	Äpfel	24,72	7,42	741,60	222,48
Obst	Birnen	5,06	1,52	151,92	45,58
Obst	Stein- u. a. Kernobst	14,22	2,84	426,60	85,32
Obst	Beeren und Weintrauben	13,67	13,12	410,04	393,64
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,30	0,91	38,88	27,22
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,35	2,54	190,44	76,18
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,07	4,03	302,04	120,82
Gemüse	Speisekohl	11,24	2,25	337,32	67,46
Gemüse	Tomaten	16,39	13,11	491,76	393,41
Gemüse	Paprika	6,42	3,85	192,60	115,56
Gemüse	Gurken	8,16	3,26	244,80	97,92
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	5,58	1,12	167,40	33,48
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	25,43	5,09	762,84	152,57
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	6,94	4,86	208,08	145,66
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	47,10	10,36	1.413,00	310,86
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,38	5,90	221,40	177,12
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	8,70	48,72	261,00	1.461,60
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,56	0,30	46,80	8,99
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,53	2,11	15,84	63,36
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	216,00	43,20	6.480,00	1.296,00
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	20,40	8,16	612,00	244,80
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	26,40	10,56	792,00	316,80
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	18,00	7,20	540,00	216,00
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	30,00	48,00	900,00	1.440,00
Alkoholische Getränke	Wein	31,20	31,20	936,00	936,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	86,40	77,76	2.592,00	2.332,80
Abfallbehandlung	Restmüll	42,93	22,71	1.287,81	681,25
Abfallbehandlung	Biomüll	22,48	4,77	674,34	142,96
SUMME		1.041,02	1.289,32	31.230,51	38.679,57

Anhang E: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg basierend auf der Haushaltsverteilung des Merkmals Berufsstellung im Jahr 2018

Haushaltsmerkmal: haupteinkommensbeziehende Person ist 18-45 Jahre alt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 40.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,86	11,96	154,32	478,39
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	9,85	5,04	394,08	201,77
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	44,12	26,47	1.764,96	1.058,98
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	15,51	10,86	620,40	434,28
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	11,07	17,71	442,80	708,48
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	8,18	111,22	327,12	4.448,83
Fleischwaren	Schweinefleisch	9,60	44,16	384,00	1.766,40
Fleischwaren	Geflügelfleisch	12,37	68,05	494,88	2.721,84
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	28,74	131,05	1.149,60	5.242,18
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	2,61	17,75	104,40	709,92
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	115,20	144,00	4.608,00	5.760,00
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	27,04	45,97	1.081,68	1.838,86
Molkereiprodukte und Eier	Käse	23,79	135,60	951,60	5.424,12
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	18,82	103,52	752,88	4.140,84
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	7,37	30,95	294,72	1.237,82
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	15,48	46,44	619,20	1.857,60
Speisefette und Speiseöle	Butter	7,40	66,64	296,16	2.665,44
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	5,15	11,60	206,16	463,86
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,66	5,30	66,24	211,97
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	2,47	7,91	98,88	316,42
Obst	Zitrusfrüchte	15,14	4,54	605,52	181,66
Obst	Bananen	22,18	13,31	887,28	532,37
Obst	Äpfel	25,04	7,51	1.001,52	300,46
Obst	Birnen	4,46	1,34	178,56	53,57
Obst	Stein- u. a. Kernobst	7,22	1,44	288,72	57,74
Obst	Beeren und Weintrauben	11,87	11,40	474,96	455,96
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,43	1,00	57,12	39,98
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	4,88	1,95	195,12	78,05
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,70	4,28	427,92	171,17
Gemüse	Speisekohl	9,76	1,95	390,24	78,05
Gemüse	Tomaten	13,72	10,98	548,88	439,10

