

Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen als nicht-technische Strategie zur Umsetzung der Bioökonomie

von Carmen Priefer

aus Germersheim

Angenommene Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften

Fachbereich 7: Natur- und Umweltwissenschaften

Universität Koblenz-Landau

Berichterstatter:

Prof. Dr. Oliver Frör, Landau

Prof. Dr. Armin Grunwald, Karlsruhe

Tag der Disputation: 18. April 2018

***Probleme kann man niemals mit derselben Denkweise lösen,
durch die sie entstanden sind.***

Albert Einstein

Inhaltsverzeichnis

Tabellen, Abbildungen und Kästen	iv
Zusammenfassung	vi
Übersicht über Veröffentlichungen	vii
Eigener Beitrag	viii
Danksagung	ix
1 Hintergrund und Zielstellung	1
1.1. Begriffsdefinition „Lebensmittelabfall“ und „Lebensmittelverlust“	5
1.2. Ursachen und Ausmaß der Problematik	7
1.3. Umweltwirkungen von Lebensmittelabfällen	10
1.4. Lebensmittelabfälle im Spannungsfeld zwischen Abfallvermeidung und Abfallverwertung	13
1.5. Lebensmittelabfälle im Kontext der Bioökonomie	17
2 Struktur und Vorgehen	20
2.1. Analyseschritte	21
2.2. Verwendete Methoden	23
3 Schlussfolgerungen und Ausblick	26
3.1. Vermeidung von Lebensmittelabfällen: Forschungslücken und Handlungsmöglichkeiten zur Veränderung von Ernährungsverhalten und unternehmerischen Handeln	27
3.2. Bioökonomie als Ansatz für eine umfassende Wirtschaftswende: Handlungs- und Forschungsbedarf für eine Neuorientierung des Konzepts	33
3.3. Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen als nicht-technische Strategie zur Umsetzung der Bioökonomie: Handlungs- und Forschungsbedarf an der Schnittstelle	36
Literatur	39
4 Artikel 1: The extent of food waste generation across EU-27: different calculation methods and the reliability of their results	45
4.1. Introduction	45
4.2. Assessment of data availability and reliability for EU-27	47
4.3. Discussion of BIOIS data basis	48
4.4. Model calculations	50
4.5. Description of the methodology	51
4.6. Results of the model calculations	53
4.7. Comparison of model calculations with BIOIS-results	56
4.7.1. Manufacturing sector	56
4.7.2. Household sector	58
4.8. Outlook on latest FBS-data	60
4.9. Conclusions	61
References	62
5 Artikel 2: Food waste generation at household level: Results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany	66
5.1. Introduction	66
5.2. Methodological approaches to quantify food waste at household level	67

5.3. Structure of the online survey	69
5.4. Results	70
5.4.1. Socio-demographic characteristics of the respondents	70
5.4.2. Often discarded food groups and reasons for wasting	71
5.4.3. Interrelations between household's characteristics and food wasting	72
5.4.4. Interrelations between shopping behavior and food wasting	75
5.4.5. Evaluation of prevention measures	77
5.5. Discussion	78
5.5.1. Amount of food waste	79
5.5.2. Type of foods going to waste and reasons for discarding	80
5.5.3. Socio-demographical factors	81
5.5.4. Shopping habits	82
5.6. Conclusions	84
References	84
6 Artikel 3: Food waste prevention in Europe – a cause-driven approach to identify the most relevant leverage points for action	88
6.1. Drivers and reasons for food losses along the food supply chain	88
6.2. Contribution of the individual stages in the supply chain and different types of food to total food waste	91
6.3. Leverage points to reduce food waste	93
6.3.1. Target setting	94
6.3.2. Improvement of the data base	94
6.3.3. Establishment of an integrated supply chain management	95
6.3.4. Awareness campaigns	96
6.3.5. Reviewing EU legislation on food safety	97
6.3.6. Streamlining food date labelling	97
6.3.7. Amendment of European marketing standards	99
6.3.8. Opening of alternative marketing channels for agricultural products	100
6.3.9. Economic incentives to promote sustainable consumption	101
6.3.10. Taxes and fees on waste treatment	102
6.3.11. Combating food waste in the hospitality sector	103
6.3.12. Promotion of food redistribution programmes	104
6.4. Conclusions	105
References	107
7 Artikel 4: Energiepflanzenanbau und Flächenkonkurrenz: Indizien und Unsicherheiten	112
7.1. Problemfeld Flächenkonkurrenz	112
7.2. Flächenkonkurrenz durch Energiepflanzen: Begriff und Betrachtungsebenen	112
7.3. Indizien für Flächenkonkurrenz durch Energiepflanzen	113
7.3.1. Entwicklung von Bioenergienutzung und Energiepflanzenanbau	113
7.3.2. Entwicklung der Agrarpreise	116
7.3.3. Entwicklung der Pachtpreise	119
7.3.4. Veränderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung	119

7.4. Zukünftige Flächenkonkurrenzen und ihre Einflussfaktoren	121
7.4.1. Die Angebotsentwicklung als wichtige Einflussgröße	121
7.4.2. Die Nachfrageentwicklung als wichtige Einflussgröße	122
7.5. Plädoyer für einen integrativen Ansatz zur Vermeidung von Flächenkonkurrenzen	123
Literatur	124
8 Artikel 5: Pathways to shape the bioeconomy	130
8.1. Introduction	130
8.2. Methodological approach	133
8.3. Main controversies concerning the design of the bioeconomy	134
8.3.1. Understanding of the sustainability postulate	134
8.3.2. The role of future food security	136
8.3.3. Availability of sustainably produced biomass	137
8.3.4. Routes to increase agricultural yields	140
8.3.5. Perspectives on nature	143
8.3.6. Priority setting in research funding and involvement of stakeholders	144
8.3.7. Globality versus regionality	145
8.3.8. The role of behavioral changes	147
8.4. Facet	148
8.5. Conclusions	150
References	152
Erklärung	x
Curriculum vitae	xi

Tabellen, Abbildungen und Kästen

Tab. IV.1: Estimated waste percentages for each food group at different stages of the food supply chain for Europe in %	52
Tab. IV.2: Total amount of food waste in 1000 tonnes and share of the individual stages of the food chain across EU-27 in 2006	54
Tab. IV.3: Comparison of food waste quantities in the manufacturing sector according to EUROSTAT and model calculations	58
Tab. V.1: Average amount of household food waste per capita per week in different European countries	73
Tab. V.2: Share of households drawn to special offers	76
Tab. VI.1: Overview of the main reasons for food waste on the different stages of the food supply chain in industrialised countries	90
Tab. VII.1: Entwicklung der Produktion und des Verbrauchs von Biokraftstoffen	114
Tab. VII.2: Entwicklung des Energiepflanzenanbaus in Deutschland	115
Tab. VII.3: Zusätzlicher globaler Ackerflächenbedarf durch die EU-Biokraftstoffziele im Jahr 2020	121
Tab. VIII.1: Selected bioeconomy strategies in chronological order by date of appearance	131
Tab. VIII.2: Overview of contrasting implementation pathways for the bioeconomy	149
Fig. IV.1: Food-balance-sheet 'cereals' for Italy in 2006 (figures are given in 1000 tonnes) (modified according to Gustavsson et al. 2013)	53
Fig. IV.2: Percentages of different food groups of total food waste generation in agricultural production across EU-27 in 2006	55
Fig. IV.3: Percentages of different food groups of total food waste generation at the consumption stage across EU-27 in 2006	56
Fig. IV.4: Per capita food waste generation at household level – comparison of model calculations with data given in the BIOIS-study for EU-27 in 2006	60
Fig. IV.5: Change of total food waste generation in EU-27 in 2009 compared to 2006	61
Fig. V.1: Food items, thrown away often or sometimes (percentage of respondents who ticked the given items)	71
Fig. V.2: Reasons that lead to food being wasted (percentage of respondents who ticked the given reasons)	72
Fig. V.3: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to household size	74
Fig. V.4: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to different age groups	74
Fig. V.5: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to different shopping facilities	75
Fig. V.6: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to the frequency of shopping	76
Fig. V.7: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to the interest in special offers	77
Fig. VI.1: Share of the different stages of the food chain to total food waste in EU-28 for the year 2011 (own calculations)	91
Fig. VI.2: Share of different food groups on total food waste generation in the household sector across EU-28 for the year 2011 (own calculations)	92

Abb. VII.1: Energiepflanzennutzung im Kontext der Einflussfaktoren auf Agrarpreise und der durch die Agrarpreisentwicklung bewirkten Rückkopplungen	117
Fig. VIII.1: Research framework	134
Box V.1: Key findings of the survey on food waste generation at household level	79
Box VI.1: Overview of most relevant leverage points and options for action against food wastage	105
Box VII.1: Grenzen von Modellberechnungen	118

Zusammenfassung

Das Konzept der Bioökonomie beruht auf der Vision einer Wirtschaft, die durch die bevorzugte Verwendung biogener Rohstoffe unabhängiger wird von der Nutzung fossiler Quellen und gleichzeitig einen Beitrag zu Klima- und Ressourcenschutz, Ernährungssicherung und Stärkung der heimischen Wirtschaft leisten kann. Da die land- und forstwirtschaftliche Biomasseproduktion aufgrund knapper Flächen jedoch begrenzt ist und sich bereits heute die negativen Folgen einer verstärkten Nachfrage zeigen, wird bezweifelt, dass sich die Vision in nachhaltiger Weise realisieren lässt. Offizielle Bioökonomie-Strategien setzen auf einen Technik-basierten Umsetzungspfad, in der Hoffnung, mit Hilfe technischer Innovationen Biomasseproduktion und Umweltverbrauch zu entkoppeln. Kritiker aus Wissenschaft und Zivilgesellschaft stehen diesem Weg skeptisch gegenüber. Sie befürchten, dass Effizienzsteigerungen und die Entwicklung neuer, umweltverträglicher Konversionsprozesse nicht ausreichen werden, um potentiell negative Folgen einer verstärkten Biomassenutzung abzuwenden. Angesichts der natürlichen Grenzen der Biosphäre sehen sie vor allem nicht-technische Ansätze zur Veränderung von Produktions- und Konsummustern als unverzichtbare Voraussetzungen an. Mit der Formulierung eines sozial-ökologischen Umsetzungspfads wird eine Modifizierung des Bioökonomie-Konzepts gefordert, von einem bloßen Wandel der Ressourcenbasis hin zu einer umfassenden gesellschaftlichen Transformation, mit dem Ziel, Ressourcenverbrauch und Rohstoffproduktion neu zu justieren.

Die Arbeit stellt anhand des Beispiels der Lebensmittelabfälle die Bedeutung nicht-technischer Ansätze für die Realisierung der Bioökonomie heraus. Die Basis bilden fünf Publikationen, von denen sich drei mit dem Aufkommen von Lebensmittelabfällen, den Ursachen ihrer Entstehung und möglichen Vermeidungsstrategien befassen. Die anderen beiden Veröffentlichungen behandeln Flächenkonkurrenzen in der Landwirtschaft sowie Implementierungspfade der Bioökonomie. Die Arbeit kommt zu dem Schluss, dass der Beitrag von Lebensmittelabfällen zur Bioökonomie auf zwei Weisen denkbar ist: Entweder können diese als Ausgangsstoff für die Biogasproduktion oder die Bioraffinerie genutzt werden, was der aktuell vorherrschenden Vorstellung entspricht. Oder es können durch eine Reduktion des Abfallaufkommens Ressourcen, die bisher in die Bereitstellung nicht konsumierter Lebensmittel flossen, für andere Biomassenutzungen freigesetzt werden.

Die Analyse des Abfallaufkommens und der damit verbundenen Umweltwirkungen, aber auch vorhandene Studien über die ökologischen Wirkungen von Abfallvermeidungs- und -verwertungsoptionen zeigen, dass die Vermeidung unter dem Gesichtspunkt der Ressourceneffizienz die sinnvollere Option darstellt. Die Arbeit hebt das Potenzial hervor, das sich aus der Berücksichtigung einer Reduktion von Lebensmittelabfällen für die Bioökonomie ergeben könnte. So ist denkbar, dass durch einen effizienteren Umgang mit den bereits produzierten Nahrungsmitteln Ressourcen freigesetzt werden können, die den Spielraum für die Realisierung der Bioökonomie verbessern würden oder aber Perspektiven entstehen für alternative Formen des Landbaus, die eine umweltverträglichere Biomasseproduktion ermöglichen könnten. Da nicht-technische Ansätze in der aktuellen Bioökonomie-Debatte kaum Berücksichtigung finden, besteht Bedarf, diese in das politische Konzept der Bioökonomie einzubeziehen und den wissenschaftlichen Diskurs für diese Aspekte zu öffnen.

Übersicht über Veröffentlichungen

Basis der Dissertation bilden fünf Publikationen, die in verschiedenen internationalen Zeitschriften mit Begutachtungsverfahren veröffentlicht wurden. Die Arbeit beinhaltet in den Kapiteln 4 bis 8 die Manuskripte der Artikel, die durch Anpassungen im Layout und der Zitierweise, durch Aktualisierung von Weblinks und Wegfall verlagsspezifischer Informationen von der veröffentlichten Form abweichen. Die Manuskripte der Artikel 1 bis 3 und 5 sind in englischer Sprache verfasst. Das Manuskript 4 sowie die Kapitel 1 bis 3 sind auf Deutsch verfasst, weswegen die Sprache in der Arbeit wechselt. Alle Zeitschriften sind in den Datenbanken Web of Science bzw. Scopus gelistet und die Artikel können unter den angegebenen Weblinks aufgerufen werden.

Die bibliografischen Angaben der Veröffentlichungen lauten wie folgt:

- 1) K.-R. Bräutigam, J. Jörissen; Priefer, C. (2014): The extent of food waste generation across EU-27: Different calculation methods and the reliability of their results. *Waste Management & Research* 2014, Vol. 32(8), 638-694; DOI: 10.1177/0734242X14545374
<http://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0734242X14545374>
- 2) Jörissen, J.; Priefer, C.; Bräutigam, K.-R. (2015): Food Waste Generation at Household Level: Results of a Survey among Employees of Two European Research Centers in Italy and Germany. *Sustainability* 2015, 7(3), 2695-2715; DOI:10.3390/su7032695
<http://www.mdpi.com/2071-1050/7/3/2695>
- 3) Priefer, C.; Jörissen J.; Bräutigam, K.-R. (2016): Food waste prevention in Europe – A cause-driven approach to identify the most relevant leverage points for action. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 109, 155–165; DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.03.004
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344916300386>
- 4) Meyer, R.; Priefer, C. (2015): Energiepflanzenanbau und Flächenkonkurrenz: Indizien und Unsicherheiten. *GAIA* 24(2), 108-118; DOI: 10.14512/gaia.24.2.9
<https://www.oekom.de/zeitschriften/gaia/archive/archive/heft/691.html>
- 5) Priefer, C.; Jörissen, J.; Frör, O. (2017): Pathways to shape the bioeconomy. *Resources*, 6(1), 10; DOI: 10.3390/resources6010010
<http://www.mdpi.com/2079-9276/6/1/10>

Eigener Beitrag

Die Artikel wurden in Zusammenarbeit mit Mitautoren auf Basis von Ergebnissen verschiedener Forschungsprojekte erstellt. Die Beteiligung des Verfassers an den einzelnen Veröffentlichungen stellt sich wie folgt dar:

- 1) Entwurf des Artikels auf Basis des STOA-Projektberichts, gemeinsame Überarbeitung mit K.-R. Bräutigam
- 2) Gemeinsame Erarbeitung der Fragebögen mit J. Jörissen, technische Durchführung und erste Auswertung der Umfrage, Mitwirkung bei der Erstellung des Artikels, insbesondere bei den Kapiteln Ergebnisse und Diskussion, gemeinsame Überarbeitung mit J. Jörissen
- 3) Entwurf des Artikels und gemeinsame Überarbeitung mit J. Jörissen
- 4) Mitwirkung bei der Erstellung des Artikels, insbesondere des Kapitels zum Ernährungsverhalten und der Schlussfolgerungen, gemeinsame Überarbeitung mit R. Meyer
- 5) Entwurf des Artikels und gemeinsame Überarbeitung mit J. Jörissen

Danksagung

Wie fast alles im Leben, wurde auch diese Arbeit durch die Mitwirkung verschiedener Menschen geprägt. So ist sie zwar eine Einzelqualifikation, aber dennoch ein Gemeinschaftsprojekt. Sie wurde möglich gemacht durch gemeinsame Forschungsaktivitäten und Publikationen mit Kollegen, Kritik und Verbesserungsvorschläge von Betreuern und Mentoren sowie Unterstützung durch mein berufliches Umfeld und meine Familie. Dafür möchte ich mich bedanken und dies im Einzelnen bei den folgenden Personen: Ein besonderer Dank gilt meinen ehemaligen Kollegen Juliane Jörissen und Klaus-Rainer Bräutigam, mit denen ich viele Jahre zu den Themen der Dissertation geforscht und die mir die Grundlagen, aber auch Herausforderungen von Technikfolgenabschätzung und Politikberatung nahegebracht haben. Es ist schön, dass wir den Kontakt und Austausch trotz Ruhestand aufrechterhalten! In gleicher Weise möchte ich mich bei meinem Kollegen Rolf Meyer bedanken, der durch gemeinsame Forschung, kritische Rückmeldung und Schaffung zeitlicher Freiräume ebenfalls maßgeblich zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen hat. Ich freue mich auf die weitere Zusammenarbeit in den Feldern Bioökonomie und Systemanalyse! Des Weiteren möchte ich Prof. Oliver Frör und Prof. Armin Grunwald für die Betreuung der Dissertation, das stets offene Ohr und die zahlreichen hilfreichen Anmerkungen danken, die der Arbeit den letzten Schliff gegeben haben. Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei meinen Kollegen Christine Rösch und Jürgen Kopfmüller, die mich insbesondere durch das Ausloten von Finanzierungsmöglichkeiten und gemeinsame Projektanträge dabei unterstützt haben, förderliche Rahmenbedingungen für meine Forschung zu schaffen. Weiterer Dank gebührt meinen vielen derzeitigen und ehemaligen Kollegen vom ITAS, die in unterschiedlicher Weise zur Arbeit beigetragen haben, durch gemeinsames Sinnieren und inhaltlichen Austausch, Weitergabe von Erfahrungen und Wissen, Unterstützung in administrativen Fragen, Motivation und Zuspruch, gemeinsames Musizieren in der Freizeit und Freundschaft. Namentlich nennen möchte ich in alphabetischer Reihenfolge: Knud Böhle, Stefan Böschen, Bernardo Cienfuegos, Arianna Ferrari, Julia Hahn, Jutta Jahnel, Maria João Maia, Bettina-Johanna Krings, Sophie Kuppler, Claudia Lange, Linda Nierling, Michael Poznic, Ulrich Riehm, Constanze Scherz und Christoph Schneider. Aber auch allen nicht namentlich genannten Kollegen aus Forschung und Verwaltung, mit denen ich in den letzten Jahren im Austausch stand, möchte ich an dieser Stelle für ihre Unterstützung danken. Zu guter Letzt gilt mein größter Dank meiner Familie und insbesondere meiner Mutter Christa, meinem Ehemann Jens, Erika, Frank, Georg, Heinz und Maria, die mich auf all meinen Wegen begleiten und unterstützen.

1 Hintergrund und Zielstellung

Seit vielen Jahrzehnten wird an Alternativen zur Substitution begrenzter, fossiler Rohstoffe geforscht. Mit dem Konzept der Bioökonomie ist die Nutzung von Biomasse, insbesondere als Alternative für Erdöl, in den Fokus gerückt. Erdöl stellt die Wirtschaftsbasis moderner Gesellschaften dar und ist Ausgangsstoff für zahlreiche industrielle Synthesepfade, von der energetischen Nutzung als Kraft- und Brennstoff bis hin zu vielfältigen stofflichen Anwendungen, z. B. in der Chemie- oder Kosmetikindustrie. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), die die Verfügbarkeit von Energierohstoffen und die Entwicklung der Rohstoffmärkte kontinuierlich untersucht, gibt an, dass die im Jahr 2015 weltweit verfügbaren „Reserven“ (d.h. tatsächlich erschließbares Potenzial) an konventionellem und nicht-konventionellem Erdöl 215 Mrd. t betragen. Die vorhandenen „Ressourcen“ (theoretisches Potenzial, das weder genau erfasst noch wirtschaftlich erschließbar ist) an konventionellem und nicht-konventionellem Erdöl werden auf 354 Mrd. t geschätzt (BGR 2016). Gemessen an einem globalen Mineralölverbrauch von 4,3 Mrd. t im Jahr 2015 (ebd.) entspricht dies einem Versorgungshorizont zwischen 50 und 130 Jahren, je nachdem ob das umsetzbare oder theoretische Potenzial als Referenz zugrunde gelegt wird und ungeachtet weiterer Nachfragesteigerungen.

Durch die Entdeckung neuer Vorkommen und Entwicklung von Verfahren zur Erschließung nicht-konventioneller Quellen (z. B. Schieferöl, Ölsand) konnte der Umfang der Ressourcen in den letzten Jahren vergrößert werden, sodass aus rohstoffgeologischer Sicht auch bei einem moderaten Anstieg der Nachfrage die Versorgung mit Erdöl in den nächsten Jahren gewährleistet werden kann (BGR 2016). Die Erschließung der theoretischen Potenziale erfordert jedoch technische Innovationen und ist mit erheblichen Kosten verbunden. Darüber hinaus wird die Gewinnung von Erdöl aus nicht-konventionellen Quellen aufgrund möglicher negativer Wirkungen auf Mensch und Umwelt kontrovers diskutiert. Die Erdölnutzung insgesamt verursacht über den gesamten Lebenszyklus, von der Ressourcenextraktion bis zur Entsorgung, unterschiedliche Umweltbelastungen. Das größte Risiko der Nutzung fossiler Energieträger wird in der Freisetzung klimawirksamer Gase gesehen (WBGU 2013). Hinzu kommt, dass der aktuelle Preisrückgang zu Investitionskürzungen der Ölindustrie führt, sodass Experten davon ausgehen, dass es zu Förderengpässen kommen wird und die steigende Nachfrage in den kommenden Jahrzehnten vermutlich nicht mehr gedeckt werden kann (BGR 2016).

Aufgrund von absehbarer Knappheit, aber auch der klimaschädlichen Wirkungen, wird bereits seit vielen Jahren intensiv nach Alternativen zur Nutzung fossiler Rohstoffe gesucht. Einer der verfolgten Pfade ist die Substitution durch pflanzliche Biomasse. In der energetischen Nutzung hat diese Verwendung bereits eine lange Tradition (z. B. Verfeuerung von Holz, Biogasproduktion). Im aktuellen Diskurs über die Bioökonomie steht die stoffliche Nutzung biogener Rohstoffe im Mittelpunkt, weil Biomasse die einzige alternative Kohlenstoffquelle zur Substitution von Erdöl bildet, während für die energetische Nutzung andere alternative Energieträger (Sonnen-, Wind- und Wasserkraft sowie Geothermie) zur Verfügung stehen (z. B. Lewandowski 2015, SRU 2007). Zwar wird parallel an weiteren Möglichkeiten zur Substitution von Erdöl geforscht wie der industriellen Nutzung von Kohlendioxid. Insofern

Kohlenstoff aus Industrieabgasen gewonnen wird, ist jedoch auch diese Option abhängig von der Verwendung fossiler Rohstoffe.