Gemüse	Paprika	8,84	5,31	353,76	212,26
Gemüse	Gurken	13,30	5,32	531,84	212,74
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	7,26	1,45	290,40	58,08
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	27,79	5,56	1.111,68	222,34
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,46	5,22	298,56	208,99
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	34,74	7,64	1.389,60	305,71
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	5,81	4,65	232,32	185,86
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	5,53	30,95	221,04	1.237,82
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,64	0,31	65,52	12,58
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,85	3,41	34,08	136,32
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	292,80	58,56	11.712,00	2.342,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	123,60	49,44	4.944,00	1.977,60
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	74,40	29,76	2.976,00	1.190,40
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	34,80	13,92	1.392,00	556,80
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	52,80	84,48	2.112,00	3.379,20
Alkoholische Getränke	Wein	13,20	13,20	528,00	528,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	66,00	59,40	2.640,00	2.376,00
Abfallbehandlung	Restmüll	55,77	29,50	2.230,83	1.180,11
Abfallbehandlung	Biomüll	29,20	6,19	1.168,14	247,65
SUMME		1.352,49	1.516,17	54.099,70	60.646,94

Haushaltsmerkmal: haupteinkommensbeziehende Person ist 45-65 Jahre alt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 35.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,41	10,56	119,28	369,77
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	8,53	4,37	298,62	152,89
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	48,69	29,21	1.704,15	1.022,49
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	10,20	7,14	357,00	249,90
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	8,62	13,79	301,56	482,50
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	6,52	88,70	228,27	3.104,47
Fleischwaren	Schweinefleisch	15,20	69,91	531,93	2.446,88
Fleischwaren	Geflügelfleisch	12,56	69,07	439,53	2.417,42
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	29,62	135,05	1.036,56	4.726,71
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	4,01	27,30	140,49	955,33
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	108,00	135,00	3.780,00	4.725,00
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	32,31	54,93	1.130,85	1.922,45
Molkereiprodukte und Eier	Käse	23,47	133,79	821,52	4.682,66

Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	17,63	96,95	616,98	3.393,39
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	6,97	29,26	243,81	1.024,00
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	15,48	46,44	541,80	1.625,40
Speisefette und Speiseöle	Butter	7,89	71,01	276,15	2.485,35
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	7,18	16,15	251,16	565,11
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,50	4,80	52,50	168,00
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	4,09	13,09	143,22	458,30
Obst	Zitrusfrüchte	17,29	5,19	605,01	181,50
Obst	Bananen	20,86	12,51	729,96	437,98
Obst	Äpfel	20,65	6,19	722,61	216,78
Obst	Birnen	5,21	1,56	182,28	54,68
Obst	Stein- u. a. Kernobst	8,21	1,64	287,49	57,50
Obst	Beeren und Weintrauben	12,97	12,45	453,81	435,66
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,43	1,00	49,98	34,99
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,98	2,79	244,44	97,78
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,42	4,17	364,77	145,91
Gemüse	Speisekohl	11,50	2,30	402,36	80,47
Gemüse	Tomaten	13,99	11,19	489,51	391,61
Gemüse	Paprika	7,67	4,60	268,38	161,03
Gemüse	Gurken	10,34	4,14	362,04	144,82
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	5,60	1,12	196,14	39,23
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	23,59	4,72	825,72	165,14
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,83	5,48	274,05	191,84
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	41,57	9,14	1.454,88	320,07
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,21	5,76	252,21	201,77
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	10,25	57,42	358,89	2.009,78
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,73	0,33	60,48	11,61
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,95	3,79	33,18	132,72
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	298,20	59,64	10.437,00	2.087,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	70,20	28,08	2.457,00	982,80
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	50,40	20,16	1.764,00	705,60
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	22,80	9,12	798,00	319,20
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	63,60	101,76	2.226,00	3.561,60
Alkoholische Getränke	Wein	31,20	31,20	1.092,00	1.092,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	96,00	86,40	3.360,00	3.024,00
Abfallbehandlung	Restmüll	55,02	29,11	1.925,77	1.018,73
Abfallbehandlung	Biomüll	28,81	6,11	1.008,40	213,78
SUMME		1.334,34	1.585,60	46.701,75	55.496,00

Haushaltsmerkmal: haupteinkommensbeziehende Person ist 65-85 Jahre alt

Anzahl Haushalte in Oldenburg: 18.000

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	2,32	7,18	41,69	129,23
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	9,46	4,84	170,21	87,15
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	46,96	28,18	845,27	507,16
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	6,11	4,28	109,94	76,96
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	5,98	9,56	107,57	172,11
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	6,94	94,41	124,96	1.699,40
Fleischwaren	Schweinefleisch	10,99	50,56	197,86	910,14
Fleischwaren	Geflügelfleisch	8,40	46,18	151,13	831,20
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	29,86	136,18	537,55	2.451,24
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	5,49	37,33	98,82	671,98
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	74,00	92,50	1.332,00	1.665,00
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	27,94	47,49	502,85	854,84
Molkereiprodukte und Eier	Käse	21,52	122,69	387,43	2.208,36
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	16,08	88,42	289,37	1.591,52
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	8,62	36,20	155,16	651,67
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	17,52	52,56	315,36	946,08
Speisefette und Speiseöle	Butter	10,71	96,37	192,74	1.734,70
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	6,86	15,44	123,48	277,83
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,66	5,30	29,81	95,39
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,49	11,17	62,86	201,14
Obst	Zitrusfrüchte	21,22	6,37	382,04	114,61
Obst	Bananen	18,06	10,83	325,02	195,01
Obst	Äpfel	29,85	8,95	537,26	161,18
Obst	Birnen	6,79	2,04	122,15	36,64
Obst	Stein- u. a. Kernobst	18,28	3,66	328,97	65,79
Obst	Beeren und Weintrauben	16,27	15,62	292,90	281,18
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,43	1,00	25,70	17,99
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,57	2,63	118,22	47,29
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,86	4,34	195,48	78,19
Gemüse	Speisekohl	13,23	2,65	238,10	47,62
Gemüse	Tomaten	17,35	13,88	312,26	249,81
Gemüse	Paprika	7,45	4,47	134,14	80,48
Gemüse	Gurken	8,18	3,27	147,16	58,86
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	6,23	1,25	112,21	22,44
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	28,16	5,63	506,80	101,36

Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	6,46	4,52	116,32	81,42
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	49,90	10,98	898,19	197,60
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	9,59	7,67	172,58	138,07
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	9,10	50,96	163,79	917,24
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,95	0,37	35,10	6,74
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,85	3,41	15,34	61,34
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	225,60	45,12	4.060,80	812,16
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	32,40	12,96	583,20	233,28
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	22,80	9,12	410,40	164,16
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	18,00	7,20	324,00	129,60
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	27,60	44,16	496,80	794,88
Alkoholische Getränke	Wein	37,20	37,20	669,60	669,60
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	91,20	82,08	1.641,60	1.477,44
Abfallbehandlung	Restmüll	46,79	24,75	842,26	445,55
Abfallbehandlung	Biomüll	24,50	5,19	441,04	93,50
	SUMME	1.134,75	1.419,12	20.425,47	25.544,16

Anhang F: Detaillierter Vergleich der Gesamtergebnisse aller Berechnungsgrundlagen