Im Diskurs herrscht kein einheitliches Verständnis von Bioökonomie. Offizielle Strategien und auch verschiedene Akteure nutzen individuelle Definitionen des Begriffs, die an bestimmten wirtschaftlichen oder naturräumlichen Stärken von Ländern oder Interessen von Stakeholdern anknüpfen (zum Begriffsverständnis im Detail s. Artikel 5). Je nach Schwerpunktsetzung werden in den offiziellen Strategien das Transformationsziel, die betroffenen Wirtschaftssektoren, der Einsatz bestimmter Ressourcen oder spezifische Technologiepfade ins Zentrum gestellt. Beispiel für eine Ziel-orientierte Definition ist die des Bundeslandwirtschaftsministeriums im Rahmen der Nationalen Politikstrategie, die unter Bioökonomie die intelligente Verknüpfung zwischen Ökologie und Ökonomie versteht, mit dem Ziel ein biobasiertes und nachhaltiges Wirtschaftswachstum zu ermöglichen (BMEL 2014). Eine Sektorenorientierte Definition wird vom Bundesforschungsministerium im Rahmen der Forschungsstrategie genutzt, nach dem die Bioökonomie die Agrar- und Forstwirtschaft umfasst sowie alle produzierenden Sektoren und ihre dazugehörigen Dienstleistungsbereiche, die biologische Ressourcen (Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen) entwickeln, produzieren, ver- und bearbeiten oder in irgendeiner Form nutzen (BMBF 2010). Die Definition der Europäischen Kommission gilt als Ressourcenorientiert und versteht unter Bioökonomie die Produktion von erneuerbaren biologischen Ressourcen und ihre Konversion in Mehrwert generierende Produkte wie zum Beispiel Nahrungs- und Futtermittel, biobasierte Produkte und Bioenergie (EC 2012). Ein Beispiel für ein Technologieorientiertes Verständnis ist die Definition der OECD, die mit Bioökonomie die Entwicklung und Anwendung moderner Biotechnologie und Biowissenschaften meint (OECD 2009). Die Technologieorientierte Definition der OECD, die Bioökonomie mit Biotechnologie gleichsetzt, wird im Diskurs häufig als „Bioökonomie im engeren Sinne“ definiert, während Definitionen wie die des BMEL, die ein umfassenderen gesellschaftlichen Wandel auf der Basis von Biomasse beschreiben, der eine Vielzahl von Sektoren umfasst und mithilfe neuer biotechnologischer Konversionsprozesse ein weites Spektrum an Produkten herstellt, als holistische Verständnisse und „Bioökonomie im weiteren Sinne“ bezeichnet werden (vgl. Meyer 2017). Auch wenn nicht alle Definitionen Bezüge zu Technologie enthalten, spielt diese im Verständnis aller Strategien eine zentrale Rolle. Häufig synonym zu Bioökonomie wird der Begriff „biobasierte Wirtschaft“ und „Biomasse-basierte Wirtschaft“ verwendet. In der europäischen Diskussion wurde weiterhin der Begriff „wissensbasierte Bioökonomie“ geprägt, der die Erschließung von Potenzialen der Bioökonomie durch neue wissenschaftliche Erkenntnisse und deren Übersetzung in wirtschaftlich nutzbare Innovationen betont (s. Meyer 2017).

Das in Deutschland und Europa geteilte Verständnis von Bioökonomie meint die verstärkte Nutzung von biogenen Ressourcen pflanzlicher und tierischer Herkunft in der industriellen Produktion und Energieerzeugung, mit dem Ziel einer Substitution von fossilen Rohstoffen. Gleichzeitig ist mit der Vision einer bio-basierten Wirtschaft die Erwartung verbunden, nachhaltiges und öko-effizientes Wirtschaften zu ermöglichen und zur Lösung globaler Herausforderungen wie Ernährungssicherung, Klimawandel und Ressourcenknappheit beizutragen (s. BMEL 2014, EC 2012). Eine zentrale Restriktion für die Realisierung der Bioökonomie wird neben der noch fehlenden Wirtschaftlichkeit neuer Wertschöpfungsketten

in der Verfügbarkeit von Biomassepotenzialen gesehen. Bereits heute werden die vorhandenen Potenziale von etablierten Nutzungspfaden weitestgehend ausgeschöpft. Die Möglichkeiten weiterer Ertragssteigerungen sind limitiert, wenn die Produktion entsprechend strenger Nachhaltigkeitsstandards erfolgen und die Ernährungssicherheit gewahrt werden soll (vgl. Lewandowski 2015). In Anbetracht dieser Beschränkungen wird in den politischen Bioökonomie-Strategien, die das vorherrschende Verständnis prägen, ein Technologie-basierter Implementierungspfad formuliert, in der Hoffnung, dass dieser Ertragssteigerungen auf nachhaltige Weise ermöglicht. Beispielfelder sind die Züchtung neuer Pflanzensorten, die Verbesserung der Effizienz externer Betriebsmittel und der Einsatz von datengestützten Managementsystemen in der Landwirtschaft, aber auch die Erforschung innovativer Konversionsverfahren wie Bioraffinerie-Konzepte und neuer biotechnologischer Syntheseprozesse.

Dieser Technik-basierte Ansatz stößt in der wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Debatte teils auf große Ablehnung, da vermutet wird, dass die Belastung der Ökosysteme durch eine verstärkte Biomassenutzung weiter zunehmen wird und technische Ansätze eine nachhaltige Bewirtschaftung nicht sicherstellen können, sondern über Rebound-Effekte eher noch zu einer Verschlechterung der Situation führen werden (u.a. Gottwald 2015, Albrecht 2012, Birch et al. 2010). Kritiker heben stattdessen die Bedeutung nicht-technischer Ansätze wie die Veränderung von Produktions- und Konsummustern hervor, die dazu beitragen könnten, die Nachfrage nach Gütern zu reduzieren. Dies hätte zur Folge, dass sich auf der einen Seite die Reichweite fossiler Rohstoffe erhöhen und auf der anderen Seite die Umsetzungschancen für die Bioökonomie hinsichtlich der Verfügbarkeit knapper Ressourcen wie Land und Wasser vergrößern würden. Einen wichtigen, nicht-technischen Ansatz stellt die Vermeidung von Lebensmittelabfällen dar. Daneben wäre eine Reduktion des Konsums tierischer Nahrungsmittel ein zweiter wichtiger Ansatzpunkt, um den Spielraum der Bioökonomie zu erweitern. Beide Themen sind aktuell in der Debatte über ein nachhaltiges Ernährungssystem präsent, Querbezüge zur Bioökonomie als weitreichender, systemischer Wandel sind dagegen kaum vorhanden.

Die Arbeit möchte anhand des Beispiels der Lebensmittelabfälle den Blick auf diese alternativen, nicht-technischen Optionen richten. Ihr liegt die These zugrunde, dass die effiziente Nutzung von Lebensmitteln für die Realisierung der Bioökonomie eine zentrale Rolle spielen könnte, bisher jedoch unzureichend berücksichtigt wird. Aus der Betrachtung nicht-technischer Pfade wie der Vermeidung von Lebensmittelabfällen ergibt sich der Bedarf nach einer Erweiterung des Bioökonomie-Konzepts um die kritische Reflexion der gegenwärtigen Produktions- und Konsummuster. Ein Wandel dieser Muster könnte über die Freisetzung von Flächen und weiteren Ressourcen entweder neue Chancen für die Bioökonomie ermöglichen, welche aktuell durch die Verfügbarkeit nachhaltig nutzbarer Biomassepotenziale begrenzt ist oder Perspektiven für weniger intensive Bewirtschaftungsformen in der Landwirtschaft eröffnen, die unter den Gestaltungsoptionen der gegenwärtigen Vision kaum eine Rolle spielen. Hauptmotivation und Erwartung der Arbeit ist, dass die Auseinandersetzung mit den Schnittstellen zwischen den beiden Themen „Lebensmittelabfälle“ und „Bioökonomie“ eine Perspektive erschließt, aus der sich Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung beider Felder ableiten. Im Kern steht somit die Idee, zwei Forschungs- und Diskussionsstränge in einer

systematischen Weise zusammen zu führen, die bisher nur unter sehr spezifischen Aspekten und aus bestimmten Interessenlagen heraus eher schlaglichtartig gemeinsam behandelt wurden.

Für die Untersuchung dieser These leitend ist die Fragestellung, welche Rolle die Vermeidung von Lebensmittelabfällen für die Realisierung einer auf Biomasse basierenden Wirtschaft spielen könnte, die unabhängiger wird von der Nutzung fossiler Rohstoffe. Um diese Frage zu beantworten, wird sie auf Unterfragen heruntergebrochen, die in den einzelnen Veröffentlichungen näher betrachtet werden. Die Analyseschritte beziehen sich auf die Entstehung von Lebensmittelabfällen (Abfallmengen, Wirkungen, Ursachen), mögliche Strategien, aber auch Hemmnisse bei der Umsetzung der Abfallvermeidung, den Einfluss von Ernährungsverhalten auf Flächenverbrauch sowie Hürden für die Umsetzung der Bioökonomie und Möglichkeiten, diese zu überwinden. Folgende fünf Unterfragen werden untersucht, wobei sich jeweils ein Artikel mit einer dieser Fragen befasst:

- (1) Welches Wissen liegt über die Höhe des Aufkommens an Lebensmittelabfällen in Europa vor und wie robust ist die vorhandene Datenbasis? (Artikel 1)
- (2) Welche Gründe führen in Haushalten als wichtigem Entstehungsort von Lebensmittelabfällen zur Entsorgung von Nahrungsmitteln und wo liegen Ansatzpunkte, um Verschwendung zu vermeiden? (Artikel 2)
- (3) Wo liegen entlang der Lebensmittelkette Gründe für die Entstehung vermeidbarer Lebensmittelabfälle und welche Maßnahmen werden in der Debatte als erfolgsversprechend erachtet oder haben sich in der Praxis als geeignet erwiesen, um Lebensmittelabfälle zu reduzieren? (Artikel 3)
- (4) Welche Faktoren beeinflussen Flächenverbrauch als die zentrale, limitierende Größe im Biomasseanbau und könnte eine Veränderung des Ernährungsverhaltens dabei helfen, Flächenkonkurrenzen, z. B. zwischen Nahrungsmittel- und Bioenergieproduktion, zu vermeiden? (Artikel 4)
- (5) Wo liegen aktuell Hürden und Konfliktlinien bei der Umsetzung der Bioökonomie und welche Anforderungen an eine bio-basierte Wirtschaft werden im Diskurs formuliert, die im Rahmen einer Neuorientierung des Konzepts Berücksichtigung finden müssten? (Artikel 5)

Die Arbeit verortet sich im Themenfeld nachhaltiger Ressourcennutzung und legt einen problemorientierten Forschungsansatz zugrunde, der für Umweltforschung und Technikfolgenabschätzung von zentraler Bedeutung ist. Dies meint die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit realen gesellschaftlichen Problemlagen mit dem Ziel, durch die Bereitstellung von Wissen über Ursachen, systemische Zusammenhänge und Lösungsoptionen – insbesondere für politische Entscheidungsträger – einen Beitrag zur Problembewältigung zu leisten, aber auch Einfluss auf die wissenschaftliche Weiterentwicklung zu nehmen, z. B. durch die Identifikation von Forschungslücken und Erschließung neuer Forschungsfelder (s. Grunwald 2002).

Im Kapitel 1 werden relevante Basisinformationen zum Stand der Forschung und Diskussion für beide Themenstränge zusammengefasst, von denen sich wichtige Ansatzpunkte für die Arbeit ableiten. Ausgangspunkt für die Darstellung bildet die Thematik der Lebensmittelabfälle. Eine erste Orientierung zum Ausmaß der Problematik soll über die Einführung einer Begriffsdefinition, die Abschätzung des Aufkommens und die Beschreibung ökologischer Wirkungen ermöglicht werden. Anschließend wird in den Diskurs über Bioökonomie eingeführt und die thematische Schnittstelle zu Lebensmittelabfällen herausgearbeitet. Kapitel 2 beschreibt die Struktur und das methodische Vorgehen der Arbeit entlang der fünf Veröffentlichungen, die die Grundlage der Dissertation bilden. Kapitel 3 schließt mit einer Diskussion der Ergebnisse und einem Ausblick auf zukünftigen Forschungs- und Handlungsbedarf. Die Manuskripte der Veröffentlichungen bilden die Kapitel 4 bis 8.

1.1. Begriffsdefinitionen „Lebensmittelabfall“ und „Lebensmittelverlust“

Die Lebensmittelkette von der Primärproduktion über Verarbeitung und Handel bis hin zum Endkonsumenten ist durch die Globalisierung der Märkte, steigenden Wohlstand, wachsende Konsumansprüche und fortschreitende Urbanisierung in den letzten Jahrzehnten zunehmend komplexer geworden (BCFN 2012). Eine wachsende Distanz zwischen Orten der Produktion und des Konsums und die steigende Nachfrage nach schnell verderblichen Produkten wie Fleisch, Gemüse und Obst, aber auch importierten Nahrungsmitteln führen dazu, dass vermehrt Lebensmittelabfälle entstehen (ebd.). Diese können an jeder Stelle der Nahrungsmittelkette, von Produktion, über Weiterverarbeitung, Handel, Gastgewerbe bis hin zu den Privathaushalten auftreten.

Bei der Beschreibung und weiteren Differenzierung der Problematik wird häufig zwischen Lebensmittelverlusten und Lebensmittelabfällen unterschieden. Bislang gibt es weder in der nationalen oder europäischen Gesetzgebung noch in der wissenschaftlichen Debatte offiziell anerkannte Definitionen für die beiden Begriffe. Stattdessen verwenden die vorhandenen Studien individuelle, auf die jeweilige Forschungsfrage zugeschnittene Abgrenzungen. Der Begriff „Lebensmittelverluste“ („food loss“) wird in der Regel verwendet, wenn Lebensmittel in den vorderen Stufen der Kette (z. B. Landwirtschaft, Lebensmittelverarbeitung) aufgrund von unzureichender Erntetechnologie, unsachgemäßer Behandlung bei Trocknung, Lagerung, Verarbeitung und Transport oder auch Schädlings- und Krankheitsbefall für die menschliche Ernährung verloren gehen (vgl. Parfitt et al. 2010, Waarts et al. 2011). Der Begriff „Lebensmittelabfälle“ („food waste“) wird demgegenüber verwendet, wenn für den menschlichen Verzehr geeignete Lebensmittel in Form von Tellerresten, verdorbenen Lebensmitteln oder genießbaren Überschüssen zu Abfällen werden. Dies betrifft insbesondere die hinteren Stufen der Nahrungsmittelkette wie Handel, Gastronomie und Privathaushalte (Parfitt et al. 2010). Die Unterscheidung zwischen „Lebensmittelverlust“ und „Lebensmittelabfall“ ist angelehnt an das europäische Abfallrecht und dessen Umsetzung im deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, nach dem Abfälle „Gegenstände oder Stoffe sind, denen sich der Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss“ (KrWG 2012, § 3). Die Abfalleigenschaft endet, wenn ein Gegenstand oder Stoff „ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat und so beschaffen ist, dass er für bestimmte Zwecke verwendet wird, (...) eine Nachfrage nach ihm besteht, er alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden

technischen Anforderungen sowie Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllt sowie seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt.“ (KrWG 2012, § 5). Da Lebensmittel, die auf der Stufe der landwirtschaftlichen Produktion verloren gehen, in den natürlichen Kreislauf der Agrarökosysteme zurückgeführt werden können, trifft der rechtliche Abfallbegriff hier nicht zu, weswegen von Verlusten gesprochen wird.

Da die Differenzierung zwischen Lebensmittelverlusten und -abfällen nicht immer eindeutig ist und eine Zuordnung der beiden Kategorien zu bestimmten Stufen der Kette nicht in allen Fällen treffend erscheint, wird in der vorliegenden Arbeit eine abweichende Definition der Begriffe benutzt (vgl. Priefer et al. 2013). Demnach wird Lebensmittelverlust als Oberbegriff verstanden, der alle Ereignisse entlang der Lebensmittelkette umfasst, bei denen Lebensmittel nicht ihren eigentlichen Zweck der menschlichen Ernährung erfüllen. Lebensmittel, die für bestimmte Verwendungen nicht geeignet sind und als Verlust anfallen, können jedoch unter Umständen in andere Verwertungen fließen und werden nicht automatisch zu Abfall. Für die Argumentation der Arbeit ist von zentraler Bedeutung, ob die Verluste durch Umwidmung zum Rohstoff für ernährungsbezogene Zwecke z. B. als Saft, Semmelbrösel oder Marmelade weiterverwendet oder anderen Verwertungen wie der Energieerzeugung in Biogasanlagen zugeführt werden (s. Kapitel 1.4). Nicht genutzte bzw. nicht vermarktungsfähige Lebensmittel, die durch Reintegration in die ursprüngliche Produktion oder Verwertung als Nebenprodukt in andere Prozesse der Lebensmittelverarbeitung eingehen, gelten nicht als Abfall. Handelt es sich dagegen um Lebensmittel, die in nicht-ernährungsbezogene oder energetische Prozesse fließen und somit aus dem Kreislauf der Lebensmittelkette ausscheiden, werden sie als Abfall betrachtet, selbst wenn sie in andere marktfähige Produkte eingehen (in Anlehnung an Gustavsson et al. 2011, Östergren et al. 2014).

Des Weiteren wird zwischen unvermeidbaren und vermeidbaren Lebensmittelabfällen unterschieden (vgl. Quested & Johnson 2009, Monier et al. 2010, Göbel et al. 2012). Während sich unvermeidbare Abfälle auf die nach heutigen Ernährungsstandards nicht essbaren Bestandteile wie Knochen und Schalen beziehen, dreht es sich bei vermeidbaren Abfällen um Lebensmittel, die zum Zeitpunkt ihrer Entsorgung entweder noch essbar sind oder es gewesen wären, wenn sie sachgerecht gelagert und verarbeitet oder zeitgerecht verzehrt worden wären (ebd.). Bei Lebensmittelabfällen, wie sie in der Mülltonne zu finden sind, handelt es sich um eine Mischung aus beiden Kategorien. Ein Begriff, der in Bezug auf vermeidbare Lebensmittelabfälle in der öffentlichen Debatte häufig in Erscheinung tritt, ist der der Lebensmittelverschwendung („food wastage“). Dieser Terminus ist aufgrund seiner impliziten, kritischen Haltung gegenüber negativer Folgen der Wohlstandsgesellschaft komplex und nicht so einfach zu fassen, beschreibt die gesellschaftliche Problematik jedoch am besten. Am ehesten lässt sich darunter die Entstehung von Lebensmittelabfällen verstehen, die von menschlichen Entscheidungen aktiv (bewusst oder unbewusst aufgrund von unreflektiertem Handeln) beeinflusst werden und durch Änderung von Prozessroutinen, Vermarktungsstandards, Verhaltensweisen, politischen Rahmenbedingungen etc. (relativ einfach) vermeidbar wären. Sofern das Verhalten von Konsumenten gemeint ist, bezieht sich der Begriff auf wohlhabende Gesellschaften in Industrie-, aber auch Schwellen- und Entwicklungsländern, für die der Nahrungsmittelpreis kein ausschlaggebendes Kriterium für einen sorgsamem Um-

gang mit Lebensmitteln darstellt. „Vermeidbare Lebensmittelabfälle“ und „Lebensmittelverschwendung“ können somit als Begriffspaar verstanden werden, bei dem sich der erste Begriff auf den Gegenstand (vermeidbare Abfälle) bezieht, während der zweite die Handlung bzw. Haltung (Verschwendung) beschreibt.

Ausgehend von den dargestellten Definitionen steht im Mittelpunkt der Überlegungen die Lebensmittelverschwendung, die zur Entstehung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle führt. Die unterschiedlichen Begriffe werden in der Arbeit je nach Kontext angewendet. Wenn unklar ist, ob und auf welche Weise nicht vermarktungsfähige oder überschüssige Lebensmittel weiterverwendet werden, wird der Term „Lebensmittelverluste“ als neutralere Formulierung benutzt.

1.2. Ursachen und Ausmaß der Problematik

Die Gründe für Lebensmittelverluste in Entwicklungsländern sind überwiegend auf den vorderen Stufen der Nahrungsmittelkette zu finden und hängen mit der sozio-ökonomischen und technischen Entwicklung dieser Länder zusammen (Grethe et al. 2011). Im Mittelpunkt stehen Ernte- und Nachernteverluste, die durch unzureichende Erntetechnologie, fehlendes Wissen und unsachgemäße Behandlung der Erzeugnisse, fehlende Lager- und Transportinfrastruktur und unzureichende staatliche Regulierung bedingt sind (Meyer et al. 2013). Dagegen entstehen Lebensmittelverluste in Industrieländern aufgrund einer Vielzahl von Ursachen, beeinflusst durch das Handeln verschiedener Akteure (Parry et al. 2015). Auf Ebene der landwirtschaftlichen Produktion spielen umweltbedingte Faktoren wie schlechte Witterungsbedingungen und Unwetter eine Rolle. Wichtiger erscheinen jedoch die Folgen strenger Qualitätsstandards und Vermarktungsnormen von Seiten der Abnehmer, volatile Marktpreise, die in manchen Fällen den Ernteaufwand nicht rechtfertigen und geplante Überproduktion im Rahmen von Vertragsanbau, die sicherstellen soll, vertraglich festgelegte Erntemengen auch bei ungünstigen Kultivierungsbedingungen einzuhalten. Lebensmittelverluste können im Lauf von Verarbeitungsschritten entstehen, wie beim Schälen, Schneiden, Kochen, vor allem aber auch durch das Aussortieren von Produkten, die in Farbe und Form vom Standard abweichen. Weitere Gründe sind Störungen im Produktionsprozess, Rücknahme-Verpflichtungen mit dem Handel oder stornierte Bestellungen. Auf der Stufe der Distribution (Groß- und Einzelhandel) treten Verluste aufgrund von Verpackungsdefekten und Nichteinhaltung von Bestimmungen der Lebensmittelhygiene und -sicherheit, Überschreitung des Mindesthaltbarkeitsdatums, fehlerhaftem und unzureichendem Bestandsmanagement, Marketingstrategien und logistischen Restriktionen auf. In der Gastronomie und Gemeinschaftsverpflegung kommt es aufgrund von nicht bedarfsgerechter Planung, dem Angebot überdimensionierter Portionsgrößen, unzureichender Berücksichtigung von Kundenpräferenzen und fehlenden Kenntnissen der Mitarbeiter im richtigen Umgang mit Lebensmitteln zur Entstehung von Verlusten. Aufseiten der Verbraucher spielen Konsumentenverhalten, wie fehlende Essens- und Einkaufsplanung, mangelndes Wissen zur korrekten Interpretation des Mindesthaltbarkeitsdatums, falsche Lagerung und ausbleibende Resteverwertung in Haushalten eine zentrale Rolle (zu den Gründen auf den unterschiedlichen Stufen s. BCFN 2012, Møller et al. 2012, Gustavsson et al. 2011, Parfitt et al. 2010).

Neben diesen alltäglichen Ursachen beeinflussen auch gesellschaftliche und ökonomische Trends die Entstehung von Lebensmittelabfällen, die in Industrieländer bereits näher untersucht wurden. Dazu zählen wachsender Wohlstand, Urbanisierung, ein steigender Anteil an Singlehaushalten sowie die vermehrte Berufstätigkeit von Frauen, die Mehrfachbelastungen durch Beruf und Familienleben bedingt (Jörissen et al. 2015). Wachsender Wohlstand führt zu einer erhöhten Nachfrage nach Lebensmitteln, bei einem gleichzeitig steigenden Anteil von frischen und schnell verderblichen Produkten (Parfitt et al. 2010, Grethe et al. 2011). Auch können die geringeren finanziellen Aufwendungen für Lebensmittel, deren Anteil am Haushaltseinkommen in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich gesunken ist, die Wertschätzung für Nahrungsmittel mindern, was zu einem erhöhten Aufkommen an Lebensmittelabfällen führen kann (Monier et al. 2010). Durch Urbanisierung wird die Distanz zwischen Primärproduktion und Konsum vergrößert, wodurch es zum einen zu einer Entfremdung von der Lebensmittelproduktion, mit der Folge einer abnehmenden Wertschätzung, kommen kann (Obersteiner & Schneider 2006). Zum anderen wird die Nahrungsmittelkette durch Zwischenhändler und zusätzliche Transporte länger, was die Wahrscheinlichkeit für Verderb erhöht. Der steigende Anteil an Singlehaushalten bedingt, dass es weniger Möglichkeiten gibt, Lebensmittel im Haushalt mit anderen zu teilen, im Handel erhältliche Packungsgrößen zum Teil zu groß sind und mehr auswärts gegessen wird, mit der Folge, dass eingekaufte Nahrungsmittel nicht verwertet werden (Koivupuro et al. 2012, Selzer 2010, Quested & Johnson 2009). Die wachsenden Belastungen durch Beruf und Familie führen dazu, dass Familien weniger Zeit zur gemeinsamen Essens- und Einkaufsplanung zur Verfügung steht und sich im Alltag durch den erhöhten Flexibilisierungsbedarf Störungen wie unvorhergesehene Termine ergeben, die die Lebensmittelverwertung erschweren (Schneider 2008).

Schätzungen zufolge belaufen sich Lebensmittelabfälle entlang der gesamten Lebensmittelkette von Produktion, über Verarbeitung, Handel und Konsum in Europa und Nordamerika auf 280 bis 300 kg pro Kopf und Jahr und in Sub-Sahara Afrika und Südostasien auf 120 bis 170 kg pro Kopf und Jahr (Gustavsson et al. 2011). Die Pro-Kopf-Produktion von Lebensmitteln (gemessen an den essbaren Bestandteilen) liegt in Europa und Nordamerika bei etwa 900 kg pro Jahr und in Sub-Sahara-Afrika und Südostasien bei 460 kg pro Jahr, was in beiden Fällen einer Abfallrate von knapp einem Drittel entspricht. Neben der Höhe der absoluten Abfallmengen besteht der Hauptunterschied zwischen diesen beiden Ländergruppen darin, dass konsumbedingte Lebensmittelabfälle in den genannten Industrieländern knapp 36% des gesamten Lebensmittelabfall-Aufkommens ausmachen, während diese in Sub-Sahara-Afrika und Südostasien nur knapp 6% betragen (ebd.).

Obwohl es weltweit und auch auf europäischer Ebene eine Vielzahl von Forschungsaktivitäten gibt, bestehen vor allem zum Abfallaufkommen viele Unsicherheiten. Das hängt damit zusammen, dass die vorhandenen Daten zum einen nicht ausreichend (z. B. in Bezug auf die vermeidbaren Fraktionen des Abfalls, verschiedene Produktgruppen und Stufen der Lebensmittelkette) und zum anderen vorhandene Analysen aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsmethoden schwer vergleichbar sind (vgl. Artikel 1). In der Literatur wird zwischen direkten und indirekten Erhebungsansätzen unterschieden (Xue et al. 2017). Zu den direkten Ansätzen zählen z. B. Abfalluntersuchungen, Haushaltsbefragungen, Haushaltstagebücher,

teilnehmende Beobachtungen, die Erfassung von Tellerresten in Restaurants und von Ernteverlusten in der Landwirtschaft. Indirekte Methoden basieren auf der Nutzung von Statistiken und Literaturangaben, die in Annahmen-basierte Modelle über das Abfallaufkommen integriert werden. Während direkte Methoden insgesamt als verlässlichere und genauere Datenquellen eingestuft werden, bieten indirekte Ansätze die Möglichkeit, Daten nicht nur punktuell, sondern für die gesamte Lebensmittelkette und größere räumliche Einheiten (z. B. EU-weit bis zur globalen Ebene) mit geringerem Aufwand zu erheben. Da eine separate Erhebung von Lebensmittelabfällen bei der Abfallbeseitigung nicht stattfindet, nutzen nationale Abschätzungen häufig eine Kombination von direkten und indirekten Ansätzen durch stichprobenartige Abfallanalysen, die auf nationale Verhältnisse hochgerechnet werden (z. B. Kranert et al. 2012 für Deutschland) oder die Übertragung von Erfahrungswerten anderer Länder, die von den wirtschaftlichen und sozialen Rahmenbedingungen ähnlich sind.

Aufgrund der unterschiedlichen Methoden und Datenquellen kommt es sowohl bei direkten als auch bei indirekten Ansätzen zum Teil zu starken Abweichungen. Anschaulich kann dies am Beispiel zweier Abschätzungen zum Aufkommen an Lebensmittelabfällen in Europa gezeigt werden: Eine von der Europäischen Kommission beauftragte pan-europäische Studie (Monier et al. 2010) nutzt eine Kombination von EUROSTAT-Daten zum Abfallaufkommen in bestimmten Sektoren (werden von den Mitgliedsstaaten erhoben), nationalen Untersuchungen und Extrapolationen, um Aussagen zum Abfallaufkommen entlang der Nahrungsmittelkette in der EU-27 für das Jahr 2006 zu treffen. Eine im Auftrag der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) durchgeführte Studie mit globalem Fokus (Gustavsson et al. 2011) hingegen zieht Produktions- und Verwendungsdaten von Nahrungsmitteln aus der FAOSTAT-Statistik für das Jahr 2006 heran, um sie in ein Massenflussmodell mit Annahmen zu Abfallraten auf den verschiedenen Stufen und für bestimmte Lebensmittelgruppen zu integrieren. Die beiden Methoden führen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die erstgenannte Methode schätzt die Lebensmittelabfälle in der EU-27 auf 89 Millionen Tonnen bzw. 179 kg pro Kopf und Jahr. Durch Anwendung der zweiten Methode auf die EU-27 ist das Ergebnis mit knapp 143 Millionen Tonnen bzw. 288 kg pro Kopf und Jahr deutlich höher (Bräutigam et al. 2014).

Ein wichtiger Grund für Diskrepanzen in den Abschätzungen ist, dass die Definitionen von Lebensmittelabfall bzw. Lebensmittelverlust, wie sie zuvor beschrieben wurden, nicht einheitlich festgelegt sind und unterschiedlich ausgelegt werden, was letztendlich zu verschiedenen Systemgrenzen führt. Zudem verwenden die vorhandenen Studien unterschiedliche Bezugsgrößen (z. B. Tonnen an Lebensmittelabfall pro Kopf und Jahr, überschüssige Kalorien pro Kopf und Tag) und fokussieren sich auf unterschiedliche Stufen der Lebensmittelkette, spezifische Produktgruppen oder verschiedene geografische Einheiten wie Städte, Länder oder Regionen.

Trotz der mangelnden Vergleichbarkeit und des Fehlens einer robusten Datenbasis herrscht in einigen Punkten Einigkeit. Im Kern betrifft dies die Erkenntnis, dass es sich um erhebliche Mengen an Lebensmitteln handelt, die pro Jahr weltweit nicht der menschlichen Ernährung zugutekommen. Schätzungen der FAO zufolge geht auf globaler Ebene pro Jahr etwa ein Drittel bis die Hälfte aller produzierten Lebensmittel für die Ernährung verloren (FAO 2013).

Experten schätzen, dass die Vermeidung von Lebensmittelverschwendung eine ebenso große Rolle spielt wie eine Steigerung der Ernteerträge, um den zukünftigen Bedarf an Nahrungsmitteln zu decken (z. B. HLPE 2014, Tomlinson 2013, Foresight 2011). Damit stellt die Reduktion von Lebensmittelabfällen einen zentralen Ansatz für ein nachhaltigeres Ernährungssystem dar und ist gleichzeitig eine wichtige Stellschraube für die Minderung des Ressourcenverbrauchs (s. Kapitel 1.3). Darüber hinaus besteht kein Zweifel, dass Industrieländer pro Kopf ein deutlich höheres Aufkommen an Lebensmittelabfällen aufweisen als Schwellen- und Entwicklungsländer. Weiterhin herrscht Konsens, dass in den Industrieländern vor allem die hinteren Stufen der Kette (Handel, Gastronomie, Haushalte) eine wichtige Rolle bei der Entstehung von Lebensmittelabfällen spielen, während in Schwellen- und Entwicklungsländern Verluste vorwiegend in den vorderen Stufen Primärproduktion, Verarbeitung und Distribution anfallen. Für die Identifikation von Hotspots, die Erarbeitung von Vermeidungsstrategien und deren Monitoring bildet die Datenbasis einen zentralen Baustein, weswegen im Rahmen einer vertiefenden Analyse (s. Artikel 1) näher darauf eingegangen wird. Da in Industrieländern Privathaushalte als ein wichtiger Ansatzpunkt für Vermeidungsmaßnahmen gelten, werden zudem Beweggründe und Abfallverhalten von Verbrauchern im Rahmen einer empirischen Studie näher untersucht (s. Artikel 2).

1.3. Umweltwirkungen von Lebensmittelabfällen

Die Entstehung von Lebensmittelabfällen ist mit negativen Wirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Ökonomie verbunden, welche die Relevanz der Problematik unterstreichen. Für die Argumentation dieser Arbeit ist vor allem der mit der Lebensmittelbereitstellung verbundene Ressourceneinsatz von Bedeutung, aber auch negative ökologische sowie soziale Wirkungen, die sich aus einer verstärkten Biomassenachfrage ergeben können. Da in die Produktion von Nahrungsmitteln erhebliche Mengen an Ressourcen fließen, würde ein effizienterer Umgang mit den vorhandenen Lebensmitteln dazu führen, dass weniger Nahrungsmittel produziert werden müssten und somit weniger Ressourcen verbraucht würden.

Die Produktion und Bereitstellung von Lebensmitteln ist mit verschiedenen **Umweltwirkungen** verbunden, unabhängig davon, ob Nahrungsmittel konsumiert oder entsorgt werden. Die Lebensmittelproduktion zählt global betrachtet zu den Sektoren mit dem höchsten Verbrauch an Ressourcen wie Fläche und Wasser und führt in erheblichem Maße zur Freisetzung von Treibhausgasen und umweltbelastenden Stoffen. So sind mehr als 50% der weltweit nutzbaren Landfläche (Wüsten, Ödland, Eisschilde ausgenommen), ca. 5 Mrd. ha, landwirtschaftliche Nutzfläche (Jering et al. 2013). Die Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen nimmt 70% der globalen Frischwasserressourcen in Anspruch (WWAP 2017). Weiterhin werden weltweit etwa 30%, bzw. 15 Mrd. t CO₂-Äquivalent, der globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen auf den Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdünger in der Pflanzenproduktion, Tierhaltung sowie Landnutzungsänderungen (z. B. durch Rodung von Primärwäldern, Trockenlegung von Mooren und Umbruch von Grünland) zurückgeführt (Wegener & Theuvsen 2010). Die Verwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie der Einsatz schwerer Maschinen belasten Böden und Grundwasser. Die Ausweitung der Intensivlandwirtschaft, die Zunahme von Monokulturen

und das Vordringen in ökologisch sensible Gebiete haben einen Rückgang der Biodiversität und Beeinträchtigungen von Ökosystemleistungen zur Folge (Heißenhuber et al. 2015).

Die Entsorgung von Lebensmitteln bedeutet damit nicht alleine wertvolle Nahrung, sondern auch knappe Ressourcen wie Land, Wasser und Energie zu verlieren, die während Produktion, Verarbeitung und Distribution in die Produkte geflossen sind. Schätzungen der FAO zufolge wurden etwa 250 km³ Frischwasser benötigt, um die Lebensmittel zu produzieren, die im Jahr 2007 auf globaler Ebene nicht ihrem ursprünglichen Verwendungszweck, der menschlichen Ernährung, zugeführt wurden (FAO 2013). Dies entspricht dem 3,6-fachen Frischwasserverbrauch der USA. Weiterhin wurden dafür etwa 1,4 Mrd. ha Land in Anspruch genommen, was 28% der weltweiten landwirtschaftlichen Fläche ausmacht (ebd.). Eine vom World Wide Fund For Nature (WWF) in Auftrag gegebene Studie schätzt, dass durch eine Halbierung der vermeidbaren Nahrungsmittelverluste in Deutschland 1,2 Mio. ha, sprich 10% der ackerbaulich genutzten Fläche, eingespart werden könnten (Noleppa & von Witzke 2012). Artikel 4 unterstreicht, dass Ernährungsverhalten eine wesentliche Einflussgröße für Flächenbelegung und auch mögliche Flächenkonkurrenzen sein kann. Dies wird anhand des globalen Fleischkonsums exemplarisch dargestellt, die Ergebnisse sind jedoch auch auf die Entstehung von Lebensmittelabfällen übertragbar. Die weltweiten Emissionen, die mit der Bereitstellung von nicht konsumierten Lebensmitteln verbunden sind, betragen nach Berechnungen der FAO (2013) 3,3 Mrd. t CO₂-Äquivalent (Landnutzungsänderungen nicht inbegriffen).

Auch wenn der Anteil von Fleisch an den Lebensmittelabfällen im Vergleich zu Gemüse, Obst und Backwaren gering ist, sind Ressourcenverbrauch und Treibhausgasemissionen in der Fleischproduktion besonders hoch (FAO 2013, Heinrich-Böll-Stiftung 2014). Während der Fleischkonsum in Industrieländern auf hohem Niveau stagniert oder sogar leicht rückläufig ist, wird angenommen, dass die Aufnahme von Kalorien über Fleisch in Entwicklungsländern bis 2050 um 40% steigen wird (IMECHE 2013). Es ist zu vermuten, dass sich durch den weltweiten Ernährungswandel weg von einer getreidereichen Ernährung hin zum vermehrten Konsum tierischer Produkte Ressourcenbeanspruchung und Treibhausgasbelastung erheblich erhöhen werden.

Auch die Deponierung von organischen Abfällen führt weltweit zur Freisetzung von Treibhausgasen. In Entwicklungs- und Schwellenländern wird der Großteil der Haushalts- und Gewerbeabfälle unsortiert und nicht recycelt auf Mülldeponien verbracht, mit negativen Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Aber auch in Teilen Europas werden Lebensmittelabfälle deponiert. Die EU hat im Rahmen ihrer Deponierichtlinie 1999/31/EG vom 26 April 1999 ihre Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, den Anteil organischer Siedlungsabfälle, die deponiert werden, schrittweise auf einen Anteil von 50% bis zum Jahr 2009 und 35% bis 2016 zu reduzieren (EG 1999). Erhebungen der EU für das Jahr 2014 haben ergeben, dass im Durchschnitt aller EU-28-Staaten etwa 28% der biogenen Siedlungsabfälle deponiert wurden (Eurostat 2017). Während der Anteil an Siedlungsabfällen, die deponiert werden, in Deutschland im Jahr 2014 bei 1% lag, ist dies in manchen Teilen Ost- und Südeuropas weiterhin ein großes Problem. Die höchsten Anteile an deponierten Siedlungsabfällen werden für Lettland (92%), Malta (88%), Kroatien (83%), Rumänien (82% im

Jahr 2013), Griechenland (81% im Jahr 2013), die Slowakei (76%), Zypern (75%) und Bulgarien (74%) angegeben, wobei die absoluten Abfallmengen je nach Land variieren (ebd.)

Bei der Betrachtung von Ressourcenverbräuchen und Emissionen ist es wichtig zu bedenken, dass sich diese entlang der Wertschöpfungskette akkumulieren. Das bedeutet, dass ein Lebensmittel, das nach etlichen Transport-, Kühlungs- und Verarbeitungsschritten am Ende der Kette entsorgt wird, mit größeren Umweltwirkungen verbunden ist als wenn es gleich am Anfang der Kette als Verlust anfällt. Das soll nicht heißen, dass Lebensmittelverluste in der landwirtschaftlichen Produktion unproblematisch sind; ganz im Gegenteil wird hier ein signifikantes Vermeidungspotenzial vermutet (s. Artikel 1). Die Akkumulation der Umweltinanspruchnahme entlang des Lebenszyklus eines Nahrungsmittels unterstreicht jedoch, dass die Vermeidung von Lebensmittelabfällen auf den hinteren Stufen nicht nur mengenbezogen, sondern auch unter ökologischen Gesichtspunkten von besonderer Relevanz ist. Vor diesem Hintergrund sind Marketingstrategien im Einzelhandel (z. B. Mengenrabatte, Sonderangebote), die eine nicht bedarfsgerechte Nachfrage nach Lebensmitteln anregen und die Entstehung von Lebensmittelabfällen in den hinteren Stufen der Kette begünstigen können, zu hinterfragen.

Da ein gewisser Anteil der in Industrieländern konsumierten **Nahrungsmittel aus dem Ausland** stammt, finden Umweltverbrauch und Treibhausgasentstehung teilweise in fremden Regionen statt, mit dem Effekt, dass die heimischen Ressourcen geschont und Auswirkungen verlagert werden. Eine Studie zur Bilanzierung verschiedener Biomasse-Importströme zeigt, dass im Jahr 2014 etwa 60 Mio. t frucht- und halmgutartiger Biomasse sowie 13 Mio. t Tiere und Tierprodukte nach Deutschland importiert wurden (Domnik 2016). Eine Studie im Auftrag des WWF hat ermittelt, dass im Durchschnitt der Jahre 2011 bis 2013 etwa 5,5 Mio. ha landwirtschaftliche Fläche (entspricht Nettoimport, d.h. abzüglich deutscher Exporte) im Ausland in Anspruch genommen wurden, um unseren Bedarf an Agrargütern zu decken (Noleppa & Carlsburg 2015). Eng damit verknüpft ist die Problematik der direkten und indirekten Landnutzungsänderungen. Aufgrund der steigenden Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten bei gleichzeitig begrenzten Möglichkeiten der Produktivitätssteigerung kommt es zur Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzung, was zur Umwandlung von sensiblen Ökosystemen wie Primärwäldern, Graslandschaften und Feuchtgebieten in Ackerflächen (direkte Landnutzungsänderung: dLUC) führen kann. Eine weitere mögliche Folge ist die Verdrängung von Kleinbauern und der indigenen Bevölkerung auf bisher nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen (indirekte Landnutzungsänderung: iLUC). Damit verbunden sind negative ökologische Auswirkungen wie die Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Boden und der Rückgang der Artenvielfalt, aber auch gravierende sozio-ökonomische Folgen für die ländliche Bevölkerung. Für Subsistenzlandwirte ergibt sich aus dieser Situation die Schwierigkeiten, dass sie durch Landaneignung und Verdrängung auf weniger fruchtbare Böden nicht mehr in der Lage sind, ihre Familien mit eigenen Nahrungsmitteln zu versorgen und Lebensmittel trotz wenig verfügbaren Einkommens zukaufen müssen.

Aus den Informationen zu Abfallaufkommen und Umweltwirkungen lässt sich zusammenfassend ableiten, dass die Vermeidung von Lebensmittelabfällen einen wichtigen Hebel zur Re-

duktion von Ressourcenverbrauch und Vermeidung von Umweltbelastung darstellt. Dabei muss jedoch einschränkend darauf hingewiesen werden, dass es sich um ein rein theoretisches Potenzial handelt, dessen Inanspruchnahme in der Realität problematisch ist. Im Hinblick auf Industrieländer ließe sich eine signifikante Reduktion von Lebensmittelabfällen nur durch erhebliche Verhaltensänderungen aufseiten der Konsumenten und Produzenten erreichen. Änderungen in den Konsum- und Produktionsmustern sind jedoch langwierig und schwierig umsetzbare Prozesse (s. Kap. 3). Auch wenn es zu Verhaltensänderungen käme, würde sich die Situation der hungernden Bevölkerung in Entwicklungs- und Schwellenländern nicht verbessern, da eingesparte Lebensmittel in Industrieländern nicht automatisch zu einer besseren Versorgung mit Nahrungsmitteln im Ausland führen oder gar die Ursachen für Hunger beseitigen können (Koester 2012). Dennoch kann angenommen werden, dass durch einen sorgsameren Umgang mit Lebensmitteln in reichen Ländern die weltweite Nachfrage nach Nahrungsmitteln reduziert werden könnte, mit der Folge, dass die Lebensmittelpreise auf dem Weltmarkt zumindest nicht weiter zunehmen, wenn nicht sogar sinken, was sich positiv auf die Kaufkraft armer Bevölkerungsgruppen auswirken könnte. Im Hinblick auf Entwicklungsländer stellt die Reduktion der Nachernteverluste den zentralen Ansatzpunkt dar. Um hier Fortschritte zu erreichen, müssen jedoch zahlreiche Maßnahmen umgesetzt werden, was langwierig, aber auch aufwendig und kostspielig ist. Dazu zählen Verbesserungen der Verkehrsinfrastruktur, die Schaffung von Lagerungs- und Kühlmöglichkeiten, Investitionen in Ernte-, Verarbeitungs- und Verpackungstechnik und die Förderung des Marktzugangs von Kleinbauern (s. Priefer et al. 2013). Darüber hinaus wird die Biomasseproduktion und der damit verbundene Ressourcenverbrauch durch zahlreiche Faktoren (z. B. Entwicklung der Agrar- und Pachtpreise, agrarpolitische Rahmenbedingungen, Entwicklung der globalen Nachfrage) und deren Wechselwirkungen beeinflusst (vgl. Artikel 4), welche die Realisierung von Ressourceneinsparungen durch Abfallvermeidung aufgrund konträrer Zielsetzungen erschweren oder sogar kompensieren können.

1.4. Lebensmittelabfälle im Spannungsfeld zwischen Abfallvermeidung und Abfallverwertung

Dem europäischen Abfallrecht und seiner Umsetzung im deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz entsprechend ist der Abfallvermeidung Priorität vor der Abfallverwertung einzuräumen. Grundlage für diese Hierarchie bildet das Vorsorgeprinzip im Umweltrecht, das darauf zielt, potentielle Belastungen für die Umwelt und menschliche Gesundheit zu vermeiden. Demnach sind Produzenten und Verbraucher zu einem verantwortungsvollen und sparsamen Umgang mit Lebensmitteln und zur Vermeidung von Abfällen verpflichtet. Im Widerspruch zur Abfallvermeidung als oberstem Ziel findet sich in der aktuellen Debatte jedoch häufig das Argument, dass es sich bei Lebensmittelabfällen eigentlich nicht um Abfälle handelt, da sie weiteren Verwertungen wie der Biogasproduktion zugeführt werden können (z. B. HM Government 2015). Das Hauptziel wird darin gesehen, die Deponierung organischer Abfälle zu verhindern, da sie die Freisetzung von Treibhausgasemissionen fördert und dem Klimaschutz abträglich wäre.

Mit dieser Sicht geht jedoch die Gefahr einher, sich mit Lebensmittelabfällen als systemimmanente Folge einer Wohlstandsgesellschaft zu arrangieren. So wird, z. B. im Rahmen der

Förderung einer auf Biomasse basierenden (Kreislauf-)Wirtschaft, bereits verstärkt in die Entwicklung neuer und Verbesserung bestehender Verwertungsmöglichkeiten investiert, anstatt Möglichkeiten der Abfallvermeidung zu eruieren. Untersuchungen zum Umgang verschiedener Stakeholder (politische Entscheidungsträger, Unternehmer, Arbeiter, Gemeindevertreter und Aktivisten) in Frankreich und der USA mit der Thematik Lebensmittelabfälle zeigen, dass die Abfallvermeidung trotz ihres Potenzials, langfristig den nachhaltigsten Beitrag zur Problemlösung zu leisten, in der Praxis eher eine untergeordnete Rolle spielt (Mourad 2016). Dies erscheint problematisch, da die Nahrungsmittelbereitstellung, wie zuvor beschrieben, für eine große und weiterhin wachsende Weltbevölkerung einen erheblichen Bedarf an Ressourcen beansprucht und zur Belastung von Ökosystemen führt. Aus der Analyse der gegenwärtigen Debatte lässt sich schließen (vgl. Artikel 5), dass dieser Aspekt durch eine Mehrheit der Beteiligten ausgeblendet wird, weshalb die Arbeit der Frage, ob die Verwertung von Lebensmitteln außerhalb der Ernährung unter Gesichtspunkten der Ressourceneffizienz eine sinnvolle Option darstellt, besondere Bedeutung beimisst.

Die Betrachtungen zum Abfallaufkommen und den Umweltwirkungen in den vorherigen Kapiteln lassen den Schluss zu, dass die Verwertung von Lebensmittelabfällen für stoffliche oder energetische Nutzungspfade außerhalb des Ernährungssystems pro erzielbarem Output (gemessen in Energiegehalt) einen höheren Ressourcenverbrauch und damit eine geringere Ressourceneffizienz aufweist als die direkte Nutzung der Ressourcen, die für die Bereitstellung der entsorgten Lebensmittel verwendet wurden. Dies lässt sich am Beispiel von Resten einer Mahlzeit im Haushalt anschaulich erklären, deren Bestandteile vor ihrer energetischen Verwertung unzähligen Produktions- und Verarbeitungs-, Handels-, Transport-, Lagerungs- und Zubereitungsschritten unterzogen wurden. In der Summe weist diese Verwendung einen deutlich höheren ökologischen Fußabdruck pro Einheit an erzielbarem Energieinhalt auf als die energetische Verwertung von Anbaubiomasse oder pflanzlichen Sekundärrohstoffen direkt nach der landwirtschaftlichen Kultivierung. Dies folgt zwingend aus der Tatsache, dass sich Umweltwirkungen der Lebensmittelbereitstellung entlang der Nahrungsmittelkette akkumulieren. Außerdem kommen für eine alternative Nutzung der für die Nahrungsmittelproduktion beanspruchten Fläche Kulturen wie schnellwachsende Baumarten und *Miscanthus* in Betracht, die im Vergleich zu Nahrungspflanzen einen geringeren Ressourcenverbrauch (z. B. Bedarf an Fläche, Wasser, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in Relation zum Mengenertrag) aufweisen und aufgrund der langen Bodenruhe auch ökologische Vorteile bieten können (Bielefeldt et al. 2008). Verschärfend kommt hinzu, dass Lebensmittelabfall meist auch zu Verpackungsabfall führt, dessen Ressourcenbeanspruchung ebenfalls berücksichtigt werden muss.