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	THG-Emissionen Berechnungsgrundlage Durchschnitt (t CO ₂ eq)	THG-Emissionen Berechnungsgrundlage Merkmal Haushaltsgröße (t CO ₂ eq)	THG-Emissionen Berechnungsgrundlage Merkmal Berufsstellung (t CO ₂ eq)	THG-Emissionen Berechnungsgrundlage Merkmal Alter (t CO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	932,98	821,38	952,17	977,39
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	430,76	357,05	437,39	441,81
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	2.599,20	2.342,53	2.679,00	2.588,63
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	686,28	604,92	688,92	761,14
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	1.284,10	1.154,25	1.340,01	1.363,08
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	9.116,35	7.780,23	9.417,95	9.252,71
Fleischwaren	Schweinefleisch	5.453,76	4.638,84	4.800,08	5.123,42
Fleischwaren	Geflügelfleisch	5.887,53	4.944,13	5.658,44	5.970,46
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	12.616,52	11.086,33	13.200,43	12.420,13
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	2.565,91	2.260,40	2.491,57	2.337,23
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	11.827,50	10.383,00	12.114,00	12.150,00
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	4.748,10	4.324,66	5.038,60	4.616,14
Molkereiprodukte und Eier	Käse	12.411,18	11.415,69	12.712,96	12.315,15
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	9.185,55	8.685,60	9.504,00	9.125,75
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	3.049,96	2.664,35	3.046,38	2.913,50
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	4.514,40	3.946,32	4.639,68	4.429,08
Speisefette und Speiseöle	Butter	7.151,22	6.408,07	7.076,81	6.885,49
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	1.359,45	1.256,82	1.423,82	1.306,80
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	503,42	537,83	515,40	475,35
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	1.050,62	968,03	1.097,86	975,86
Obst	Zitrusfrüchte	499,66	472,51	500,69	477,77
Obst	Bananen	1.175,11	1.074,95	1.213,70	1.165,35
Obst	Äpfel	688,45	597,30	716,69	678,42
Obst	Birnen	141,59	149,46	151,07	144,90
Obst	Stein- u. a. Kernobst	194,26	189,66	189,71	181,04
Obst	Beeren und Weintrauben	1.225,73	1.115,37	1.253,56	1.172,80
Obst	tiefgefrorenes Obst	94,96	92,67	105,39	92,96
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	240,77	225,08	243,13	223,11
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	402,65	371,23	416,07	395,27
Gemüse	Speisekohl	215,69	198,57	213,35	206,14
Gemüse	Tomaten	1.131,79	1.072,33	1.157,53	1.080,52
Gemüse	Paprika	436,39	397,13	455,80	453,77
Gemüse	Gurken	399,91	353,79	422,96	416,42
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	114,00	103,20	118,22	119,75
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	488,60	454,69	496,93	488,84

Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	493,16	433,68	502,14	482,25
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	869,02	795,50	853,27	823,39
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	557,23	491,09	557,28	525,69
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	4.564,56	4.438,09	4.783,56	4.164,85
Alkoholfreie Getränke	Tee	28,89	32,22	30,58	30,93
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	323,76	394,90	335,81	330,38
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	5.312,40	4.827,36	5.652,00	5.241,96
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	2.690,40	2.369,28	2.779,20	3.193,68
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	1.915,20	1.719,36	2.185,92	2.060,16
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	684,00	458,30	786,24	1.005,60
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	7.660,80	6.729,60	7.902,72	7.735,68
Alkoholische Getränke	Wein	2.508,00	2.379,60	2.361,60	2.289,60
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	6.976,80	6.558,84	7.179,84	6.877,44
Abfallbehandlung	Restmüll	2.616,08	2.359,31	2.714,75	2.644,40
Abfallbehandlung	Biomüll	548,98	495,10	569,69	554,93
SUMME		142.573,63	127.930,57	145.684,87	141.687,10

Anhang G: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg in Szenario 1

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	4,83	14,96	458,46	1.421,22
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	13,49	6,91	1.281,59	656,18
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	69,46	41,68	6.599,00	3.959,40
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	15,72	11,00	1.493,46	1.045,42
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	12,87	20,59	1.222,55	1.956,08
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	1,94	26,32	183,83	2.500,04
Fleischwaren	Schweinefleisch	3,42	15,74	325,14	1.495,62
Fleischwaren	Geflügelfleisch	3,09	17,00	293,56	1.614,58
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	7,99	36,42	758,75	3.459,92
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	10,89	74,08	1.034,95	7.037,68
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	58,43	73,03	5.550,50	6.938,12
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	17,25	29,32	1.638,40	2.785,28
Molkereiprodukte und Eier	Käse	13,45	76,64	1.277,28	7.280,51
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	10,31	56,72	979,70	5.388,33
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	4,48	18,83	425,98	1.789,13
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	5,87	17,60	557,28	1.671,85
Speisefette und Speiseöle	Butter	5,10	45,94	484,88	4.363,96
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	3,88	8,73	368,71	829,59

Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,01	3,23	96,00	307,21
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	2,11	6,75	200,35	641,13
Obst	Zitrusfrüchte	18,15	5,45	1.724,46	517,34
Obst	Bananen	21,35	12,81	2.027,81	1.216,68
Obst	Äpfel	25,01	7,50	2.376,00	712,80
Obst	Birnen	5,14	1,54	488,66	146,60
Obst	Stein- u. a. Kernobst	10,59	2,12	1.005,64	201,13
Obst	Beeren und Weintrauben	13,92	13,36	1.321,97	1.269,09
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,48	1,03	140,46	98,32
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,56	2,62	623,21	249,29
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	17,60	7,04	1.672,46	668,98
Gemüse	Speisekohl	18,86	3,77	1.791,79	358,36
Gemüse	Tomaten	24,74	19,79	2.350,54	1.880,43
Gemüse	Paprika	12,72	7,63	1.208,42	725,05
Gemüse	Gurken	17,49	6,99	1.661,10	664,44
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	9,97	1,99	947,03	189,41
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	42,73	8,55	4.058,99	811,80
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	12,32	8,62	1.170,53	819,37
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	63,34	13,93	6.017,24	1.323,79
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,33	5,87	696,54	557,23
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	8,58	48,05	815,10	4.564,56
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,58	0,30	150,48	28,89
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,85	3,41	80,94	323,76
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	279,60	55,92	26.562,00	5.312,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	70,80	28,32	6.726,00	2.690,40
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	50,40	20,16	4.788,00	1.915,20
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	18,00	7,20	1.710,00	684,00
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	50,40	80,64	4.788,00	7.660,80
Alkoholische Getränke	Wein	26,40	26,40	2.508,00	2.508,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	81,60	73,44	7.752,00	6.976,80
Abfallbehandlung	Restmüll	52,06	27,54	4.945,32	2.616,08
Abfallbehandlung	Biomüll	27,26	5,78	2.589,55	548,98
	SUMME	1.262,41	1.109,28	119.928,62	105.381,21

Anhang H: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg in Szenario 2

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,17	9,82	300,96	932,98
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	8,86	4,53	841,32	430,76
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	45,60	27,36	4.332,00	2.599,20
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	10,32	8,26	980,40	784,32
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	8,45	13,52	802,56	1.284,10
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	7,06	153,12	670,32	14.545,94
Fleischwaren	Schweinefleisch	12,48	64,90	1.185,60	6.165,12
Fleischwaren	Geflügelfleisch	11,27	61,97	1.070,46	5.887,53
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	29,12	132,81	2.766,78	12.616,52
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	3,97	27,01	377,34	2.565,91
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	99,60	169,32	9.462,00	16.085,40
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	29,40	55,86	2.793,00	5.306,70
Molkereiprodukte und Eier	Käse	22,92	165,02	2.177,40	15.677,28
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	17,58	121,30	1.670,10	11.523,69
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	7,64	40,51	726,18	3.848,75
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	15,84	47,52	1.504,80	4.514,40
Speisefette und Speiseöle	Butter	8,36	96,19	794,58	9.137,67
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	6,36	15,90	604,20	1.510,50
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,66	5,30	157,32	503,42
Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,46	11,06	328,32	1.050,62
Obst	Zitrusfrüchte	17,53	5,26	1.665,54	499,66
Obst	Bananen	20,62	12,37	1.958,52	1.175,11
Obst	Äpfel	24,16	4,83	2.294,82	458,96
Obst	Birnen	4,97	1,49	471,96	141,59
Obst	Stein- u. a. Kernobst	10,22	2,04	971,28	194,26
Obst	Beeren und Weintrauben	13,44	12,90	1.276,80	1.225,73
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,43	1,00	135,66	94,96
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,34	2,53	601,92	240,77
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,60	4,24	1.006,62	402,65
Gemüse	Speisekohl	11,35	2,27	1.078,44	215,69
Gemüse	Tomaten	14,89	16,38	1.414,74	1.556,21
Gemüse	Paprika	7,66	4,59	727,32	436,39
Gemüse	Gurken	10,52	4,21	999,78	399,91
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	6,00	1,20	570,00	114,00
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	25,72	5,14	2.443,02	488,60
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,42	5,19	704,52	493,16

Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	41,58	9,15	3.950,10	869,02
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,33	3,67	696,54	348,27
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	8,58	48,05	815,10	4.564,56
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,58	0,30	150,48	28,89
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,85	3,41	80,94	323,76
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	279,60	55,92	26.562,00	5.312,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	70,80	28,32	6.726,00	2.690,40
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	50,40	20,16	4.788,00	1.915,20
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	18,00	7,20	1.710,00	684,00
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	50,40	80,64	4.788,00	7.660,80
Alkoholische Getränke	Wein	26,40	26,40	2.508,00	2.508,00
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	81,60	73,44	7.752,00	6.976,80
Abfallbehandlung	Restmüll	52,06	27,54	4.945,32	2.616,08
Abfallbehandlung	Biomüll	27,26	5,78	2.589,55	548,98
SUMME		1.262,41	1.706,90	1.500,78	162.155,64

Anhang I: Berechnung der ernährungsbedingten THG-Emissionen in der Stadt Oldenburg in Szenario 3

Übergeordnete Lebensmittelkategorie	Untergeordnete Lebensmittelkategorie	Konsummenge je Haushalt (kg)	THG-Emissionen je Haushalt (kgCO ₂ eq)	Konsummenge Oldenburg gesamt (t)	THG-Emissionen Oldenburg gesamt (tCO ₂ eq)
Brot und Getreideerzeugnisse	Reis	3,06	9,48	290,37	900,14
Brot und Getreideerzeugnisse	Mehl u. a. Getreideerzeugnisse	8,54	4,37	811,71	415,59
Brot und Getreideerzeugnisse	Brot und andere Backwaren	43,99	26,40	4.179,51	2.507,71
Brot und Getreideerzeugnisse	Teigwaren (z. B. Nudeln)	9,96	6,97	945,89	662,12
Brot und Getreideerzeugnisse	Frühstückszubereitungen	8,15	13,04	774,31	1.238,90
Fleischwaren	Rind- und Kalbfleisch	6,81	92,58	646,72	8.795,46
Fleischwaren	Schweinefleisch	12,04	55,39	1.143,87	5.261,79
Fleischwaren	Geflügelfleisch	10,87	59,79	1.032,78	5.680,29
Fleischwaren	getrocknete, gesalzene, geräucherte Fleisch- und Wurstwaren	28,10	128,13	2.669,39	12.172,42
Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	Fisch, Fischwaren und Meeresfrüchte	3,83	26,06	364,06	2.475,59
Molkereiprodukte und Eier	Milch (ohne pfl. Alternativen)	96,09	120,12	9.128,94	11.411,17
Molkereiprodukte und Eier	Joghurt, Kefir und Trinkjoghurt	28,37	48,22	2.694,69	4.580,97
Molkereiprodukte und Eier	Käse	22,11	126,05	2.100,76	11.974,31
Molkereiprodukte und Eier	Frischkäse und -zubereitungen, Quark	16,96	93,29	1.611,31	8.862,22
Molkereiprodukte und Eier	Sahne	7,37	30,97	700,62	2.942,60
Molkereiprodukte und Eier	Eier, frisch (Stück)	15,28	45,85	1.451,83	4.355,49
Speisefette und Speiseöle	Butter	8,07	72,63	766,61	6.899,50
Speisefette und Speiseöle	Margarine u. a. pflanzliche Fette (ohne Öle)	6,14	13,81	582,93	1.311,60
Speisefette und Speiseöle	Olivenöl	1,60	5,11	151,78	485,70