Bislang gibt es nur wenige Studien, welche die ökologischen Wirkungen von Optionen zur Verwertung von Lebensmittelabfällen und der Abfallvermeidung anhand quantitativer Forschungsansätze wie vergleichenden Lebenszyklusanalysen analysieren. Dagegen existiert eine Vielzahl von Untersuchungen, die unterschiedliche Verwertungsoptionen (z. B. Verbrennung, Kompostierung, Biogasproduktion und Biokonversion) gegeneinander abwägen, um die Entscheidungsgrundlage für bestimmte Recyclingpfade zu verbessern (z. B. Mondello et al. 2017 für Abfälle einer Einzelhandelskette in Italien, Bernstad & la Cour Jansen 2012 als Übersichtsartikel zum methodologischen Vergleich

vorhandener LCAs). Zwar ist die Anzahl von Studien, welche die Option der Abfallvermeidung berücksichtigen, geringer (z. B. Matsuda et al. 2012, Hamilton et al. 2015), jedoch wird die Hypothese, dass der Abfallvermeidung unter ökologischen Aspekten Priorität einzuräumen ist, durch ihre Ergebnisse gestützt. Die Studie von Matsuda et al. 2012 vergleicht das Treibhausgas-Reduktionspotenzial verschiedener Verwertungen (Verbrennung sowie Vergärung auf Basis separater Abfallsammlung und mechanischer Abfallsortierung) mit dem der Abfallvermeidung in Haushalten in Kyoto. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass eine Reduktion von Tellerresten und original verpackten Lebensmittelabfällen das 4-fache Treibhausgas-Einsparungspotenzial hat wie die separate Sammlung von Lebensmittelabfällen mit anschließender Vergärung. Dabei ist berücksichtigt, dass die Biogasherstellung bei Nutzung der Gärreste als Dünger sowohl konventionelle Stromerzeugung, als auch konventionelle Düngemittelherstellung und die damit verbundenen ökologischen Wirkungen substituiert.

Hamilton et al. (2015), die das Potenzial zur Einsparung von Energie und Phosphor durch eine vollständige Reduktion der vermeidbaren Nahrungsmittelabfälle in Lebensmittelverarbeitung, Groß- und Einzelhandel und Endkonsum in Norwegen gegenüber der Biogasproduktion untersucht haben, kommen zu einem ähnlichen Resultat. Die Autoren ermitteln auf Basis von Massen- und Energiebilanzen entlang des norwegischen Ernährungssystems, dass über die Abfallvermeidung 16% der Netto-Prozessenergie eingespart werden könnte, während über die Strom- und Düngemittelbereitstellung durch die Biogasproduktion nur Einsparungen in Höhe von 8% möglich sind. Das Einsparungspotenzial an Phosphor liegt bei der Abfallvermeidung bei 21%, während dies bei der Vergärung nur 9% beträgt. Über diese Ergebnisse hinausgehend heben Mondello et al. 2017 hervor, dass aufgrund der Zusammensetzung des Abfalls (d.h. Feuchtigkeitsgehalt und Heizwert) meist nur ein gewisser Anteil der Lebensmittelabfälle für Vergärung und Verbrennung geeignet ist. Dadurch wird das Mengenpotenzial der Nahrungsmittelabfälle für diese Art der Verwertung tendenziell geschmälert. Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen beiden Optionen wird darin gesehen, dass durch die Vermeidung Energie und Ressourcen dort eingespart würden, wo sie bisher durch Lebensmittelproduktion und -verarbeitung verbraucht worden sind und somit auch ausländischen Ursprungsländern zugutekämen, während Einsparungen durch die Verwertung ausschließlich am Ort der Abfallentstehung stattfänden (Hamilton et al. 2015).

Der Hauptgrund, weswegen die Abfallvermeidung im Vergleich zu Verwertung bisher nur eine marginale Rolle spielt, wird im Zielkonflikt zwischen Umweltschutz und Wirtschaftswachstum gesehen (Bartl 2014). So würde Abfallvermeidung zu einem Rückgang des Konsums und somit der Nachfrage nach Produkten führen, während die Ernährungsbranche an wirtschaftlichem Wachstum interessiert ist, was vor allem über eine Erhöhung des Produktabsatzes und den Ausbau von Marktanteilen erreicht werden kann. Darüber hinaus besteht auch auf Seiten der Abfallwirtschaft weniger Interesse an Abfallvermeidung als an -verwertung, da Abfälle ihre Wirtschaftsbasis darstellen. Es existiert eine Vielzahl von Studien, die den Zusammenhang zwischen Wirtschaftswachstum und Abfallentstehung untersuchen (s. Übersicht in Bartl 2014). Jedoch besteht kein Konsens darüber, ob ein steigendes Wirtschaftswachstum auch zu einer Erhöhung der Abfallmengen führt oder ob in manchen Weltregionen bereits eine Entkopplung zwischen beiden Faktoren erreicht ist. Für Europa

wird angenommen, dass dies noch nicht der Fall ist und Wirtschaftswachstum weiterhin zu mehr Abfall führt (ebd.).

Neben dem Interesse der Wirtschaft an der Vermarktung von Nahrungsmitteln und der Verwertung von Abfällen, begünstigen auch die politischen Rahmenbedingungen zur Förderung einer Energiewende in Europa die Verwertung von Lebensmittelabfällen. Zwar ist die Förderung der Bioenergieproduktion im Rahmen des novellierten Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG 2017) im Vergleich zur Förderung regenerativer Energien wie Sonnen- und Windkraft nur noch gering, jedoch wird bei den verbleibenden Optionen aufgrund möglicher Flächen-nutzungskonkurrenzen mit der Nahrungsmittelproduktion und den negativen Folgen von Landnutzungsänderungen durch den Energiepflanzenanbau ein Fokus auf den Einsatz biogener Rest- und Abfallstoffe gelegt. So wird zum Beispiel die Herstellung von Biokraftstoffen aus Rest- und Abfallstoffen, darunter auch bestimmte Biomasse-Anteile von Siedlungs- und Industrieabfällen, durch eine Mehrfachanrechnung auf die individuellen Beiträge der Mitgliedsstaaten zum Europäischen Gesamtziel von 10% Erneuerbare Energien im Verkehrssektor honoriert (RED 2009). Durch die Bioenergieförderung im Allgemeinen und Neuerungen bei den förderbaren Einsatzstoffen im Speziellen gewinnt die Verwertung von Rest- und Abfallstoffen an Bedeutung, die nicht zwangsläufig die effizienteste Ressourcennutzung darstellen muss. Somit besteht eine zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen konträre Zielsetzung und ein Konflikt im politischen Agenda-Setting zwischen Abfall- und Energiepolitik. Dies zeigt sich anschaulich im Widerspruch zwischen der europäischen Bioenergieförderung und dem Sustainable Development Goal (SDG) 12.3 der Vereinten Nationen, das eine Halbierung der Lebensmittelabfälle bis zum Jahr 2030 fordert (UN 2015) und zu dessen Umsetzung sich die EU verpflichtet hat.

Auch das Konzept einer integrierten Biomasseraffinerie, welches die zentrale Idee der Bioökonomie darstellt, begünstigt die Verwertung von Abfällen. Ziel ist es, aus biogenen Inputstoffen aller Art ein breites Spektrum unterschiedlicher Produkte herzustellen (z. B. Chemikalien, Werkstoffe, Biokraftstoffe, Bioenergie). Für einen wirtschaftlichen Betrieb werden jedoch große Mengen an Biomasse benötigt. Da der Biomasseanbau aufgrund knapper Flächen und möglicher negativer Wirkungen begrenzt ist, rücken auch hier verstärkt Rest- und Abfallstoffe in den Fokus (s. BMELV et al. 2012). Jedoch sind auch deren Potenziale limitiert, was zu Konkurrenzen mit bestehenden Nutzungspfaden und Zielkonflikten mit der Abfallvermeidung oder im Falle land- und forstwirtschaftlicher Reststoffe mit dem Naturschutz führen kann.

Allgemein wird angenommen, dass die Nutzung bereits vorliegender, organischer Reststoffe und Abfälle für energetische oder stoffliche Zwecke umweltverträglicher ist als der Pflanzenanbau, da sie den Umfang der zusätzlich benötigten Primärbiomasse verringert und den Druck auf die Umwelt reduziert. Dabei steht der Wunsch nach Vermeidung von Treibhausgasemissionen, die infolge einer verstärkten Biomassenachfrage durch Landnutzungsänderungen entstehen, im Zentrum der Argumentation. Im Fall der Lebensmittelabfälle wird jedoch deutlich, dass bereits der Ressourcenbedarf und die Freisetzung von Treibhausgasen für die Bereitstellung von Nahrungsmitteln erheblich sind. Um dies zu belegen, ist der gesamte Lebenszyklus von der Primärproduktion, über Verarbeitung, Handel bis zum Konsum

zu betrachten und zu berücksichtigen, dass viele Schritte der Lebensmittelproduktion im Ausland stattfinden, was dort zu negativen Wirkungen auf Ökologie und Gesellschaft führen kann und außerdem umweltbelastende Transporte erforderlich macht. Die Hypothese, dass die Verwertung von Lebensmittelabfällen im Vergleich zum Einsatz von Anbaubiomasse ökologische Vorteile bringt, ist nicht unter allen Umständen zutreffend, da sie auch zu nicht intendierten Folgen für die Umwelt führen kann. Wie vorhandene Studien zeigen, stellt die Vermeidung von Abfällen eine weitaus sinnvollere Option dar.

1.5. Lebensmittelabfälle im Kontext der Bioökonomie

Das Konzept der Bioökonomie ist eine seit mehr als zehn Jahren diskutierte Strategie zur verstärkten Nutzung biologischer Ressourcen, aber auch zur Anwendung von Wissen über biologische Prozesse in unterschiedlichen Wirtschaftsbereichen. Der Ansatz schließt die Land- und Forstwirtschaft als Hauptakteure der Biomasseerzeugung, die Nahrungsmittelindustrie, Fischerei und Aqua-Kultur, die Chemie-, Pharmazie-, Kosmetik-, Papier- und Textilindustrie sowie Teile der Energiewirtschaft mit ein (BMBF 2010). Der internationale Diskurs wurde vorangetrieben durch eine Vielzahl politischer Bioökonomie-Strategien (z. B. EU, OECD, USA, Australien, Japan, Malaysia, Südafrika, Westnordischer Rat, Finnland, Schweden, Frankreich, Deutschland, Spanien), die zum Teil sehr unterschiedliche Zielsetzungen verfolgen (s. Meyer 2017). Das in Europa geteilte Verständnis von Bioökonomie betrifft die Transformation von einer Erdöl-basierten zu einer auf Biomasse basierenden Wirtschaft. Dies umfasst die sog. „traditionelle Bioökonomie“ (Landwirtschaft, Ernährungswirtschaft, Forstwirtschaft, Holzindustrie, Fischerei etc.) und neue Wertschöpfungen der sog. „innovativen Bioökonomie“, auf denen der Schwerpunkt liegt (z. B. Substitution fossiler Rohstoffe durch Bioenergieträger, Biopolymere, biogene Feinchemikalien, biogene Dämmstoffe etc.; neue biogene Rohstoffe bzw. Produkte wie Arzneipflanzen und Enzyme; Substitution von Verfahren bzw. Produkten innerhalb der Bioökonomie durch gentechnisch veränderte Pflanzen, In-vitro-Fleisch, Functional Food etc.). Von der Bioökonomie werden neben dem Wandel der Ressourcenbasis vor allem positive Wirkungen für Mensch und Umwelt sowie ein Beitrag zur Bewältigung globaler Herausforderungen wie Ernährungssicherung und Klimaschutz erwartet. Zentrale Motivationen sind eine größere Unabhängigkeit von knapper werdenden, fossilen Rohstoffen, die Reduktion von Treibhausgasemissionen und die Stärkung der europäischen Wirtschaft. Der Schwerpunkt der bisherigen Aktivitäten liegt auf der Nutzung von Pflanzen und Mikroorganismen. Trotz einiger Unterschiede setzt die Mehrheit der Strategien auf wissenschaftsgetriebene Innovationen und ein breites Spektrum an technischen Lösungen, wobei biotechnologische Verfahren als Schlüsseltechnologie betrachtet werden (vgl. Artikel 5).

Ein Hindernis für die Realisierbarkeit der Bioökonomie stellen neben der bisher noch fehlenden Wirtschaftlichkeit innovativer Wertschöpfungsketten die verfügbaren Biomassepotenziale dar. Untersuchungen zeigen, dass die vorhandenen Rest- und Abfallstoffe als bevorzugte Rohstoffquelle bei weitem nicht ausreichen, um die Nachfrage nach biogenen Rohstoffen zu befriedigen, sodass Anbaubiomasse auch in Zukunft eine wichtige Rolle spielen wird (Carus et al. 2016, Dornburg et al. 2010). Bereits heute zeigen sich jedoch vielerorts Übernutzungserscheinungen durch eine Intensivlandwirtschaft,

Flächenkonkurrenzen mit der Nahrungsmittelproduktion und Zielkonflikte zwischen Interessen der Wirtschaft und des Naturschutzes. Somit stellt sich die Frage, in welchem Umfang nachhaltig produzierbare Biomasse einen Beitrag zur Substitution fossiler Rohstoffe leisten kann. Eine Metastudie vorhandener Potenzialanalysen zeigt, dass der Beitrag, den Biomasse zur Energieversorgung leisten kann, sehr unterschiedlich eingeschätzt wird (Hennig et al. 2016). Während die globale Energienachfrage aktuell etwa 550 EJ/a beträgt, gehen die Studien von einem möglichen Beitrag von Biomasse zwischen 50 bis hin zu mehreren 100 Exajoule (EJ) aus. Während sich die optimistischen Analysen auf das technische Potenzial beziehen, das im Rahmen einer hochentwickelten Intensivlandwirtschaft erzielbar wäre, berücksichtigen Studien, die das implementierbare Potenzial ermitteln, zahlreiche ökonomische, ökologische, soziale und politische Restriktionen, was geringere Potenziale zum Ergebnis hat. Verschiedene Experten kommen zu dem Schluss, dass das verfügbare Biomassepotenzial in der Vergangenheit oftmals überschätzt wurde (z. B. Lewandowski 2015, Lauri et al. 2014). Vor diesem Hintergrund und einem prognostizierten Anstieg der Erdölnachfrage aufgrund von Bevölkerungswachstum und steigendem Wohlstand in Schwellenländern erscheint es zumindest zweifelhaft, ob eine Substitution fossiler Rohstoffe durch biogene Alternativen, wie von der Bioökonomie angestrebt, in nennenswertem Umfang möglich ist. Zumal, wenn der Nahrungsmittelproduktion Vorrang eingeräumt wird und strenge Kriterien für eine nachhaltige Biomasseproduktion eingehalten werden sollen.

Aufgrund des durch natürliche Grenzen limitierten Handlungsraums zur Realisierung der Bioökonomie schlagen Befürworter der bisher dominierenden Ausrichtung vor, verstärkt Ansätze aus dem Feld der Biotechnologie zu nutzen. Dabei reichen die Ideen von der Übertragung konventioneller Syntheseprozesse mithilfe von Mikroorganismen auf neue Gebiete bis hin zum Einsatz innovativer Verfahren aus dem Feld der Synthetischen Biologie und des sogenannten „metabolic engineering“ (Zhang et al. 2012, Schreiner Garcez Lopes 2015), welche die Entwicklung neuer biologischer Systeme im Labor oder die Herstellung chemischer Verbindungen durch Manipulation der Stoffwechselprozesse von Mikroorganismen verfolgen. Mit den letztgenannten technischen Optionen ist die Erwartung verknüpft, Biomasse und die darin enthaltenen chemischen Verbindungen wie Proteine, Zucker und Stärke mit erheblich weniger Flächenbedarf in effizienter Weise herzustellen, den Einsatz externer Inputs zu verringern und die Umwelt zu schonen.

Vonseiten einer kritischen Minderheit in den Wissenschaften und zivilgesellschaftlicher Organisationen werden erhebliche Einwände gegen das vorherrschende Verständnis von Bioökonomie erhoben. Hauptkritikpunkt ist die Technikzentriertheit und das Vertrauen in die Leistungsfähigkeit von Technologien, deren Entwicklung noch am Anfang steht (z. B. Bioraffinerie) und die zum Teil gesellschaftlich umstritten sind (z. B. Synthetische Biologie, Gentechnik). Es wird bemängelt, dass die möglichen Risiken dieser Technologien unzureichend erforscht sind und der erhoffte Beitrag zur Lösung globaler Probleme bisher kaum abschätzbar ist (z. B. Sheppard et al. 2011, Ferdinands et al. 2011). Durch den Technologiefokus fänden alternative Gestaltungspfade wie der mögliche Beitrag agro-ökologischer Landwirtschaft und veränderter Produktions- und Konsummuster keine Berücksichtigung bei der Ausrichtung des Transformationsprozesses (u.a. Levidow et al. 2012). Damit verknüpft ist

auch eine Kritik an der fehlenden Einbindung verschiedener gesellschaftlicher Gruppen wie Land- und Forstwirte, Verbraucher und NGOs in den Strategieprozess (z. B. Albrecht et al. 2012).

Die Kritiker befürchten, dass auch eine Transformation zu einer auf Biomasse basierenden Wirtschaft ohne Veränderung der gegenwärtigen Produktions- und Konsumgewohnheiten auf Kosten von Mensch und Umwelt erfolgen wird (Zwier et al. 2015, De Besi & McCormick 2015, Schmidt et al. 2012, Birch & Tyfield 2012). Bisher werden grundlegende Änderungen von unternehmerischem Handeln und Konsumverhalten jedoch kaum im Rahmen der Bioökonomie thematisiert. Das Konzept wird hingegen als Versuch verstanden, mit Effizienz- und Konsistenzansätzen¹ die Umweltbelastungen so weit zu minimieren, dass Suffizienz-Lösungen überflüssig werden (Grunwald 2017). Nur wenige Strategien (z. B. Deutschland, Schweden) haben die Förderung nachhaltiger Konsummuster in ihre Konzepte aufgenommen und dies auch nur mit randständiger Bedeutung.

Wie im Kapitel 1.3 „Umweltwirkungen von Lebensmittelabfällen“ beschrieben, könnte durch einen effizienteren Umgang mit Lebensmitteln und eine in der Folge reduzierte Nachfrage der mit der Nahrungsmittelbereitstellung verbundene Ressourcenverbrauch erheblich reduziert werden, was die Ressourcenbasis für neue Wertschöpfungsketten im Rahmen der Bioökonomie erweitern und die Wahrscheinlichkeit für Flächennutzungskonkurrenzen mit der Nahrungsmittelproduktion reduzieren könnte. Dies schließt nicht nur den heimischen, sondern auch den ausländischen Ressourcenverbrauch für Lebensmittel mit ein. So könnten durch einen effizienteren Umgang mit regional erzeugten Nahrungsmitteln heimische Flächenpotenziale für die Produktion von pflanzlichen Ölen, Stärke-, Zucker- und Faserpflanzen für sog. non-foods² entstehen, deren Nachfrage in der EU derzeit zu 65% über ausländische Flächen gedeckt wird (Giljum et al. 2016). Diese Produktionsverlagerung wiederum könnte zu einer Reduktion der Flächenbelegung im Ausland und zur Vermeidung negativer sozial-ökologischer Wirkungen einer steigenden Biomassenachfrage führen.

Studien zur Ermittlung des europäischen Flächenfußabdrucks für landwirtschaftliche Produkte zeigen, dass Europa zur Befriedigung seiner Nachfrage nach landwirtschaftlichen Gütern derzeit mehr Fläche nutzt als heimisch zur Verfügung steht und einen Ackerflächen-Fußabdruck aufweist, der deutlich über dem globalen Durchschnitt liegt (O'Brien et al. 2015, de Schutter & Lutter 2016). Den Analysen von O'Brien et al. zufolge betrug der Flächenbedarf zur Deckung der europäischen Nachfrage nach Agrargütern 213 Mio. ha im Jahr 2011, wovon 168 Mio. ha über die Nutzung heimischer Flächen bereitgestellt (Ackerfläche, Dauer-

¹ Bei Effizienz- und Konsistenzansätzen handelt es sich um unterschiedliche Strategien zur Lösung von Umweltproblemen als wichtigem Baustein nachhaltiger Entwicklung. Ziel der Effizienz-Strategie ist, den Material- und Energieeinsatz pro Produktionseinheit zu minimieren und vor allem durch den Einsatz von verbesserten Technologien eine Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch zu erreichen. Die Konsistenz-Strategie ist ebenfalls mit der Zielsetzung verbunden, Spielräume für Wirtschaftswachstum zu eröffnen. Hier sind jedoch weniger quantitative, sondern qualitative Aspekte des Umweltverbrauchs von Bedeutung, wie die Substitution fossiler Rohstoffe durch erneuerbare Ressourcen oder die Mehrfachnutzung von Produkten im Rahmen einer Kreislaufwirtschaft. Die Suffizienz-Strategie hingegen befasst sich mit der Veränderung von nicht-nachhaltigen Lebensstilen und Konsummustern. Diesen Lösungsansätzen liegt eine kritische Auseinandersetzung mit dem Wachstumsparadigma sowie den Grenzen und nicht-intendierten Folgen der Effizienz- und Konsistenz-Strategie zugrunde (s. Grunwald & Kopfmüller 2012: 92ff).

² Non-foods sind nicht zum Verzehr vorgesehene Produkte; in diesem Zusammenhang z. B. Biokraftstoffe, Biokunststoffe, biogene Baustoffe etc.

grünland, Weidefläche) und 45 Mio. ha über Importe im Ausland belegt wurden. Das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) empfiehlt für die Ackerflächennutzung im Jahr 2030 unter Berücksichtigung von Bevölkerungswachstum einen globalen Zielwert von 0,2 ha pro Kopf (Bringezu et al. 2014). O'Brien et al. schätzen, dass der pro-Kopf-Flächenfußabdruck in Europa zwischen den Jahren 2000 und 2011 bei 0,29 bis 0,32 ha lag und kommen zu dem Ergebnis, dass die EU zur Erreichung des Zielwerts ihre derzeitige, globale Flächennutzung bis zum Jahr 2030 um 30% reduzieren müsste. Da in Zukunft jedoch eine Abnahme des landwirtschaftlichen Produktivitätszuwachses erwartet wird, müssten Flächeneinsparungen verstärkt über andere Maßnahmen wie Reduktion der Lebensmittelabfälle und Mäßigung des Fleischkonsums realisiert werden (ebd.).

Über den Ressourcenaspekt hinausgehend stellen Verhaltensänderungen eine vielversprechende Option dar, um die Umsetzung der Bioökonomie auch ohne den Einsatz umstrittener Technologien zu ermöglichen. Befürworter des sozial-ökologischen Ansatzes plädieren dafür, die Diskussion nicht eng an technologischer Entwicklung festzumachen, sondern Bioökonomie als umfassendes gesellschaftliches Konzept zur Neuordnung des Ressourcenverbrauches und der Rohstoffproduktion zu verstehen, das auch Verhaltensweisen kritisch reflektiert. Im Gegensatz zum verbreiteten Technik-basierten Ansatz wird gefordert, gesellschaftliche Debatten über Ressourcennutzung und Konsumverhalten anzustoßen und diese mit den technischen Entwicklungen mitwachsen zu lassen (zu den unterschiedlichen Umsetzungspfaden s. Artikel 5).

Für die Schnittstelle zwischen den Themen „Entstehung von Lebensmittelabfällen“ und „Bioökonomie“ lassen sich aus den zuvor beschriebenen Zusammenhängen zwei zentrale Aspekte ableiten: Zum einen existieren in der Praxis und vor allem auf politischer Ebene (z. B. im Rahmen von Forschungsförderung) durchaus Berührungspunkte zwischen den Themen. Diese beziehen sich jedoch in erster Linie auf das Potenzial von Lebensmittelabfällen als Rohstoffe für Konversionstechnologien wie Bioraffinerien und Biogasanlagen. Hieraus ergibt sich ein Zielkonflikt zwischen der Abfallvermeidung als prioritärer Forderung einer Kreislaufwirtschaft und der Etablierung der Bioökonomie, die sich aufgrund des begrenzten Flächenangebots auf alle verfügbaren Biomasseaufkommen und vermehrt auch Sekundärrohstoffe stützen muss. Zum anderen findet das Potenzial von Ressourcenfreisetzungen, das von der Vermeidung von Lebensmittelabfällen ausgeht, in der Debatte um Bioökonomie kaum Berücksichtigung. Dies erscheint jedoch vor dem Hintergrund einer kontroversen Diskussion um die Grenzen der Realisierbarkeit einer nachhaltigen, bio-basierten Wirtschaft als ein zentraler Aspekt für die weitere Entwicklung des Konzepts.