Speisefette und Speiseöle	andere Speiseöle pflanzlichen Ursprungs	3,33	10,67	316,76	1.013,64
Obst	Zitrusfrüchte	16,91	5,07	1.606,91	482,07
Obst	Bananen	19,89	11,93	1.889,58	1.133,75
Obst	Äpfel	23,31	6,99	2.214,04	664,21
Obst	Birnen	4,79	1,44	455,35	136,60
Obst	Stein- u. a. Kernobst	9,86	1,97	937,09	187,42
Obst	Beeren und Weintrauben	12,97	12,45	1.231,86	1.182,58
Obst	tiefgefrorenes Obst	1,38	0,96	130,88	91,62
Obst	Trockenobst, Obstschalen, Obstkerne, Nüsse und essbare Samen	6,11	2,45	580,73	232,29
Gemüse	Blatt und Stielgemüse z.B. Salat	10,22	4,09	971,19	388,47
Gemüse	Speisekohl	10,95	2,19	1.040,48	208,10
Gemüse	Tomaten	14,37	11,49	1.364,94	1.091,95
Gemüse	Paprika	7,39	4,43	701,72	421,03
Gemüse	Gurken	10,15	4,06	964,59	385,84
Gemüse	anderes Fruchtgemüse (z. B. Auberginen, Kürbisse, Zucchini)	5,79	1,16	549,94	109,99
Gemüse	Knollen-, Wurzel- u. a. Gemüse, Pilze	24,81	4,96	2.357,03	471,41
Gemüse	tiefgefrorenes Gemüse	7,15	5,01	679,72	475,80
Gemüse	Kartoffeln frisch oder gekühlt	40,12	8,83	3.811,06	838,43
Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	Zucker, Konfitüre, Schokolade und Süßwaren	7,07	5,66	672,02	537,62
Alkoholfreie Getränke	Kaffee	8,28	46,36	786,41	4.403,89
Alkoholfreie Getränke	Tee	1,53	0,29	145,18	27,88
Alkoholfreie Getränke	Kakao und Kakaopulver mit Zusatz von Zucker	0,82	3,29	78,09	312,36
Alkoholfreie Getränke	Mineralwasser	269,76	53,95	25.627,02	5.125,40
Alkoholfreie Getränke	koffeinhaltige Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	68,31	27,32	6.489,24	2.595,70
Alkoholfreie Getränke	andere Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure	48,63	19,45	4.619,46	1.847,78
Alkoholfreie Getränke	Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure	17,37	6,95	1.649,81	659,92
Alkoholfreie Getränke	Fruchtsäfte	48,63	77,80	4.619,46	7.391,14
Alkoholische Getränke	Wein	25,47	25,47	2.419,72	2.419,72
Alkoholische Getränke	Bier, auch alkoholfrei	78,73	70,85	7.479,13	6.731,22
Abfallbehandlung	Restmüll	29,15	15,42	2.769,38	1.465,00
Abfallbehandlung	Biomüll	15,26	3,24	1.450,15	307,43
SUMME		1.185,86	1.434,46	112.657,01	136.273,82

Selbständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Außerdem versichere ich, dass ich die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichung, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

A handwritten signature in black ink on a light blue background. The signature consists of the letters 'D.' followed by a stylized, cursive 'Allg'.