2 Struktur und Vorgehen

Hauptteil der Arbeit bilden fünf Publikationen (s. Kapitel 4 bis 8), die in verschiedenen internationalen Zeitschriften mit Begutachtungsverfahren veröffentlicht wurden. Drei der Artikel behandeln die Entstehung (d.h. Aufkommen, Ursachen) von Lebensmittelabfällen und mögliche Vermeidungsstrategien, ein Artikel befasst sich mit Flächennutzung und Faktoren, die diese beeinflussen und ein weiterer Artikel analysiert den Diskurs um das Konzept der Bioökonomie im Spannungsfeld unterschiedlicher Interessenslagen und Zukunftsvorstellungen.

gen. Die Untersuchungen zu Lebensmittelabfällen bauen sich stufenweise auf. Die Analysen zum Aufkommen und der Entstehung von Lebensmittelabfällen sind als Vorarbeiten zu verstehen, die es ermöglichen, Ansatzpunkte für politischen Handlungsbedarf zu identifizieren. Alle Arbeiten bilden die europäische Debatte ab. Um die im Kapitel 1 formulierten Forschungsfragen zu behandeln, wurden verschiedene methodische Ansätze gewählt. Die Argumentationslinie entlang der Veröffentlichungen und das methodische Vorgehen werden im Folgenden skizziert.

2.1. Analyseschritte

Lebensmittelabfälle werden als wichtiges gesellschaftliches Problem mit erheblichen ethischen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen gesehen. Die Umsetzung wirksamer Vermeidungsmaßnahmen erfordert Wissen über den Umfang der Lebensmittelabfälle entlang der Lebensmittelkette. Die zur Verfügung stehende Datenbasis für Europa ist sehr heterogen und es bestehen erhebliche Zweifel an ihrer Aussagekraft. Der **Artikel 1 „The extent of food waste generation across EU-27: different calculation methods and the reliability of their results“** (Bräutigam, Jörissen & Priefer 2014) gibt einen Überblick über die verfügbaren Daten zum Aufkommen an Lebensmittelabfällen in der EU-27 und vergleicht diese mit Ergebnissen eigener Modellberechnungen. Die Analysen ermöglichen, die Verlässlichkeit der vorhandenen EU-Datenbasis kritisch zu reflektieren und stellen gleichzeitig einen Orientierungsrahmen zur Verfügung, der Anhaltspunkte für gezielte Vermeidungsmaßnahmen liefert. Die Einigung auf eine einheitliche Definition des Begriffs „Lebensmittelabfall“, die Verbesserung der Datengrundlage und auch die Getrenntsammlung von Abfällen werden als wichtige Vorbedingungen identifiziert, um das Monitoring und Management der Abfälle zu verbessern und letztendlich auch Wirkungen bestimmter Maßnahmen messen zu können.

Die Analyse zum Abfallaufkommen und auch die Auswertung vorhandener Literatur haben gezeigt, dass Haushalte Hauptentstehungsort für Lebensmittelabfälle und somit eine zentrale Zielgruppe für Vermeidungsmaßnahmen sind. Die Implementierung geeigneter Maßnahmen bedarf weiterer Kenntnis der Gründe, die zur Entsorgung noch essbarer Lebensmittel führen sowie der potenziellen Hindernisse, die der Abfallvermeidung entgegenstehen. Der **Artikel 2 „Food waste generation at household level: results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany“** (Jörissen, Priefer & Bräutigam 2015) stellt die Ergebnisse einer Online-Befragung von Mitarbeitern zweier europäischer Forschungszentren in Italien (Joint Research Centre in Ispra) und Deutschland (Karlsruher Institut für Technologie) vor. Die Umfrage zielt darauf, individuelle Verhaltensweisen beim Einkauf, Verzehr und bei der Zubereitung von Speisen zu erfragen sowie deren Einfluss auf die Entstehung von Lebensmittelabfällen zu untersuchen. Ein wichtiger Aspekt der Analyse ist die Frage, ob Treiber und Beweggründe zur Entsorgung von Lebensmitteln alleine im Bereich der Verbraucher liegen, oder ob nicht auch äußere Einflüsse (z. B. Sonderangebote im Einzelhandel, berufliche Belastungen) einen nicht bedarfsgerechten Einkauf oder einen nicht rechtzeitigen Verzehr von Lebensmitteln begünstigen. Des Weiteren wird der Frage nachgegangen, inwieweit signifikante Unterschiede zwischen Haushalten in Italien und Deutschland bestehen, die sich auf regionale Spezifika zurückführen lassen. Die Ergebnisse zeigen, dass kleinere Haushalte pro Kopf mehr Lebensmittel entsorgen als größere. Die am häufigsten

betroffenen Produktgruppen sind schnell verderbliche Waren wie frisches Gemüse und Obst, Backwaren, Eier und Milchprodukte. Gründe für die Entsorgung sind häufig abgelaufene Mindesthaltbarkeitsdaten und Verderb. Ursachen sind zu große Packungsgrößen, nicht bedarfsgerechte Nahrungsmittelzubereitung, Ernährungspräferenzen einzelner Familienmitglieder und mangelnde Zeit für die Planung von Mahlzeiten und Restverwertung. Die Menge an Lebensmittelabfällen ist geringer, wenn eine Einkaufsliste geführt wird. Geeignete Ansatzpunkte für Maßnahmen werden in der Verbesserung organisatorischer Abläufe und frühkindlicher Verbraucherbildung gesehen. Die Umfrageergebnisse haben keine wesentlichen Unterschiede zwischen Italien und Deutschland gezeigt.

Der **Artikel 3 „Food waste prevention in Europe – a cause-driven approach to identify the most relevant leverage points for action“** (Priefer, Jörissen & Bräutigam 2016) beginnt mit einer Gesamtschau über das Aufkommen, die Entstehungsgründe und Auswirkungen von Lebensmittelabfällen in Europa, die in den zuvor genannten Artikeln separat behandelt wurden. Fokus des Artikels ist eine Zusammenstellung und Diskussion von Vermeidungsmaßnahmen und politischen Handlungsoptionen, die in der europäischen Debatte als vielversprechend für die Reduktion von Lebensmittelabfällen angesehen werden. Die Auswahl basiert auf einer umfassenden Literaturrecherche, die auch Erfahrungen und Best Practice Beispiele aus einzelnen EU-Mitgliedsstaaten abdeckt. Die Maßnahmensammlung wurde im Rahmen eines Stakeholder-Workshops mit Vertretern aus den verschiedenen Stufen der Lebensmittelkette diskutiert. Die Analysen zeigen, dass im Diskurs ein breites Spektrum an Instrumenten unterschiedlicher Art und Eingriffstiefe vorgeschlagen wird. Während Maßnahmen zur Verbraucherbildung weit verbreitet sind, liegen zur Umsetzung von regulatorischen Maßnahmen wie der Abschaffung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes auf Lebensmittel kaum Erfahrungen vor. Als besonders wichtig bzw. erfolgsversprechend werden diskutiert: Festlegung verbindlicher Reduktionsziele und Verbesserung der Datenbasis, Entwicklung eines integrierten Supply Chain Managements zur Optimierung der Schnittstellen-Koordination entlang der Lebensmittelkette, Überprüfung und Revision vorhandener Bestimmungen der Lebensmittelsicherheit, Lebensmittelkennzeichnung sowie Vermarktung und Besteuerung von Lebensmitteln, Förderung der Direktvermarktung und Weitergabe von Lebensmitteln, breite Einführung von Abfallgebühren in der EU und Angebot unterschiedlicher Portionsgrößen im Gastgewerbe. Der Workshop zeigte, dass die befragten Stakeholder das größte Erfolgspotenzial bei kooperativen und informatorischen Instrumenten sehen, während gegenüber tiefgreifenderen Maßnahmen wie einer Änderung der Vermarktungsnormen Bedenken hinsichtlich Umsetzbarkeit und nicht intendierten Folgen bestehen.

Unter den ökologischen Wirkungen von Lebensmittelabfällen nimmt der Flächenverbrauch für die Bereitstellung von Nahrungsmitteln, die nicht konsumiert werden, eine zentrale Stellung ein. Mögliche Konkurrenzen zwischen der Nahrungsmittelproduktion und anderen Biomassenutzungspfaden wie dem Energiepflanzenanbau spielen angesichts der Knappheit landwirtschaftlich nutzbarer Böden bei gleichzeitig wachsenden Nutzungsansprüchen eine immer größere Rolle. Flächenkonkurrenzen sind jedoch nicht direkt beobachtbar oder messbar und deshalb schwierig zu beurteilen. Der **Artikel 4 „Energiepflanzenanbau und Flächenkonkurrenz: Indizien und Unsicherheiten“** (Meyer & Priefer 2015) arbeitet anhand einer Literaturstudie die Komplexität der Zusammenhänge heraus, welche die Entstehung

von Flächenkonkurrenzen bedingen und vergleicht Annahmen, die den unterschiedlichen Einschätzungen zum Auftreten von Konkurrenzen zwischen Nahrungsmittel- und Energiepflanzenproduktion zugrunde liegen. Es wird analysiert, inwiefern Faktoren wie Pacht- und Agrarpreise sowie Angebots- und Nachfrageentwicklung Indizien für das Auftreten von Flächenkonkurrenz sein können. Wie der Artikel herausstellt, ist mit der Produktion von Lebensmitteln der Einsatz erheblicher Flächenpotenziale verbunden. Sich ändernde Konsummuster und die daraus resultierende Nachfrage nach Lebensmitteln stellen wichtige Stellenschrauben für die Entstehung, aber auch die Vermeidung von Flächenkonkurrenzen dar. Dabei sind Produkte tierischen Ursprungs aufgrund der durch die Futtermittelbereitstellung hohen Flächeninanspruchnahme besonders kritisch zu beurteilen. An die Betrachtungen im Artikel anknüpfend lässt sich annehmen, dass durch die Vermeidung von Lebensmittelabfällen als einem Aspekt einer nachhaltigeren Ernährung der Druck auf die Ressource Fläche reduziert und dem Auftreten von Nutzungskonkurrenzen entgegengewirkt werden könnte. Alternativ könnten durch eine bedarfsgerechte Nachfrage nach Lebensmitteln und die Reduktion des Flächenverbrauchs der Spielraum für eine (teilweise) Umsetzung der Bioökonomie erhöht werden.

Der **Artikel 5 „Pathways to shape the bioeconomy“** (Priefer, Jörissen & Frör 2017) befasst sich mit einer Analyse des wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Diskurses über Bioökonomie in Europa und identifiziert zentrale Themen und Hauptkonfliktlinien. Der Artikel arbeitet heraus, dass zahlreiche Visionen und Verständnisse des Konzepts und auch erhebliche Zweifel an seiner Realisierbarkeit existieren. Es wird aufgezeigt, wie unterschiedlich die in der Debatte diskutierten Pfade zur Umsetzung einer bio-basierten Wirtschaft sind und welche Überlegungen zum Verhältnis zwischen Bioökonomie und nachhaltiger Entwicklung vorherrschen. Charakteristisch in der aktuellen Debatte ist, dass offizielle Bioökonomie-Strategien einen Technik-basierten Transformationsprozess forcieren, der einen Wandel der Rohstoffbasis zum Ziel hat, während von Teilen der Wissenschaft und zivilgesellschaftlicher Organisationen ein alternatives, sog. sozial-ökologisches Verständnis der Transformation formuliert wird, das vorherrschende Produktionsmuster und Konsumgewohnheiten kritisch hinterfragt und ein tief in das gesellschaftliche Selbstverständnis wirkenden Wandel fordert. Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen wird als Beispiel herangezogen, um zu verdeutlichen, dass nicht-technische Ansätze wie die Änderung von unternehmerischem Handeln und Konsumverhalten das Potenzial bergen, einen Beitrag zur Realisierung der Bioökonomie zu leisten. Durch die Förderung der Abfallvermeidung und weiterer Ansätze wie alternativer Konsummodelle kommt zum Ziel des Wandels der Rohstoffbasis eine weitere Betrachtungsebene hinzu, welche die unter ökologischen Gesichtspunkten besten Verwendungspfade von Biomasse in den Blick nimmt. Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen sollte demnach ein impliziter Teil der Transformation sein, findet in der derzeit vorherrschenden Konzeption jedoch nur unzureichend Berücksichtigung.

2.2. Verwendete Methoden

Zur Bearbeitung der Fragestellungen wurde eine Kombination verschiedener quantitativer und qualitativer Methoden verwendet. Dies umfasst eine Modellrechnung zur Ermittlung des Lebensmittelabfall-Aufkommens, eine Online-Befragung von Verbrauchern, einen Workshop

mit Stakeholdern der Lebensmittelkette sowie verschiedene Literatur- und Diskursanalysen zu den Themenfeldern Lebensmittelabfälle, Flächenkonkurrenzen und Bioökonomie.

Für die EU lag zum Untersuchungszeitpunkt lediglich eine durch die Europäische Kommission beauftragte Studie vor (Monier et al. 2010), die das Aufkommen an Nahrungsmittelabfällen in den unterschiedlichen Mitgliedsstaaten für das Jahr 2006 abschätzt. Um differenziertere Informationen zu erhalten und eine Einschätzung zur Verlässlichkeit der vorhandenen Datenbasis zu ermöglichen, wurde für die Bearbeitung der Fragestellung 1 ein vorhandenes Modell der FAO zur Berechnung von Lebensmittelabfällen auf globaler Ebene auf die EU-27 übertragen. Während die EC-Studie eine Kombination von EUROSTAT-Daten zum Abfallaufkommen in bestimmten Sektoren, nationalen Untersuchungen und Extrapolationen nutzt, basiert das FAO-Modell auf der Verwendung von Daten aus den sog. Food-Balance-Sheets (FBS) der FAO, die die Lebensmittelbereitstellung über Massenflüsse (Produktion, Import, Export, Verwendungen usw.) darstellen. Da diese Daten für verschiedene Länder, Produktgruppen, Stufen der Lebensmittelkette und Jahre vorliegen, konnten unter Zuhilfenahme von Annahmen über die Höhe der Verluste in differenzierter Weise Abfallmengen für die EU-27 berechnet werden. Das zugrundeliegende Modell und die eingeflossenen Annahmen sind im Artikel 1 (s. Kapitel 4 ab S. 45) näher erläutert. Die Ergebnisse der eigenen Kalkulationen wurden mit der existierenden Studie verglichen. Da sich beide Untersuchungen auf das Jahr 2006 beziehen, konnten die Vor- und Nachteile der jeweiligen methodischen Ansätze und die Ergebnisse gegenübergestellt werden. Die eigenen Berechnungen wurden zudem mit aktuelleren Daten aus dem Jahr 2009 wiederholt, um Veränderungen im Abfallaufkommen einzelner Länder sichtbar zu machen und mögliche Ursachen zu diskutieren.

Um neben der Analyse des Abfallaufkommens auch den Erkenntnisstand zu den Entstehungsgründen von Lebensmittelabfällen zu verbessern (s. Fragestellung 2), wurde eine Online-Befragung mit Verbrauchern in Deutschland und Italien durchgeführt. Die Befragung basierte auf einem Online-Fragebogen, der vom Joint Research Centre der Europäischen Kommission in Ispra (JRC), der Universität Bologna und dem Karlsruher Institut für Technologie (KIT) gemeinsam entwickelt und an diesen Einrichtungen verbreitet wurde. Da sich an der Befragung in Bologna auch die breite Öffentlichkeit beteiligen konnte und sich das JRC und KIT als Forschungszentren in ihrer Struktur ähneln, bezieht sich der Vergleich der Daten ausschließlich auf die beiden letztgenannten Institutionen. Abgefragt wurden Einkaufs- und Ernährungsverhalten von Haushalten, Gründe für die Entstehung von Lebensmittelabfällen und Einschätzungen zur Wirkung unterschiedlicher Vermeidungsmaßnahmen. Die Befragung bezog sich auf vermeidbare Lebensmittelabfälle, beinhaltete quantitative und qualitative Aspekte, basierte auf multiple-choice-Fragen mit zusätzlichen Kommentarfeldern und wurde in verschiedenen Sprachen angeboten. Die Ergebnisse wurden mit Angaben aus der Literatur verglichen, um Übereinstimmungen und Abweichungen festzustellen. Die unterschiedlichen methodologischen Ansätze zur Erhebung von Haushaltsabfällen weisen bestimmte Stärken und Schwächen auf, die im Artikel ebenfalls behandelt werden. Auch wenn in den beiden Einrichtungen insgesamt über 800 Personen an der Befragung teilgenommen haben, können die Ergebnisse nicht als repräsentativ angenommen werden. Dies hängt damit zusammen, dass die Befragten größtenteils aus dem akademischen Umfeld stammen

und Haushalte mit geringem Einkommen, niedrigerem Bildungsniveau und bestimmte Altersklassen (unter 18 und über 60 Jahre) durch die Stichprobe nicht adäquat abgedeckt werden. Weitere Einschränkungen und eine detaillierte Beschreibung des methodischen Vorgehens sind im Artikel 2 dargelegt (s. Kapitel 5 ab S. 66).

Für die Beantwortung der Frage 3 nach geeigneten Vermeidungsstrategien wurden in einem ersten Schritt die unterschiedlichen Gründe gesammelt, die im Diskurs für die Entstehung von Lebensmittelabfällen entlang der Lebensmittelkette genannt werden. In einem zweiten Schritt wurde ein Überblick über in der Diskussion befindliche und bereits implementierte Instrumente zur Reduktion von Lebensmittelabfällen, aber auch über Vorstellungen zu deren Ausgestaltung erstellt. Die Vorschläge knüpfen an den Ursachen der Abfallentstehung an. Die Analyse basiert nicht auf einer systematisierenden, bibliografischen Recherche, deckt jedoch den zu dieser Zeit vorhandenen Stand der Debatte über die Berücksichtigung von einschlägigen wissenschaftlichen Artikeln, Studien, Positionspapieren und Diskussionsbeiträgen ab. Die gesammelten Vorschläge wurden anschließend entsprechend ihres Charakters (z. B. informatorische, kooperative, regulatorische, ökonomische Maßnahmen) klassifiziert und den unterschiedlichen Stufen der Kette zugeordnet. Die vorgeschlagenen Maßnahmen wurden in einem dritten Schritt hinsichtlich Relevanz, Umsetzbarkeit, Akzeptanz, Hemmnissen und Interessenskonflikten im Rahmen eines Workshops mit Stakeholdern diskutiert. Die Teilnehmer umfassten Vertreter aus der Landwirtschaft und Lebensmittelverarbeitung, aus dem Einzelhandel, Gastgewerbe, aus Ministerien, der öffentlichen Verwaltung sowie Verbraucher- und Umweltschutzorganisationen. Zuvor wurden die Teilnehmer gebeten, aus einer Liste von 26 Maßnahmen sieben auszuwählen, die sie als wichtig oder diskussionswürdig erachteten. Auf Basis der Rückmeldungen wurden zehn Maßnahmen für die Diskussion festgelegt. Zum Ende des Workshops konnten die Teilnehmer fünf Maßnahmen auswählen, die sie auf Basis der Debatte als erfolgsversprechend hielten. Im Artikel 3 werden relevante Instrumente, die damit verbundenen Diskussionsstränge und ausgewählte Ergebnisse des Workshops vorgestellt (s. Kapitel 6 ab S. 88).

Die Fragestellungen 4 und 5 über die Rolle der Vermeidung von Lebensmittelabfällen für die Freisetzung von Flächen und die Umsetzung der Bioökonomie wurden im Rahmen von Literaturanalysen bearbeitet. Artikel 4 befasst sich mit Flächenkonkurrenzen zwischen Nahrungsmittel- und Bioenergieproduktion und stellt die Frage nach Anhaltspunkten und mögliche Indikatoren, um Konkurrenz anzuzeigen. Dafür wird der aktuelle Wissensstand über den Umfang des Energiepflanzenanbaus und dessen Wirkungen zusammengefasst sowie mögliche Wechselwirkungen mit der Lebensmittelbereitstellung diskutiert. Die Analysen basieren auf unterschiedlichen Informationsquellen. Dazu zählen: statistische Daten über die Entwicklung des Energiepflanzenanbaus und der Biokraftstoffproduktion auf nationaler, europäischer und globaler Ebene sowie über die Entwicklung des Pachtflächenanteils und der Pachtpreise in Deutschland; wissenschaftliche Berechnungen zur Modellierung von existierenden und erwartbaren Auswirkungen der Bioenergieproduktion auf die Preisentwicklung landwirtschaftlicher Erzeugnisse; Untersuchungen zu den Effekten verschiedener politischer Maßnahmen und zum Auftreten von Flächennutzungsänderungen im Ausland. Die Ergebnisse werden hinsichtlich gemeinsamer Aussagen und Widersprüche dargestellt und davon ausgehend

Einflussfaktoren für Flächennutzungskonkurrenz identifiziert und Wechselwirkungen näher beschrieben (s. Kapitel 7 ab S. 112).

Für die Beantwortung von Frage 5 wurde eine umfassende Analyse des wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Diskurses zum Konzept der Bioökonomie durchgeführt. Relevante wissenschaftliche Arbeiten wurden mithilfe einer bibliografischen Suche in den Literaturdatenbanken Scopus und Web of Science identifiziert. Diese umfasste unterschiedliche Verwendungen des Begriffs „Bioökonomie“ auf Deutsch und Englisch (z. B. bio-basierte Wirtschaft, wissensbasierte Bioökonomie) und verschiedene Schreibweisen im Titel, Abstract und den Schlüsselwörtern von Artikeln. Um die Anzahl der Resultate zu begrenzen, wurden zusätzliche Suchbegriffe (z. B. Biomasse, Bioenergie, Biotechnolog*, Innovation, Nachhaltig*, Governance etc.) genutzt, die im Rahmen einer ersten Sichtung relevanter Quellen festgelegt wurden. Um nicht voreilig Artikel auszuschließen, wurden keine Beschränkungen im Zeitraum oder bei den Disziplinen vorgenommen. Auf Basis der Abstracts wurden 220 Artikel ausgewählt, die für die Fragestellung von Interesse waren. Aus diesem Grundstock wurden 65 Beiträge im Rahmen der weiteren Analyse ausgewählt, die sich als besonders relevant herausstellten. Die Mehrzahl der Artikel wurde zwischen den Jahren 2011 und 2015 veröffentlicht. Neben der wissenschaftlichen Literatur, wurden für die Analyse des gesellschaftlichen Diskurses offizielle Strategiepapiere, Berichte und Stellungnahmen zivilgesellschaftlicher Organisationen betrachtet. Die Auswahl erfolgte auf Basis einer Onlinerecherche und Verweisen in vorhandener Literatur. Während der Recherche wurde deutlich, dass bestimmte Diskussionsstränge (z. B. über nachhaltige Landnutzung, technische Weiterentwicklung in der Landwirtschaft, aktuelle Ernährungsmuster, nachhaltigen Konsum, Kreislaufwirtschaft) eng mit der Debatte um die Bioökonomie verknüpft sind und berücksichtigt werden müssen. So wurde auch Literatur zu diesen Themen, die aus Vorarbeiten der Autoren vorlag, in die Analyse integriert. Der Textkorpus wurde anhand thematischer Kategorien ausgewertet (z. B. Pfade der Biomassebereitstellung, Perspektiven auf Natur, Rolle von Partizipation), die verschiedenen Positionen identifiziert und Aussagen der Artikel bestimmten Argumentationslinien zugeordnet. Zu jedem Unterthema wurden Konsens und Konfliktlinien im Diskurs herausgearbeitet. Im Artikel 5 werden die einzelnen Schritte des Forschungsdesigns veranschaulicht (s. Kap. 8 ab S. 130).

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Folgenden werden die Hauptekenntnisse der einzelnen Artikel zusammengeführt und Perspektiven für die weitere Auseinandersetzung mit den Themen Reduktion von Lebensmittelabfällen und Bioökonomie aufgezeigt. Dabei werden für Aspekte, bei denen der Wissensstand eindeutig ist und gesellschaftlicher Konsens herrscht, Handlungsmöglichkeiten für Politik und Gesellschaft skizziert. Punkte, bei denen die Kenntnislage unsicher und heterogen ist und zu denen unterschiedliche Meinungen herrschen, werden als Ansatzpunkte für weitere Forschung identifiziert, die den Wissensstand verbessern und zur Beurteilung von Handlungsmöglichkeiten beitragen können. Die Darstellung erfolgt in einem dreiteiligen Vorgehen, das zuerst Handlungsmöglichkeiten und offene Forschungsfelder in Bezug auf die Vermeidung von Lebensmittelabfällen und anschließend in Bezug auf die Neuorientierung der

Bioökonomie in den Blick nimmt, und die Erkenntnisse in einem letzten Schritt, der die Schnittstelle zwischen beiden Themen behandelt, zu einer neuen Perspektive verbindet.

3.1. Vermeidung von Lebensmittelabfällen: Forschungslücken und Handlungsmöglichkeiten zur Veränderung von Ernährungsverhalten und unternehmerischen Handeln

Obwohl die Bemühungen zur Reduktion von Lebensmittelabfällen in den letzten Jahren durch Forschungsförderung (z. B. EU, BMELV, UBA), Verbraucherkampagnen, die Einrichtung Runder Tische durch Länderministerien und die Aufarbeitung der Problematik in den Medien verstärkt wurden, herrscht in einigen Aspekten weiterhin Unsicherheit und mangelndes Wissen, das meist auch Ursache von strittigen Positionen in der Debatte ist. Zentrale offene Forschungsfelder sind die Analyse der Abfallentstehung an sich (u.a. Abfallaufkommen, Produktgruppen, Entstehungs- und Verwertungspfade, Treiber und Gründe), die ökologischen, ökonomischen und sozialen Folgen von Lebensmittelabfällen sowie die Identifikation und Evaluierung von Handlungsmöglichkeiten zur Reduktion von Lebensmittelabfällen. Zu allen drei Bereichen existiert Forschung, die jedoch nur einzelne Facetten anhand von Fallstudien untersucht, die schwierig zu vergleichen sind und zum Teil auch zu widersprüchlichen Ergebnissen gelangen. Hinzu kommt, dass einige Aspekte kaum zu beforschen sind, weil Interessen bestimmter Akteure den Zugang zu Informationen erschweren (z. B. Daten zum Abfallaufkommen in Unternehmen, die aus Wettbewerbsgründen nicht öffentlich gemacht werden). Auch die wachsende Komplexität des Ernährungssystems, das eine Vielzahl von Wertschöpfungsketten und Akteuren umfasst und durch seine internationale Ausrichtung zu zahlreichen Wechselwirkungen zwischen regionaler und globaler Ebene führt, stellt eine Herausforderung für die Wissensbereitstellung dar. Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse der Artikel in Bezug auf Konsens, strittige Punkte, Wissenslücken und Forschungsbedarf in der wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Debatte für die drei Hauptforschungsfelder Analyse des Abfallaufkommens, der Wirkungen und mögliche Vermeidungsstrategien zusammengefasst.

In der Diskussion ist die Forderung nach einer verbesserten Datenbasis und europäischen oder gar internationalen Vereinheitlichung der Erhebungs- und Analysemethoden von Lebensmittelabfällen sehr zentral. Viele Forschungsbemühungen konzentrieren sich auf die Analyse des Abfallaufkommens und die Verbesserung der Datenbasis. Hauptbeweggrund für diese Fokussierung ist, dass die Auswahl geeigneter Vermeidungsstrategien an den Hauptquellen der Abfallentstehung ansetzen sollte und eine robuste Datenbasis Grundvoraussetzung für zielgerichtete Politikgestaltung darstellt. Neben dieser Motivation werden von Seiten privatwirtschaftlicher Akteure wie Unternehmen der Lebensmittelwirtschaft und des Einzelhandels auch Zweifel an dem allgemein angenommenen Umfang und der Bedeutung von Lebensmittelabfällen formuliert, ebenfalls verbunden mit dem Appell, die Datenbasis und vor allem das Wissen über Sekundärverwertungen von Lebensmitteln zu verbessern. Diese Position hat sich mit der Vielzahl der zwischenzeitlich durchgeführten Untersuchungen jedoch abgeschwächt und stellt gegenwärtig eine Minderheitsmeinung dar. Einige zivilgesellschaftlichen Akteure wie Verbraucherinitiativen gegen Lebensmittelabfälle sehen in der Verbesserung der Datenbasis vor allem ein wissenschaftliches Erkenntnisinteresse, das einer pragmatischen Herangehensweise gegenübersteht. Sie sprechen sich für die Umsetzung von

Maßnahmen unabhängig von der Verbesserung der Datenbasis aus. Diese Sicht verkennt allerdings, dass die Datenbasis und der Aufbau eines Monitorings auch für einzelne Akteure eine essentielle Rolle spielen, um die Wirkungen von Maßnahmen beurteilen und den Einsatz meist begrenzter Ressourcen zielgerichtet steuern zu können. Die Mehrheit in der aktuellen Debatte geht davon aus, dass die Datenbasis eine wichtige Voraussetzung darstellt, um die Problematik langfristig und zielorientiert verfolgen und bearbeiten zu können. Wie wichtig dieser Aspekt wäre, zeigt sich auch darin, dass es zu den zahlreichen Vermeidungsmaßnahmen, die in den letzten Jahren vonseiten der Politik, aber auch zivilgesellschaftlichen Institutionen und Graswurzelbewegungen initiiert wurden, kaum quantitativ nachweisbare Erkenntnisse über deren Erfolg gibt, die sich anhand eines Referenzniveaus bestimmen ließen.

Folgende Ansatzpunkte zur Verbesserung der Datenbasis werden diskutiert: gesetzlich verbindliche Definition von Begriffen wie vermeidbarer bzw. unvermeidbarer Lebensmittelabfall und Lebensmittelverlust, die Formulierung neuer Abfallkategorien zur Erfassung von Lebensmittelabfall und die entsprechende Fixierung in gesetzlichen Grundlagen wie dem Bundesstatistikgesetz, die Erhebung von Lebensmittelabfällen in Kommunen und die Getrennsammlung von Grünschnitt und Lebensmittelabfall sowie die Verpflichtung zur Meldung dieser Daten an nationale Statistikbehörden und EUROSTAT durch Kommunalverwaltungen, öffentliche Einrichtungen und privatwirtschaftliche Akteure (vgl. Artikel 3). Die Forschung bietet zu einzelnen dieser Aspekte wie der Begriffsdefinition Vorschläge an. Diese reichen von Definitionen, die im Rahmen eigener Untersuchungen formuliert werden bis hin zu Empfehlungen, die speziell für die Politik entwickelt werden (z. B. im Rahmen des EU-Projekts FUSIONS). Für eine Vielzahl von Aspekten, wie die Etablierung einer einheitlichen EU-Statistik oder Getrennsammlung von Abfällen in den Mitgliedsstaaten, bleibt der wissenschaftliche Diskurs bei der Problemidentifikation stehen und Ideen zur Umsetzung sind kaum vorhanden bzw. sehr vage. Demnach ist eine wichtige Aufgabe für die Wissenschaft, konkrete Ansatzpunkte für Verbesserungen der Datenbasis zu identifizieren und Vorschläge zur Implementierungspraxis zu erarbeiten. Weiterer Forschungsbedarf betrifft den Aufbau von langfristigen Untersuchungsreihen, die das Abfallaufkommen über die Zeit erheben sowie vergleichende Analysen und Metastudien (s. Artikel 1), die verschiedene Untersuchungsmethoden auf ihre Stärken und Schwächen hin analysieren und Vorschläge zur konzeptionellen Weiterentwicklung erarbeiten.

Ein zweiter zentraler Diskussionspunkt bei der Untersuchung der Abfallentstehung ist die Frage nach den Gründen, die entlang der Stufen zu Lebensmittelabfällen führen. Dabei kann unterschieden werden zwischen indirekten Ursachen wie die strikte Umsetzung von Vermarktungsnormen und die schwierige Vereinbarkeit von Beruf und Familie und direkten Ursachen. Letztere wiederum können als Wirkungen bzw. Konsequenzen der oben genannten, indirekten Ursachen verstanden werden und umfassen z. B. das Aussortieren zu kleiner Kartoffeln, die Entsorgung von ungenutzten Lebensmitteln aufgrund von Verderb oder abgelaufenen Mindesthaltbarkeitsdaten. Bisher existiert eine Vielzahl von Analysen, die die Entstehung von Lebensmittelabfällen in Haushalten untersuchen. Die Untersuchungen setzen sich meist aus einer Erhebung des Abfallaufkommens und Befragungen zum Einkaufs- und Verbrauchsverhalten sowie zu den Gründen für die Entsorgung zusammen oder fokussieren

sich auf einen ausgewählten Aspekt. In einigen Punkten decken sich die Aussagen in der Literatur. So herrscht beispielsweise Einigkeit, dass Haushalte ihr Abfallaufkommen tendenziell unterschätzen, Singlehaushalte pro Kopf ein höheres Abfallaufkommen aufweisen als größere Haushalte und leicht verderbliche Produkte wie Obst und Gemüse, aber auch Backwaren, Milchprodukte und Eier den größten Anteil an Lebensmittelabfällen im Haushalt ausmachen. Kein Konsens besteht zum Beispiel darüber, inwieweit das Alter der Konsumenten, die Einkaufshäufigkeit und die Nutzung von Sonderangeboten die Entstehung von Lebensmittelabfällen beeinflussen (s. Artikel 2).

Es werden immer wieder Studien veröffentlicht, die Haushalte in bestimmten Settings und anhand spezifischer Methoden untersuchen, bislang mangelt es jedoch an Forschung, die gezielt an den strittigen Punkten ansetzt. Zudem sind die Untersuchungsansätze zur Erhebung der Abfallmengen (z. B. Abfallanalyse, Haushaltstagebuch) und zur Analyse von Konsum- und Abfallverhalten (z. B. Fragebogen, Interview, teilnehmende Beobachtung) sehr unterschiedlich, sodass die Ergebnisse verschiedener Studien kaum vergleichbar sind. Eine stärkere Auseinandersetzung mit den Vor- und Nachteilen der verschiedenen Methoden und eine vergleichende, kritische Diskussion von vorliegenden Studienergebnissen stellt ein offenes Forschungsfeld dar. Auch Forschung, die gezielt verschiedene Arten von Intervention zur Reduktion von Lebensmittelabfällen in Haushalten und deren Wirkungen untersucht, wäre ein interessanter Ansatz zur Beurteilung von Vermeidungsmaßnahmen, der bisher kaum angewendet wurde. Im Gegensatz zu Haushalten, die in Bezug auf Abfallentstehung und Ursachen trotz der offenen Punkte noch einigermaßen gut untersucht sind, stellen die übrigen Stufen der Kette (Landwirtschaft, Lebensmittelproduktion, Distribution, Einzelhandel und Gastgewerbe) nur wenig erforschte Bereiche dar. Zwar ist bekannt, welche Ursachen auf den einzelnen Stufen eine Rolle spielen, jedoch sind diese in manchen Fällen umstritten und es ist nicht klar, welche in der Praxis ausschlaggebend sind und in welchem Maße diese zur Entstehung von Lebensmittelabfällen beitragen. Hier besteht für die Forschung ein wichtiges Handlungsfeld.

Mit der Analyse ökologischer, ökonomischer und sozialer Wirkungen ist neben die Diskussion von Abfallmengen auch die Frage nach den negativen Folgen der Lebensmittelverschwendung für die Gesellschaft in den Fokus gerückt. Diese spielen für die Identifikation besonders kritischer Abfälle eine wichtige Rolle und bilden zusammen mit den Abfallmengen den zentralen Ansatzpunkt für die Priorisierung von Vermeidungsmaßnahmen. Insgesamt ist dieses Feld durch die Wissenschaft nur wenig untersucht. Es bestehen zwar viele Verbindungen zu wissenschaftlichen Debatten wie der Quantifizierung von Umweltwirkungen der Nahrungsmittelproduktion auf dem Gebiet der LCA-Forschung, zu Ansätzen für die Berechnung der gesellschaftlichen Kosten von Umweltbeanspruchung und Ökosystemleistungen in der Umweltökonomie oder zur Auseinandersetzung mit den negativen Folgen des Biomasseimports und Gerechtigkeitsfragen in der Nachhaltigkeitsforschung und den Sozialwissenschaften. Die Anwendung dieser Ansätze und Überlegungen auf die Vermeidung von Lebensmittelabfällen ist in der Forschung noch nicht sehr stark ausgeprägt. Hingegen machen sich zivilgesellschaftliche und politische Institutionen wie der WWF und die FAO, die sich mit diesem Thema befassen, in ihren Studien häufig wissenschaftliche Methoden wie Lebens-

zyklusanalysen und Berechnung des Flächenfußabdrucks für die Bestimmung von Umweltauswirkungen der Lebensmittelabfälle zunutze.

Es besteht Konsens, dass sich Umweltwirkungen entlang der Lebensmittelkette akkumulieren und Lebensmittelabfälle ökologisch umso relevanter werden, je weiter hinten in der Kette sie anfallen. Darüber hinaus besteht Einigkeit, dass tierische Produkte aufgrund ihres hohen Ressourcenbedarfs und der Freisetzung von Treibhausgasemissionen in der Viehhaltung besonders kritisch zu bewerten sind. Wenig bekannt ist über Umweltwirkungen, die mit bestimmten Kultivierungsverfahren und Anbaustandorten verbunden sind (z. B. Freiland- oder Treibhausgemüse, Produkte des ökologischen oder des konventionellen Landbaus, heimische oder ausländische Waren). Es kann vermutet werden, dass diese Faktoren einen großen Einfluss auf die mit Lebensmitteln verbundenen Umweltwirkungen haben. Ebenfalls wenig bekannt ist über die Akkumulation von Umweltwirkungen entlang der Lebensmittelkette durch Transport-, Verarbeitungs- und Kühlungsschritte, da der Fokus der Betrachtung von Umweltwirkungen häufig auf der Primärproduktion liegt. Ein Feld, das bisher kaum beforscht ist, jedoch aus Perspektive dieser Arbeit als besonders interessant identifiziert werden konnte, ist ein Vergleich von Umweltwirkungen der Verwertung von Lebensmittelabfällen außerhalb des Ernährungssystems (z. B. in der Biogaserzeugung, Bioraffinerie) mit dem direkten Einsatz der Biomasse, die sich mit den Ressourcen produzieren ließe, die in nicht konsumierte Lebensmittel geflossen sind. Ausgehend von den Recherchen zum Aufkommen von Lebensmittelabfällen und den ökologischen Wirkungen der Lebensmittelproduktion sowie vorhandenen, vergleichenden Studien kann davon ausgegangen werden, dass die Verwertung von Lebensmittelabfällen außerhalb der Ernährung aufgrund der Akkumulation von Umweltverbrauch und -belastung entlang der Kette nicht die ökologisch sinnvollste Option darstellt und sich der Fokus auf die Abfallvermeidung verschieben müsste. Um die Argumentation pro Abfallvermeidung im Diskurs zu stärken, wären weitere quantitative Untersuchungen notwendig.

Trotz der Forschungslücken stellen die ökologischen Wirkungen im Vergleich zu den ökonomischen und sozialen Folgen immer noch den besser untersuchten Aspekt dar. Es existieren zwar einige Abschätzungen zu den Kosten von Lebensmittelabfällen, diese beziehen sich jedoch größtenteils auf die ökonomischen Verluste von Haushalten, die sich aus einer Multiplikation der Abfallmengen nach Produktkategorien mit den Produktpreisen ergeben. Diese Analysen stellen grobe Schätzungen und Hochrechnungen auf Basis stichprobenartiger Abfallerhebungen dar. Es wird davon ausgegangen, dass auch andere Akteure der Lebensmittelkette wie Lebensmittelverarbeitung, Handel und Gastronomie ökonomische Verluste durch Lebensmittelabfälle erfahren. Bisher ist kaum bekannt, wie hoch die Kosten sind und an welchen Stellen sie insbesondere entstehen (z. B. entgangene Umsätze, Kosten der Abfallentsorgung). Interessant wäre, ob und falls ja, welche Weiterverwendungsmöglichkeiten heute bereits genutzt werden, um die ökonomischen Nachteile zu minimieren und ob der durch bestimmte Vermarktungsstrategien (z. B. große Produktvielfalt) generierbare Gewinn die monetären Verluste durch Lebensmittelabfälle ausgleicht. Forschung zu diesen Punkten könnte hilfreich sein, um Ansatzpunkte zur Reduktion von Lebensmittelabfällen in Unternehmen zu identifizieren, die unter ökonomischen Gesichtspunkten vertretbar erscheinen. Neben der Untersuchung von Kosten, die für einzelne Akteure der Kette entstehen, ist die Be-

trachtung der gesamtgesellschaftlichen Kosten, die durch negative ökologische und soziale Wirkungen entlang des Lebenszyklus von Nahrungsmitteln verursacht werden, von großer Bedeutung. Bisher existieren nur wenige Untersuchungen, die eine solche Abschätzung für Lebensmittelabfälle vornehmen, was eine Forschungslücke darstellt. Zudem besteht aber auch in der Erarbeitung von Methoden zur Monetarisierung der Umweltnutzung grundlegender Forschungsbedarf.

Die Erforschung der sozialen Folgen von Lebensmittelabfällen ist ein nur teilweise bearbeitetes Feld. Gut untersucht sind die negativen Folgen einer verstärkten Nachfrage nach Agrargütern und einer industriellen Biomasseproduktion im Ausland. Bisher kaum untersucht sind die sozio-ökonomischen Auswirkungen eines wenig sorgsamem Umgangs mit Lebensmitteln in Industrieländern auf Schwellen- und Entwicklungsländer. Wie in Kapitel 1.3. beschrieben, kann davon ausgegangen werden, dass eine Nachfrage nach Lebensmitteln, die nicht konsumiert werden, die Nahrungsmittelpreise erhöht und zur Schwächung der Kaufkraft der armen Bevölkerung beiträgt. Dies wäre ein sehr relevanter Zusammenhang, von dem potentielle Wirkungen auf die Sicherstellung der Welternährung ausgehen und der näher untersucht werden müsste. Weiterhin interessant ist die Frage, welche Folgen durch eine Vermeidung von Lebensmittelabfällen und eine damit reduzierte Nahrungsmittelnachfrage für verschiedene Akteure der Nahrungsmittelkette im In- und Ausland zu erwarten sind.

Alle Maßnahmen zur Verbesserung der Datenbasis und zur Erforschung von Wirkungen dienen dem Bestreben, die Reduktion von Lebensmittelabfällen bestmöglich zu unterstützen und geeignete Handlungsoptionen zu eruieren, die das dritte offene Forschungsfeld in der Diskussion bilden. Es besteht Konsens, dass Lebensmittelabfälle ein gesellschaftliches Problem darstellen, das mit negativen ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen einhergeht. Einigkeit besteht auch darüber, dass alle Akteure der Lebensmittelkette Verantwortung tragen und einen Beitrag zur Problemlösung leisten müssen. Neben dem Verbraucherverhalten spielen die Routinen der Lebensmittelindustrie, des Handels und des Gastronomiegewerbes, welche die Entstehung von Lebensmittelabfällen begünstigen, eine wichtige Rolle. Übereinstimmend werden Informationsmaßnahmen für Verbraucher und die Verbrauchererziehung ab Kindesalter sowie Kommunikationsmaßnahmen zur Verbesserung des Schnittstellenmanagements zwischen den verschiedenen Akteuren der Lebensmittelkette als wichtige Handlungsfelder angesehen, in denen es bereits zahlreiche Aktivitäten gibt und erste Erfolge erzielt wurden (vgl. Quested et al. 2013).

In der wissenschaftlichen Auseinandersetzung werden neben informatorischen und kooperativen Maßnahmen auch ökonomische und regulatorische Instrumente diskutiert, die von ihrem Charakter im Vergleich zu Sensibilisierungskampagnen eher „harte“ Maßnahmen darstellen. Da Verhaltensänderungen sehr langwierige Prozesse darstellen und von einer Diskrepanz zwischen dem Wissen über Lebensmittelabfälle und dem Handeln zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen ausgegangen werden kann, die sich über „weiche“ Maßnahmen nur bedingt auflösen lässt, wird im Diskurs die Frage aufgeworfen, inwieweit ökonomische Anreize oder gesetzliche Regelungen ein Hebel für die Erreichung einer nachhaltigeren Lebensmittelkette sein könnten. Die Vorschläge umfassen z. B. die Abschaffung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes auf Nahrungsmittel, eine grundlegende Umgestaltung des Sys-

tems der Europäischen Vermarktungsnormen und eine Abschaffung von Standards in der Lebensmittelkennzeichnung sowie der Lebensmittelsicherheit, welche die Entstehung von Lebensmittelabfällen begünstigen (vgl. Artikel 3).

Für manche Vorschläge wie die Abschaffung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes gibt es bereits Überlegungen zur Umsetzung, in die Erfahrungen mit ähnlichen Instrumenten wie der Fettsteuer in Dänemark einfließen. Die offenen Fragen beziehen sich vor allem auf den möglichen Beitrag, den solche Ansätze zur Problembewältigung leisten können, auf unerwünschte Folgen sowie mögliche Hemmnisse und gesellschaftlichen Barrieren bei der Umsetzung. Dieser Forschungsbedarf fällt primär in das Feld der Folgenabschätzung. In anderen Fällen wie der Etablierung neuer Vermarktungsnormen existieren zwar konkrete Vorschläge, welche alternativen Kriterien diese Neuorientierung umfassen müsste (z. B. Geschmack, Nährwert, Naturbelassenheit, Produktionsbedingungen), es fehlt jedoch an Vorschlägen, wie diese in der Praxis prüfbar und vergleichbar gemacht werden könnten. Forschungslücken bestehen zum einen in der Erarbeitung von Vorschlägen zur praktischen Umsetzung solcher Maßnahmen und zum anderen in der Identifikation von Anpassungs- und Änderungsnotwendigkeiten in gesetzlichen Bestimmungen. Für die Erprobung und praktische Erforschung bestimmter Maßnahmen könnte der Ansatz der Reallaborforschung (vgl. Beecroft & Parodi 2016, Wagner & Grunwald 2015) einen wertvollen Impuls liefern. So stellen Reallabore durch ihren regionalen Bezug einen adäquaten Untersuchungsrahmen bereit, um den zuvor genannten Forschungsfragen in Fallstudien vertieft nachzugehen und die Wirkung verschiedener Vermeidungsinstrumente zu erproben. Das Thema der Vermeidung von Lebensmittelabfällen wiederum könnte aufgrund seiner Alltagsnähe ein geeignetes Untersuchungsobjekt für die Reallaborforschung als spezifischem Forum für transdisziplinäre und transformative Forschung sein.

Das fehlende Wissen zur Gestaltung von Maßnahmen und deren möglichen Wirkungen kann als Grund dafür angesehen werden, dass in der deutschen Politik bislang vorwiegend informatorische und kommunikative Instrumente eingesetzt wurden (vgl. BMEL-Initiative „Zu gut für die Tonne“) und Zurückhaltung bei der Anwendung anderer Maßnahmen-Typen herrscht. Länder wie Schweden, Frankreich und Italien haben durch die Abschaffung des Mindesthaltbarkeitsdatums auf lang haltbare Grundnahrungsmittel und die Verpflichtung zur Weitergabe von überschüssigen Lebensmitteln in Supermärkten erste Schritte im Bereich der gesetzlichen Maßnahmen unternommen, die vor allem unternehmerisches Handeln in der Lebensmittelindustrie und im Einzelhandel in den Blick nehmen. Die begleitende Beforschung dieser existierenden Beispiele und der zuvor skizzierte Forschungsbedarf stellen wichtige Grundvoraussetzungen dar, um die verschiedenen Handlungsmöglichkeiten besser beurteilen und die Erkenntnisse in politischen Gestaltungsprozessen berücksichtigen zu können.

Die drei offenen Forschungsfelder Abfallentstehung, Wirkungen und Handlungsmöglichkeiten sind dadurch gekennzeichnet, dass sie an der Ist-Situation der Problematik ansetzen. Lebensmittelabfälle sind jedoch kein statisches Untersuchungsobjekt und können sich durch sozio-technische Entwicklungen verändern, die in indirektem Zusammenhang mit Ernährung stehen und zu positiven oder negativen Effekten auf das Abfallaufkommen führen können. Die Beobachtung dieser Veränderungsprozesse stellt neben der Analyse der Ist-Situation ein

originäres Forschungsfeld der Technikfolgenabschätzung dar. Beispiele sind die zunehmende Digitalisierung, die Innovationen wie den Kauf von Lebensmitteln über das Internet und die Organisation der Lebensmittelweitergabe über Online-Portale und Handy-apps ermöglicht. Auch technische Neuerungen wie smarte Produktlabel, die biologische Verfallsprozesse und somit die tatsächliche Haltbarkeit von Lebensmitteln anzeigen und intelligente Kühlschränke, deren Inhalt sich mit dem Smartphone verwalten lässt, stellen für das Feld relevante Innovationen dar. Weitere wichtige Einflussfaktoren sind demografische Entwicklungen wie die zunehmende Zahl an Single-Haushalten und gesellschaftliche Trends wie Urbanisierung. Damit verbundene Änderungen im Konsumverhalten wie die Zunahme des außer-Haus-Verzehrs sowie Veränderungen im Arbeitsleben, die zu neuen Verhaltensmustern im häuslichen Bereich führen, sind Bereiche mit signifikantem Einfluss auf die Entstehung von Lebensmittelabfällen. Die Identifizierung dieser Themen im Rahmen eines Foresight-Vorgehens und die Forschung zu Schnittstellen zwischen technischen, aber auch sozialen Innovationen, gesellschaftlichen Umbrüchen und der Thematik der Lebensmittelabfälle stellen zentrale Handlungsfelder dar.

3.2. Bioökonomie als Ansatz für eine umfassende Wirtschaftswende: Handlungs- und Forschungsbedarf für eine Neuorientierung des Konzepts

Das Konzept der Bioökonomie in seiner aktuellen Ausgestaltung ist gekennzeichnet durch eine Schwerpunktsetzung auf technische Innovationen und einen top-down-Ansatz, der dadurch deutlich wird, dass die Politik unter Beratung von Experten aus Wissenschaft und Industrie strategische Gestaltungsziele und gewünschte Umsetzungspfade für einen Transformationsprozess zu einer biobasierten Wirtschaft formuliert. Während die existierenden Politikstrategien mit Bioökonomie eine Substitution der Ressourcenbasis (sprich Ressourcenwende) meinen und die Fortführung bestehender Wirtschaftsweisen mit neuen Rohstoffen verfolgen, fordern Teile der Wissenschaft und Zivilgesellschaft Bioökonomie als umfassenden gesellschaftlichen Wandel zu verstehen, der neben dem bloßen Ersatz der Ressourcenbasis auch Änderungen in den Produktions- und Konsummustern verlangt. In der Logik der Kritiker werden innovative Technologien für die Umgestaltung der Wirtschaftsbasis als nicht ausreichend angesehen und bestimmte Technikpfade (z. B. Synthetische Biologie, Gentechnik) auch mehrheitlich abgelehnt. Damit einhergeht die Forderung nach einer Verschiebung des Fokus von technischen Innovationen und Effizienz auf eine kritische Reflexion des gegenwärtigen Wirtschaftssystems und des Wachstumsparadigmas sowie die Berücksichtigung von Lösungswegen, die in der bisherigen strategischen Ausrichtung kaum Berücksichtigung finden (vgl. Artikel 5).

Damit kann die Kritik durchaus als Forderung einer Neuorientierung bzw. Erweiterung der Vision hin zu einem Konzept für ein langfristig tragfähiges Wirtschaftssystem angesehen werden, das nicht nur die Substitution der Produktionsbasis, sondern auch Art, Umfang und Verwendungszwecke der Rohstoffe sowie Wirtschafts- und Konsumweisen aufeinander abstimmt. Ein zentrales Leitbild dieser Position ist, gesellschaftliches Leben im Rahmen der natürlichen Grenzen zu ermöglichen und den Gerechtigkeitsanspruch nachhaltiger Entwicklung zu realisieren. Weiterhin wird unter verantwortungsethischen Gesichtspunkten die parallele Erschließung alternativer Strategien für nachhaltige Wirtschaftsweisen für unverzichtbar

gehalten, da der Beitrag einer Technik-basierten Bioökonomie zur Lösung globaler Probleme sowie die nicht intendierten Folgen dieses Entwicklungspfad heute noch nicht absehbar sind (s. Grunwald 2017).

Punkte, die kritisiert werden, betreffen die unzureichende Berücksichtigung alternativer Gestaltungsoptionen wie soziale Innovationen, Suffizienz-Ansätze, Verhaltensänderungen und neue Produktionsprinzipien, aber auch fehlende Beteiligungsmöglichkeiten von betroffenen Akteuren wie Land- und Forstwirten sowie zivilgesellschaftlichen Gruppen. Zwar werden die kritische Auseinandersetzung mit dem Konzept und die Identifikation blinder Flecken im Diskurs nur von einer Minderheit vorangetrieben, jedoch knüpfen diese Aktivitäten an wichtigen gesellschaftlichen Fragen um die negativen Folgen und Grenzen menschlichen Wirtschaftens an. Die Diskussion basiert auf Debatten über die negativen Folgen der industriellen Landwirtschaft, die das Leitbild im vorherrschenden Bioökonomie-Verständnis ist. Weitere Impulse kommen aus der Nachhaltigkeitsdebatte (z. B. zu Fragen der sozialen und ökologischen Verantwortung und Möglichkeiten der Nachhaltigkeitsbewertung der Bioökonomie) und weiteren Debatten, zum Beispiel aus dem Feld des nachhaltigen Konsums und der Kreislaufwirtschaft (s. Artikel 5).

Für Wissenschaft und Gesellschaft bedeutet dies in der Folge, dass neben den bereits geförderten technischen Pfaden in der Bioökonomie Forschungsbedarf besteht, der die zuvor genannten Aspekte stärker in den Blick nimmt. Ein möglicher Grund für die geringe Beachtung dieser Punkte kann sein, dass Debatten um nachhaltige Landnutzung, Ernährungsverhalten, alternative Konsummodelle des Teilens und Tauschens (sharing economy) und Kaskadennutzung zwar das Potenzial bergen, nützliche Impulse für die Gestaltung des Transformationsprozesses zu liefern, es jedoch noch nicht klar ist, was deren Übertragung auf die Bioökonomie konkret bedeuten würde. Während für die Rolle von Technologien in der Bioökonomie wie die Bioraffinerie konkrete Visionen existieren, fehlen diese für die genannten Aspekte bislang weitgehend. Es stellt eine wichtige Aufgabe für die Forschung dar, alternative Entwicklungspfade für die Bioökonomie, die Erkenntnisse und Anregungen aus der kritischen Debatte aufgreifen, in konkreter Weise weiterzuentwickeln und in den gesellschaftlichen Diskurs einzubringen. Die Konzepte des Visioneering oder Vision Assessment aus dem Umfeld der Science, Technology and Society (STS)-Forschung, die sich mit der Erzeugung von Visionen als Grundlage für Verständigungsprozesse und deren Wirkungen befassen (vgl. Lösch 2017), könnten fruchtbare Ansatzpunkte sein. Bei der Konzeption und Untersuchung von Entwicklungspfaden können auch bisherige Erfahrungen, die im Rahmen von Transformationsprozessen in anderen thematischen Bereichen wie der Energiewende gemacht wurden, hilfreich sein. Vergleichende Analysen anhand geeigneter Beispiele aus der Innovations- und Transformationsforschung könnten hierzu Hinweise liefern.

Aufgrund der noch ausstehenden Auseinandersetzung mit alternativen Entwicklungspfaden in Forschung und Gesellschaft ist auch der politische Handlungsbedarf noch unklar und muss sich mit dem zu generierenden Wissen erst noch konkretisieren. Dennoch lassen sich drei Handlungsfelder identifizieren, in denen bereits heute neue Aktivitäten durch die Politik initiiert oder vorhandene verstärkt werden könnten. Dies umfasst Punkte, bei denen ebenfalls Forschungsbedarf besteht, die Initiative im Vergleich zu den zuvor skizzierten Forschungslü-

cken aber eher bei der Politik gesehen wird. Zum ersten lässt sich aus dem Diskurs ableiten, dass zumindest Ideen zu Gestaltungsalternativen für die Bioökonomie existieren, die der vorhandenen technologischen Schwerpunktsetzung entgegenstehen. Da heute noch nicht klar ist, wie die alternativen Entwicklungspfade aussehen und welche Ansätze erfolgsversprechend sind, sollte unter Vorsorgeaspekten eine Vielfalt von Optionen eruiert und in Betracht gezogen werden, ohne vorzeitig Rahmenbedingungen und Förderprioritäten zugunsten eines Entwicklungspfades festzulegen, da dies die Verfolgung alternativer Entwicklungspfade erschweren oder sogar ausschließen kann (vgl. Artikel 5). Das bedeutet unter anderem, dass die Forschungsförderung vielfältig gestaltet werden sollte. Mit dem BMBF-Programm „Bioökonomie als gesellschaftlicher Wandel“ zur Förderung der Geistes- und Sozialwissenschaften in der Bioökonomie-Forschung wurden erste Schritte in diese Richtung gemacht. Der Umfang dieser Forschung wird von Kritikern jedoch weiterhin als unzureichend wahrgenommen. Da die Realisierung einer bio-basierten Wirtschaft einen sehr langfristigen Prozess darstellt, stellt sich neben der Frage nach einem geeigneten Förderumfang auch die Frage nach Möglichkeiten zur Herstellung von Kontinuität für diese Art von Forschung.

Zum zweiten ist in der Analyse klargeworden, dass Debatten aus anderen Feldern Impulse für die Erarbeitung alternativer Entwicklungspfade liefern können, die in politischer Hinsicht unterschiedlichen Ressorts zugeordnet sind. Daher erscheint es wichtig, das bisher aus Sicht der Forschungs- und Innovationspolitik heraus entwickelte Konzept stärker mit anderen Politikfeldern zu verknüpfen (Agrar-, Forst-, Umwelt-, Wirtschafts-, Klima- und Nachhaltigkeitspolitik). Dies ist mit der Politikstrategie Bioökonomie und der Einrichtung einer interministeriellen Arbeitsgruppe auf nationaler Ebene erfolgt. Jedoch gibt es im Diskurs Hinweise, dass diese Verknüpfung in der Praxis nicht ausreichend gelingt. Zudem stellt sich die Frage, wie dies auf regionaler Ebene, wo Biomasseproduktion und Transformation de facto stattfinden, organisiert und wie die Zusammenarbeit zwischen Bund- und Länderebene gestaltet werden könnte. Die Forschung kann durch Vorschläge für eine Governance der Bioökonomie zur Beantwortung dieser Fragen beitragen.

Zum dritten ist eine wichtige Voraussetzung für die Verständigung über wünschenswerte Entwicklungspfade, dass sich neben Politik und Industrie weitere Akteure wie Umwelt- und Verbraucherschutzorganisationen an der Diskussion beteiligen. Zurzeit ist die Bereitschaft hierzu noch gering. Das hängt damit zusammen, dass das Konzept im öffentlichen Raum weitgehend unbekannt ist und primär in wissenschaftlichen und politischen Kreisen eine Rolle spielt. Zwar wird durch die Aktivitäten innovativer Unternehmen und Wirtschaftszweige, die bereits heute bio-basierte Produkte vermarkten (z. B. Bioplastiktüten, Pflanzgefäße und Möbel aus Biopolymeren), eine gewisse Aufmerksamkeit erzeugt, jedoch in geringem Umfang und losgelöst von der Gesamtdebatte. Weiterhin erscheint die Vision einer Gesellschaft, die unabhängig von der Nutzung fossiler Rohstoffe agiert, für viele zivilgesellschaftliche Vertreter als utopisch und angesichts der sich bereits heute abzeichnenden Flächen- und Ressourcenkonkurrenzen als unrealistisch. Nicht zuletzt sind die individuellen Handlungs- und Einflussmöglichkeiten im Transformationsprozess nicht bekannt. In diesem Zusammenhang besteht für die Politik die Aufgabe, aktiver als bisher Bürger und zivilgesellschaftliche Akteure in den Dialog über Bioökonomie einzubeziehen und Möglichkeiten der Mitgestaltung aufzuzeigen. Die Wissenschaft kann hierzu durch transdisziplinäre Forschungsansätze, die Akteu-

re in die Konzeption und Durchführung von Forschungsvorhaben einbinden, einen Beitrag leisten.

3.3. Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen als nicht-technische Strategie zur Umsetzung der Bioökonomie: Handlungs- und Forschungsbedarf an der Schnittstelle

Im Konzept der Bioökonomie spielt eine verstärkte stoffliche Nutzung von Biomasse die zentrale Rolle. Die Idealvorstellung ist eine mehrfache Kaskadennutzung, die mindestens eine weitere stoffliche Nutzung umfasst und eine energetische Nutzung erst am Ende des Produktlebenszyklus vorsieht. Während für stoffliche Biomasseverwertungen derzeit kaum Anreizinstrumente vorhanden sind, werden energetische Nutzungen über das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) gefördert. Somit bestehen für die Umsetzung der Bioökonomie, ausgenommen der Forschungsförderung, keine adäquaten politischen Anreizinstrumente. Darüber hinaus führt eine verstärkte Nachfrage nach Biomasse, wie dies bereits im Diskurs um Energiepflanzen erkennbar wurde, zu gesellschaftlichen Kontroversen über Flächenkonkurrenzen und kann die Ernährungssicherheit gefährden (s. Artikel 4). Im Rahmen dieser Debatten wurde besonders deutlich, dass bereits heute vielfältige Ansprüche (Ernährung, Energiewende, Siedlung und Verkehr, Freizeit und Erholung, Natur- und Umweltschutz) an die Flächennutzung gestellt werden, welche die Realisierungschancen für eine auf Biomasse basierende Wirtschaft deutlich verringern. Damit stellt sich für das Konzept der Bioökonomie die Frage, wie sich der Transformationsprozess in der Praxis überhaupt entwickeln kann.

Ein Ansatz, der in offiziellen Strategien und von Befürwortern des Konzepts favorisiert wird, ist die verstärkte Nutzung von Rest- und Abfallstoffen. Hauptargument ist, dass diese keine neue Flächenbeanspruchung erzeugt und nicht zu Flächenkonkurrenz führt. An dieser Stelle kommen neben land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen (Ernterückstände, Landschaftspflegematerial) auch Lebensmittelverluste bzw. -abfälle ins Spiel, die derzeit in Biogasanlagen und Abfallvergärungsanlagen in Energie und Kompost umgewandelt werden und als Gärrest anfallen, der zur Düngung in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann. Im Widerspruch zu einer verstärkten Abfallverwertung steht die Forderung nach Abfallvermeidung, die in der Debatte um die Reduktion von Lebensmittelabfällen zentral ist und dem Prinzip der Europäischen Abfallhierarchie (Vermeidung vor Verwertung) entspricht. Werden beide Ziele „Reststoff- und Abfallverwertung vor neuem Biomasseanbau“ in der Bioökonomie und „Abfallvermeidung vor -verwertung“ bei den Lebensmittelabfällen zusammen gedacht, so ergibt sich ein Zielkonflikt und es stellt sich aus Perspektive der Folgenforschung die Frage, ob die Vermeidung oder die Verwertung von Lebensmittelabfällen die bessere Option darstellt. Da Ressourcen wie Fläche, Wasser und Stickstoff begrenzt sind und Ressourcennutzung häufig Ursache von sozialen Konflikten und Umweltproblemen ist, steht die ökologische Perspektive und die Frage nach der effektiveren Ressourcennutzung im Mittelpunkt der Betrachtung.

Die bisherigen Analysen zu den Umweltwirkungen von Lebensmittelabfällen (s. Kapitel 1.3) legen die These nahe, dass die Abfallvermeidung der ressourceneffizientere Ansatz darstellt. Diese Annahme wird durch vorhandene Studien zum Vergleich von Abfallvermeidung und Verwertungsoptionen gestützt (s. Kapitel 1.4). Trotzdem zeigen die bisherigen Erkenntnisse zur Problematik der Lebensmittelabfälle, dass die Abfallvermeidung nicht einfach umzuset-

zen ist. Langwierige Veränderungsprozesse im Verhalten von Konsumenten und Unternehmen, aber auch fehlender Konsens über geeignete Vermeidungsmaßnahmen stellen zentrale Hürden dar. Diese Umstände lassen entgegen des ökologischen Arguments für die Abfallvermeidung den Schluss zu, dass die Abfallverwertung durch Schließung von Stoffkreisläufen unter Realisierung einer mehrfachen Kaskadennutzung entsprechend des Anspruchs der Bioökonomie vielleicht nicht die schlechteste Alternative darstellt. Mit der Kompostherstellung ist bisher nur eine Variante der stofflichen Nutzung von Lebensmittelabfällen bekannt. Für die Verwertung im Rahmen einer bio-basierten Wirtschaft wäre wichtig zu wissen, welche weiteren stofflichen Nutzungen auf Basis von Nahrungsmittelabfällen möglich wären (z. B. Biokonversion über Insekten) und inwieweit sich mit diesen der Anspruch einer Kaskadennutzung erfüllen ließe. Hieraus ergibt sich Forschungsbedarf, insbesondere in Bezug auf innovative Technologien und Konversionsverfahren.

Durch die Entwicklung einer neuen Betrachtungsebene zwischen den beiden Themen Bioökonomie und Lebensmittelabfall ergibt sich für die Bioökonomie-Transformation eine Entscheidungssituation zwischen den beiden zuvor beschriebenen, konkurrierenden Optionen Abfallvermeidung versus Abfallverwertung. Dabei basieren die Forderung nach einer Neuorientierung des Bioökonomie-Konzepts (s.o.) und der Ansatz zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen auf einem ähnlichen Grundgedanken, was dafür spricht, der Abfallvermeidung im Rahmen der Bioökonomie einen höheren Stellenwert einzuräumen: Beide Diskurse enthalten im Kern eine Kritik an den gegenwärtigen Produktions- und Konsummustern in Industrieländern und haben aufgrund des ähnlichen Handlungsansatzes das Potenzial, neue Perspektiven und Lösungsansätze aufzuzeigen, die wiederum zentral für die Entwicklung alternativer Umsetzungspfade sein können. Dabei ist wichtig zu beachten, dass die Vermeidung von Lebensmittelabfällen Impulse dazu liefert, wie sich die Bioökonomie entwickeln oder aber wie landwirtschaftliche Produktion umweltverträglicher gestaltet werden könnte. In der derzeitigen Bioökonomie-Konzeption spielen gerade aufgrund der Flächenbegrenzungen Produktivitätssteigerungen (z. B. durch innovative Formen der Intensivierung) eine bedeutende Rolle. Mit der Abfallvermeidung, die letztendlich zu einer bedarfsgerechteren und reduzierten Nachfrage nach Nahrungsmitteln und damit zu einer Reduktion des Ressourcenverbrauchs führt, könnten Handlungsspielräume für die Realisierung der Bioökonomie oder aber Möglichkeiten für einen umweltfreundlicheren Landbau aufgezeigt werden, der auf den Einsatz von mineralischem Dünger und Pflanzenschutzmitteln verzichtet und dafür verstärkt biologische Prozesse und alternative landwirtschaftliche Bewirtschaftungstechniken nutzt (s. Artikel 5). Letzterer Aspekt stellt speziell für den Nachhaltigkeitsanspruch des Konzepts einen wichtigen Ansatzpunkt dar und kann als Argumentationsbasis für alternative Pfade in der Landwirtschaft dienen. Damit würden sich Fragen nach der Ausgestaltung der zukünftigen landwirtschaftlichen Produktion und der Rolle der Landwirtschaft, die maßgeblich die kritische Auseinandersetzung mit Bioökonomie angestoßen haben, neu stellen.

Neben der Vermeidung von Lebensmittelabfällen könnten weitere Ansätze, wie die Verringerung des Fleischkonsums, ressourceneffiziente Konsummodelle und auf Langlebigkeit optimiertes Produktdesign den Ressourcenverbrauch reduzieren. Die nähere Betrachtung dieser Potenziale führt zu neuen Erkenntnissen über Systemzusammenhänge sowie Entwicklungsperspektiven für die Umsetzung der Bioökonomie. Neben dem in den Kapiteln 3.1 und 3.2

beschriebenen Forschungsbedarf besteht in Bezug auf die Weiterentwicklung der thematischen Schnittstelle in erster Linie Bedarf, die Vermeidung von Lebensmittelabfällen und andere nicht-technische Ansätze im Rahmen der geforderten Neuorientierung in das politische Konzept der Bioökonomie einzubeziehen und die wissenschaftliche Debatte für diese Art der Fragen zu schärfen. Die Berücksichtigung von Potenzialen der Lebensmittelabfallvermeidung kann für die Diskussion über Realisierungschancen der Bioökonomie oder alternative Umsetzungspfade der Bioökonomie neue Impulse liefern. Die Problematik der Lebensmittelabfälle als bisher eigenständig geführte Debatte hingegen kann durch die Einordnung in das Konzept der Bioökonomie eine konzeptionelle Einbettung und eine gesteigerte Bedeutung erfahren. Darüber hinaus bestehen Verbindungen zu verschiedenen gesellschaftskritischen Diskursen, an die angeknüpft werden kann. Beispiele sind Debatten über eine Abkehr von der Intensivlandwirtschaft und Umgestaltung der europäischen Agrarpolitik, die Folgen einer neoliberalen Marktwirtschaft und wachsenden Marktkonzentration in Primärproduktion, Verarbeitung und Handel, eine zunehmende Distanz zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Konsum, die Bedeutung von Suffizienz-Ansätzen und die Rolle der Politik bei der Förderung nachhaltiger Konsummuster (zu letztem Punkt vgl. Grunwald 2012).

Mit der Arbeit konnte auf qualitativ-theoretischer Ebene gezeigt werden, dass durch eine Veränderung des Lebensmittelverbrauchs Änderungen in der Biomasseverwendung angestoßen werden können. Dies wiederum eröffnet, wie am Beispiel einer biobasierten Wirtschaft gezeigt, Möglichkeiten für gesellschaftlichen Wandel oder, bezogen auf den Transformationsprozess, für alternative Gestaltungsoptionen. Inwieweit durch die Abfallvermeidung theoretisch freiwerdende Ressourcenpotenziale in der Praxis realisierbar sind und für alternative Nutzungen zur Verfügung stehen, ist unklar (s. Einschränkungen in Kap. 1.3). Auch die Frage, ob solche nicht-technischen Ansätze dazu beitragen können, den Druck auf die Umwelt und die Entstehung von Flächenkonkurrenzen wirklich zu reduzieren, lässt sich nicht eindeutig beantworten. Dies ist davon abhängig, ob Veränderungen der Konsum- und Produktionsmuster in Industrieländern und die Verbesserung der Produktions- und Vermarktungsbedingungen in Entwicklungsländern gelingen, ob Ressourceneinsparungen praktisch realisiert werden können oder durch Mechanismen wie eine verstärkte Nahrungsmittelproduktion für den ausländischen Markt kompensiert werden und welche Art der Biomasseproduktion langfristig verfolgt wird. Diese Punkte sind, wie zuvor beschrieben, Gegenstand von zukünftigem Forschungs- und Handlungsbedarf und benötigen einer weiteren Befassung. Dazu kann die Übertragung der Überlegungen auf konkrete reale Kontexte (z. B. Regionen und Produktionsstandorte) und auch weiterführende Analysen anhand quantitativer Untersuchungsmethoden ein hilfreicher Schritt sein. In Ergänzung der ökologischen Perspektive, die im Mittelpunkt der Arbeit steht, ist die Analyse von ökonomischen und sozialen Wirkungen der Lebensmittelverschwendung ein wichtiges Untersuchungsfeld, dem Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte.

Literatur

- Albrecht, S. (2012): Bioökonomie am Scheideweg – Industrialisierung von Biomasse oder nachhaltige Produktion? *GAIA*, 21, 33–37.
- Albrecht, S.; Gottschick, M.; Schorling, M.; Stirn, S. (2012): Bio-Ökonomie: Gesellschaftliche Transformation ohne Verständigung über Ziele und Wege? *BIOGUM-Forschungsbericht FG Landwirtschaft Nr. 27*, Universität Hamburg.
- Bartl, A. (2014): Moving from recycling to waste prevention: A review of barriers and enablers. *Waste Management & Research*, 32(9), Supplement 3–18.
- BCFN (2012): Food waste: causes, impacts and proposals. Barilla Center for Food and Nutrition (BCFN), Parma.
- Beecroft, R.; Parodi, O. (2016): Reallabore als Orte der Nachhaltigkeitsforschung und Transformation. Einführung in den Schwerpunkt. Technikfolgenabschätzung in Theorie und Praxis (TATuP), Nr. 3, 25. Jahrgang, 4–8.
- Bernstad, A.; la Cour Jansen, J. (2012): Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements. *Waste Management*, 32, 2439–2455.
- BGR (2016): Energiestudie 2016. Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover.
- Bielefeldt, J.; Bolte, A.; Busch, G.; Dohrenbusch, A.; Kroiher, F.; Lamersdorf, N. et al. (2008): Energieholzproduktion in der Landwirtschaft – Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin.
- Birch, K.; Levidow, L.; Papaioannou, T. (2010): Sustainable Capital? The Neoliberalization of Nature and Knowledge in the European “Knowledge-based Bio-economy”. *Sustainability*, Vol. 2, 2898–2918.
- Birch, K.; Tyfield, D. (2012): Theorizing the Bioeconomy: Biovalue, Biocapital, Bioeconomics or What? *Sci. Technol. Hum. Values*, 38, 299–327.
- BMBF (2010): Nationale Forschungsstrategie Bioökonomie. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft. Bundesministerium für Forschung und Bildung (BMBF), Berlin.
- BMEL (2014): Nationale Politikstrategie Bioökonomie - Nachwachsende Ressourcen und biotechnologische Verfahren als Basis für Ernährung, Industrie und Energie. Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung (BMEL), Berlin.
- BMELV; BMBF; BMU; BMWi (2012): Roadmap Bioraffinerien im Rahmen der Aktionspläne der Bundesregierung zur stofflichen und energetischen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMW), Berlin.
- Bräutigam K.-R.; Jörissen, J.; Priefer, C. (2014): The extent of food waste generation across EU-27: Different calculation methods and the reliability of their results. *Waste Management and Research* 32(2014)8, 683-694.
- Bringezu, S.; Schütz, H.; Pengue, W.; O'Brien, M.; Garcia, F.; Sims, R. et al. (2014): Assessing Global Land Use: Balancing Consumption with Sustainable Supply. A Report

- of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, Kenya.
- Carus, M.; Raschka, A.; Iffland, K.; Dammer, L.; Essel, R.; Piotrowski, S. (2016): How to Shape the Next Level of the European Bio-Based Economy? The Reasons for the Delay and the Prospects of Recovery in Europe. nova-Institute, Hürth.
- De Besi, M.; McCormick, K. (2015): Towards a bioeconomy in Europe. National, regional and industrial strategies. *Sustainability*, 7, 10461–10478.
- de Schutter, L.; Lutter, S. (2016): The True Cost of Consumption – The EU's Land Footprint. Friends of the Earth, Brussels.
- Domnik, T.; Kälber, S.; Leible, L. (2016): Mengen- und wertmäßige Bedeutung des Biomasseimports von Deutschland – Eine detaillierte Auswertung der Importstatistik. Karlsruhe: KIT Scientific Publishing (KIT Scientific Reports 7719).
- Dornburg, V.; van Vuuren, D.; van de Ven, G.; Langeveld, H.; Meeusen, M.; Banse, M.; van Oorschoot, M.; Ros, J.; van den Born, G.J.; Aiking, H.; et al. (2010): Bioenergy revisited: Key factors in global potentials of bioenergy. *Energy Environ. Sci.*, 3, 258–267.
- EC (2012): Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions of 13 February 2012, COM(2012)60 final. European Commission, Brussels.
- EEG (2017): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG 2017). Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das durch Artikel 24 Absatz 29 des Gesetzes vom 23. Juni 2017 (BGBl. I S. 1693) geändert worden ist.
- EG (1999): RICHTLINIE 1999/31/EG DES RATES vom 26. April 1999 über Abfalldeponien. Amtsblatt Nr. L 182 vom 16/07/1999 S. 0001 – 0019.
- Eurostat (2017): Municipal waste statistics. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics (Link vom 01.01.2018)
- FAO (2013): Food Wastage Footprint: Impacts on Natural Resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Ferdinands, K.; Virtue, J.; Johnson, S.B.; Setterfield, S.A. (2011): 'Bio-insecurities': Managing demand for potentially invasive plants in the bioeconomy. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 3, 43–49.
- Foresight (2011): The Future of Food and Framing: Challenges and Choices for Global Sustainability. Final Project Report. The Government Office for Science, London.
- Giljum, S.; Bruckner, M.; Gözet, B.; de Schutter, L. (2016): Land under pressure – Global impacts of the EU bioeconomy. Friends of the Earth, Brussels.
- Göbel, C., Teitscheid, P., Ritter, G., Blumenthal, A., Friedrich, S., Frick, T. et al. (2012): Verringerung von Lebensmittelabfällen – Identifikation von Ursachen und Handlungsoptionen in Nordrhein-Westfalen. Studie für den Runden Tisch „Neue Wertschätzung von Lebensmitteln“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Gottwald, F.-T. (2015): Irrweg Bioökonomie. Über die zunehmende Kommerzialisierung des Lebens. In: Der Kritische Agrarbericht 2015 – Schwerpunkt "Agrarindustrie und Bäuerlichkeit"; ABL-Verlag, München, 259–264

- Grethe, H.; Dembélé, A. & Duman, N. (2011): How to feed the world's growing billions. Understanding FAO world food projections and their implications. Heinrich Böll Stiftung und WWF Deutschland, Berlin.
- Grunwald, A. (2002): Technikfolgenabschätzung – eine Einführung. Gesellschaft – Technik – Umwelt, Neue Folge 1. edition sigma, Berlin.
- Grunwald, A. (2012): Ende einer Illusion. Warum ökologisch korrekter Konsum die Umwelt nicht retten kann. oekom Verlag, München.
- Grunwald, A. (2017): Bioökonomie – Schlüssel zu unbegrenztem Wirtschafts- und Konsumwachstum? In: Bioökonomie für Einsteiger; Joachim Pietzsch (Hrsg.), Springer-Verlag GmbH Deutschland, Berlin.
- Grunwald, A.; Kopfmüller, J. (2012): Nachhaltigkeit. 2., aktualisierte Auflage. Campus Verlag GmbH, Frankfurt a. M.
- Gustavsson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U. (2011): Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Hamilton, H. A.; Peverill, M. S.; Müller, D. B.; Brattebø, H. (2015): Assessment of Food waste Prevention and Recycling Strategies Using a Multilayer Systems Approach. Environ. Sci. Technol., 49 (24), 13937–13945.
- Heinrich-Böll-Stiftung (2014): Fleischatlas. Extra: Abfall und Verschwendung. Heinrich-Böll-Stiftung e.V., Berlin.
- Hennig, C.; Brosowski, A.; Majer, S. (2016): Sustainable feedstock potential – A limitation for the bio-based economy? J. Clean. Prod., 123, 200–202.
- Heißenhuber, A.; Haber, W.; Krämer, W. (2015): Umweltprobleme der Landwirtschaft – 30 Jahre SRU-Sondergutachten. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- HLPE (2014): Food Losses and Waste in the Context of Sustainable Food Systems. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (HLPE), Rome.
- HM Government (2015): Building a high value bioeconomy. Opportunities from waste. Her Majesty's Government (HM), UK government, London.
- IMECHE (2013): Global Food: Waste Not, Want Not. Institution of Mechanical Engineers, London.
- Jering, A.; Klatt, A.; Seven, J.; Ehlers, K.; Günther, J.; Ostermeier, A.; Mönch, L. (2013): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Jörissen, J.; Priefer, C.; Bräutigam, K.-R. (2015): Food waste generation at household level: results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany. Sustainability 7(2015)3, 2695–2715.
- Koester, U. (2012): Discarding food vs. starving people – Inefficient and immoral? IAMO Policy Brief N°7.
- Koivupuro, H.K.; Hartikainen, H.; Silvennoinen, K.; Katajajuuri, J.H.; Heikintalo, N.; Reinikainen, A.; Jalkanen, L. (2012): Influence of socio-demographical, behavioural and attitudinal factors on the amount of avoidable food waste generated in Finnish households. Int. J. Consum. Stud., Vol. 36, 183–191.
- Kranert, M.; Hafner, G.; Barabosz, J. et al. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in

- Deutschland. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (IS-WA), Universität Stuttgart.
- KrWG (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) vom 24. Februar 2012.
- Lauri, P.; Havlík, P.; Kindermann, G.; Forsell, N.; Böttcher, H.; Obersteiner, M. (2014): Woody biomass energy potential in 2050. *Energy Policy*, 66, 19–31.
- Levidow, L.; Birch, K.; Papaioannou, T. (2012): EU agri-innovation policy: Two contending visions of the bio-economy. *Crit. Policy Stud.*, 6, 40–65.
- Lewandowski, I. (2015): Securing a sustainable biomass supply in a growing bioeconomy. *Glob. Food Secur.*, 6, 34–42.
- Lösch, A. (2017): Technikfolgenabschätzung soziotechnischer Zukünfte. Ein Vorschlag zur wissenschaftspolitischen Verortung des Vision Assessments. *Zeitschrift für Technikfolgenabschätzung in Theorie und Praxis*, 26/1-2, 60-65.
- Matsuda, T.; Yano, J.; Hirai, Y.; Sakai, S. (2012): Life-cycle greenhouse gas inventory analysis of household waste management and food waste reduction activities in Kyoto, Japan. *Int J Life Cycle Assess*, 17, 743–752.
- Meyer, R. (2017): Bioeconomy Strategies: Contexts, Visions, Guiding Implementation Principles and Resulting Debates. *Sustainability* 9, 1031, 1–32.
- Meyer, R.; Ratering, T.; Voss-Fels, K. P. (2013): Options for Feeding 10 Billion People – Plant Breeding and Innovative Agriculture. Report prepared for STOA, the European Parliament Science and Technology Options Assessment Panel; Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS), Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Karlsruhe.
- Mondello, G.; Salomone, R.; Ioppolo, G.; Saija, G.; Sparacia, S.; Lucchetti, M. C. (2017): Comparative LCA of Alternative Scenarios for Waste Treatment: The Case of Food Waste Production by the Mass-Retail Sector. *Sustainability*, 9, 827, 1–18.
- Monier, V.; Mudgal, S.; Escalon, V. et al. (2010): Final report - Preparatory study on food waste across EU 27; European Commission [DG ENV – Directorate C]. BIO Intelligence Service, Paris.
- Mourad, M. (2016): Recycling, recovering and preventing “food waste”: competing solutions for food systems sustainability in the United States and France. *Journal of Cleaner Production*, 126, 461–477.
- Møller, H.; Vold, M.; Schakenda, V.; Hanssen, O. J. (2012): Mapping method for food loss in the food processing industry. Summary report. Østfoldforskning, Kråkerøy.
- Noleppa, S.; von Witzke, H. (2012): Tonnen für die Tonne. World Wide Fund For Nature (WWF), Berlin.
- Noleppa, S.; Carlsburg, M. (2015): Nahrungsmittelverbrauch und Fußabdrücke des Konsums in Deutschland: Eine Neubewertung unserer Ressourcennutzung. World Wide Fund For Nature (WWF), Berlin.
- Obersteiner, G.; Schneider, F. (2006): NÖ Restmüllanalysen 2005/06. Studie im Auftrag des Niederösterreichischen Abfallwirtschaftsvereins. Universität für Bodenkultur (BOKU), Wien.

- O'Brien, M.; Schütz, H.; Bringezu, S. (2015): The land footprint of the EU bioeconomy: Monitoring tools, gaps and needs. *Land use Policy* 47, 235–246.
- OECD (2009): *The Bioeconomy to 2030: Designing a Policy Agenda. Main Findings and Policy Conclusions*. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris.
- Östergren, K.; Gustavsson, J.; Bos-Brouwers, H.; Timmermans, T.; Hansen, O.-J.; Møller, H. et al. (2014): *FUSIONS Definitional Framework for Food Waste*. Report of the EU-project "Food Use for Social Innovation by Optimising Waste Prevention Strategies (FUSIONS)", Wageningen UR.
- Parfitt, J.; Barthel, M.; Macnaughton, S. (2010): Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philos. Trans. R. Soc. B* 365, 3065–3081.
- Parry, A.; James, K.; LeRoux, S. (2015): *Strategies to Achieve Economic and Environmental Gains by Reducing Food Waste*. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Priefer, C.; Jörissen, J.; Bräutigam, K.-R. (2013): *Technology Options for Feeding 10 Billion People – Options for Cutting Food Waste*. Report prepared for STOA, the European Parliament Science and Technology Options Assessment Panel; Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS), Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Karlsruhe.
- Quested, T.; Ingle, R.; Parry, A. (2013): *Household Food and Drink Waste in the United Kingdom 2012*. Waste and Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Quested, T.; Johnson, H. (2009): *Final Report - Household Food and Drink Waste in the UK*; Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- RED (2009): *Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC*.
- Schmidt, O.; Padel, S.; Levidow, L. (2012): *The Bio-Economy Concept and Knowledge Base in a Public Goods and Farmer Perspective*. *Biobased Appl. Econ.*, 1, 47–63.
- Schneider, F. (2008): *Lebensmittel im Abfall – mehr als eine technische Herausforderung*. *Ländlicher Raum*, Jahrgang 2008, 1–15. Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Schreiner Garcez Lopes, M. (2015): *Engineering biological systems toward a sustainable bioeconomy*. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 42, 813–838.
- Selzer, M. (2010): *Die Entsorgung von Lebensmitteln in Haushalten: Ursachen – Flüsse – Zusammenhänge*. Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Ingenieurin. Universität für Bodenkultur (BOKU), Wien.
- Sheppard, A.W.; Gillespie, I.; Hirsch, M.; Begley, C. (2011): *Biosecurity and sustainability within the growing global bioeconomy*. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 3, 4–10.
- SRU (2007): *Klimaschutz durch Biomasse*. Sondergutachten. Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Berlin.
- Tomlinson, I. (2013): *Doubling Food Production to Feed 9 billion: A Critical Perspective on a Key Discourse of Food Security in the UK*. *Journal of Rural Studies* 29 (2013), 81–90.
- UN (2015): *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. United Nations, New York City.

- WWAP (2017): The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), UNESCO, Paris.
- Waarts, Y.; Eppink, M.; Oosterkamp, E.; Hiller, S.; van der Sluis, A.; Timmermans, T. (2011): Reducing food waste – Obstacles experiences in legislation and regulations. LEI report 2011-059, Wageningen UR.
- Wagner, F.; Grunwald, A. (2015): Reallabore als Forschungs- und Transformationsinstrument. Die Quadratur des hermeneutischen Zirkels. GAIA 24/1 (2015), 26–31.
- WBGU (2013): Welt im Wandel – Gesellschaftsvertrag für eine große Transformation. 2. Veränderte Auflage. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU), Berlin.
- Wegener, J.; Theuvsen, L. (2010): Handlungsempfehlungen zur Minderung von stickstoffbedingten Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft. World Wide Fund For Nature (WWF), Berlin.
- Xue, L.; Liu, G.; Parfitt, J.; Liu, X. et al. (2017): Missing food, missing data? A critical review of global food losses and food waste data. *Environmental Science & Technology*, DOI: 10.1021/acs.est.7b00401.
- Zhang, J.; Babbie, A.; Stephanopoulos, G. (2012): Metabolic engineering: Enabling technology of a bio-based economy. *Curr. Opin. Chem. Eng.*, 1, 355–362.
- Zwier, J.; Blok, V.; Lemmens, P.; Geerts, R.-J. (2015): The ideal of a zero-waste humanity: Philosophical reflections on the demand for a bio-based economy. *J. Agric. Environ. Ethics*, 28, 353–374.

4 Artikel 1: The extent of food waste generation across EU-27: different calculation methods and the reliability of their results

Abstract

The reduction of food waste is seen as an important societal issue with considerable ethical, ecological and economic implications. The European Commission aims at cutting down food waste to one half by 2020. However, implementing effective prevention measures requires knowledge of the reasons and the scale of food waste generation along the food supply chain. The available data basis for Europe is very heterogeneous and doubts about its reliability are legitimate. The here presented mini-review gives an overview of available data on food waste generation in EU-27 and discusses their reliability against the results of own model calculations. These calculations are based on a methodology developed on behalf of the FAO and provide data on food waste generation for each of the EU-27 member states, broken down to the individual stages of the food chain and differentiated by product groups. The analysis shows that the results differ significantly, depending on the data sources chosen and the assumptions made. Further research is much needed in order to improve the data stock, which builds the basis for the monitoring and management of food waste.

4.1. Introduction

The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) estimates that globally about one third of food produced for human nutrition gets lost or is wasted. This amounts to approximately 1.3 billion tonnes per year (Gustavsson et al. 2011). Regarding the whole food supply chain, excluding agricultural production, calculations for the EU-27 account for 89 million tonnes of food waste per year, corresponding to 179 kg per capita (Monier et al. 2010). Food is lost or wasted throughout the entire supply chain, from primary production to final household consumption. In low-income countries food is lost mostly during the early stages of the supply chain as a result of limited harvesting techniques, inadequate storing and cooling facilities, unfavourable climatic conditions, poor infrastructure and insufficient processing, packaging and marketing systems (FAO 2012, Lang & Rayner 2012). In medium- and high-income countries food losses occur to a significant extent at the downstream-stages of the supply chain and are related to a lack of coordination between different actors as well as to consumer behaviour and the fact that people simply can afford to waste food (Grethe et al. 2011). On a per capita basis, much more food is wasted by households in industrialised countries than in developing ones. The FAO estimates that the per capita food waste by consumers in Europe and North America is 95 kg to 115 kg per year, while in Sub-Saharan Africa and South/Southeast Asia this figure is only 6 kg to 11 kg per year (Gustavsson et al. 2011). Regarding only the household level, estimates for the EU-27 amount to 76 kg of food waste per person and year (Monier et al. 2010).

Given the fact that almost one billion people suffer from malnutrition (FAO 2010), wasting food is particularly an ethical problem. Although the question of how consumer behaviour in industrialised countries does affect hunger and rural poverty in developing countries is a contentious issue, it can be assumed that the careless handling of food in rich countries will increase the worldwide demand for food. A globally growing demand will result in higher prices

of stable foods on the world market, which will further weaken the purchasing power of poor people in developing countries. Moreover, rising population levels combined with shifting dietary patterns in emerging economies will exert increasing pressure on global food supply (IMECHE 2013, UN 2011).

Wasting food means losing not only life-supporting nutrition but also consuming scarce resources like land, water and energy that were expended in the production, processing and distribution of food. Complementary to the saving of resources, an efficient handling of food would reduce agricultural emissions. According to Monier et al. (2010), food wastage in EU-27 is responsible for the release of at least 170 million tonnes of CO₂-eq, which is broadly 1.9 tonnes of CO₂-eq per tonne of food waste. This value covers the entire lifecycle of a product, from primary production to disposal. Pursuant to the consistent findings of various studies fruit, vegetables and bakery products constitute the greatest percentage of food waste. But the largest consumption of resources and the highest greenhouse gas emissions per kg are caused by meat products, of which beef products are most critical (FAO 2013, Göbel et al. 2012, Noleppa & von Witzke 2012, Venkat 2011, Lee & Willis 2010, Fritsche & Eberle 2007).

Large quantities of food waste from the household sector also mean high costs for collection and transport as well as for separation and treatment in waste management facilities. Bio-waste on average accounts for 37% of total municipal waste in Europe, but differs considerably between member states, from less than 20% in Lithuania, Norway and Slovenia up to more than 50% in Greece, Portugal, Slovakia and Malta. In the EU the deposition of untreated organic waste in landfills is restricted by legal provisions. Article 5(2) of the Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste requires the reduction of biodegradable municipal waste going to landfills to 75% by 16 July 2006, to 50% by 16 July 2009 and to 35% by 16 July 2016, calculated on the basis of the total amount of biodegradable municipal waste produced in 1995 or the latest year before 1995 for which standardised EUROSTA-data is available. Member states that landfilled more than 80% of their municipal waste in 1995 are allowed to postpone each of the targets by a maximum of four years (European Council 1999). Nevertheless, 50% of bio-waste generated in EU-27 was still landfilled in 2010 (up to 100% in some member states) (EEA 2013). Thus, adverse environmental impacts of landfilling, the separate collection of bio-waste and the enhancement of its recycling rates are still a crucial issue in Europe (see ISWA 2013, Priefer et al. 2013).

In addition to negative environmental impacts, food wastage causes significant monetary losses, both for the individual consumer as well as for the national economy, taking external effects into account. Buzby & Hyman (2012) estimated that in 2008 food waste at consumer level in the United States amounted to 124 kg per capita and year at an estimated retail price of \$390 (€246) per year. This is roughly 10% of the average expenditure on food per consumer in 2008 and more than 1% of the average disposable income. For Germany the economic losses are estimated at €234 per capita and year, corresponding to about 12% of the average expenditure on food and non-alcoholic beverages per consumer in 2010 (Kranert et al. 2012). All in all, the reduction of food waste is seen as an important lever for

achieving global food security, freeing up finite resources for other uses, diminishing environmental risks and avoiding financial losses.

The food waste issue is currently high on the political agenda in Europe and there is a strong public debate about it. In its roadmap for a resource efficient Europe the European Commission has set the target to cut down the generation of food waste by one half by 2020 (European Commission 2011). The implementation of prevention measures to combat food waste, however, requires an understanding of the scale and pattern of wastage. This, in turn, depends on the availability of reliable data on food waste generation in EU-27. The present article is meant to provide an overview of available data on food waste generation, to give insight into different calculation methods and to compare the results of own calculations with available pan-European studies.

4.2. Assessment of data availability and reliability for EU-27

There are mainly two studies dealing with pan-European data on food waste arisings: the study carried out by the Bio Intelligence Service (BIOIS) on behalf of the European Commission (Monier et al. 2010) and the study carried out by the Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK) on behalf of FAO (Gustavsson et al. 2011, 2013). Both studies have their strengths and weaknesses. The BIOIS-study examines the generation of food waste at all stages of the food chain across EU-27, but excluding agricultural production and without considering different product groups. The SIK-study addresses the generation of food waste at all stages of the food chain, including agricultural production and broken down to product groups. In contrast to the BIOIS-study, the SIK-study has a global focus, grouping the world into different regions. Apart from EU-27, the group of European medium/high income countries also includes the Russian Federation and those Eastern European countries which are not part of the EU. The SIK-study is based on FAOSTAT-data from 2007, while the BIOIS-study is based on EUROSTAT-data from 2006 and various national sources.

Besides these two pan-European studies there exists a large number of national studies. For the UK, up to now a variety of reports have been published by the Waste and Resources Action Programme (WRAP), which is funded by the British government. This initiative was already launched in 2000 and aims at reducing all types of waste in the private and industrial sector with a focus on the prevention of food waste. The available research offers a relatively robust data stock on food waste generation in the UK. The reports deal mainly with results of empirical surveys on food waste generation in the British food chain and in particular at the household level (e.g. Quested et al. 2012, Quested & Parry 2011, Williams et al. 2011, Lee & Willis 2010, Quested & Johnson 2009, Ventour 2008, Cox & Downing 2007).

The Netherlands (Thönissen 2010, Soethoudt & Timmermans 2013), Denmark (Stenmarck et al. 2011), Sweden (Jensen et al. 2011), Finland (Katajajuuri et al. 2012) and Norway (Møller et al. 2012, Hanssen & Møller 2013) are also very active in this field and have recently published several studies. National surveys are furthermore available for Austria (e.g., Schneider & Lebersorger 2009, Schneider & Scherhauser 2009, Obersteiner & Schneider 2006), Germany (Göbel et al. 2012, Kranert et al. 2012), Switzerland (Beretta et al. 2013) and France (Viel & Prigent 2011). Research activities in Southern and Eastern Europe are

scarce, with a few exceptions. There are studies for Italy (BCFN 2012, Garrone et al. 2012, Segrè & Falasconi 2011), Portugal (Baptista 2012), Catalonia/Spain (ARC 2012) and Greece (Abeliotis et al. 2014).

Even though there are plenty of research activities throughout Europe, the assessment of food waste generation along the supply chain is still fraught with considerable uncertainties. The available data are hardly comparable and thus, a solid estimation of the extent of food waste and the identification of hotspots is rather difficult. One reason is that the quantities are estimated while referring to different sources, including various methods for data collection. Most national studies extrapolate results from random waste analyses at district and region level and transfer them to the whole country. Sometimes data from other countries that seem to be comparable in terms of lifestyle, income and wasting patterns are extrapolated to one's own population size. The calculations carried out by BIOIS (Monier et al. 2010) are based on a mixture of data composed from EUROSTAT-data, national surveys and extrapolations by BIOIS. In contrast, the SIK-study (Gustavsson et al. 2011) uses FAOSTAT food production and utilisation data, which feed into a mass flow model.

Further reasons for the discrepancies in the data stock are that the underlying definitions of the terms 'food waste' respectively 'food loss', the defined system boundaries and the scope of investigation vary to a great extent. Moreover, the available studies use deviating metrics (e.g. tonnes of food waste per year, surplus calories per person and day) and refer to different research subjects such as different stages of the food chain, different product groups or different geographic units (e.g. cities, regions, federal states).

There are also some knowledge gaps regarding the product groups and stages of the food chain. Cereals, fresh fruit and vegetables are better examined groups as they are discarded in larger quantities. Animal-derived products like meat, milk and eggs have been studied less, despite their high ecological relevance. There are quite comprehensive data on food waste of households for a variety of countries, while research on food waste generated in agricultural production, manufacturing and retail is most scarce.

4.3. Discussion of BIOIS data basis

The pan-European study by BIOIS (Monier et al. 2010) represents the only current reference when it comes to statements about the extent of food wastage in the EU-27. All figures presented there have to be considered as approximate estimations representing the best available data. Nevertheless, one can doubt whether they reflect the real quantities of food waste generated at the different stages of the food chain. In the following the underlying approach of the BIOIS-study will be discussed.

As mentioned above, a mixture of data was used, compounded of EUROSTAT, national surveys and extrapolations by BIOIS. As far as possible, data from national studies were used because they were generally considered to be more accurate, based on more intensive research and more precise methodologies than the disclosure of animal and vegetal waste under EUROSTAT. However, the availability of national sources other than EUROSTAT is quite different for the individual steps of the food chain. While national research on food

waste generated in the manufacturing sector is rare (BIOIS identified only one for the UK), there are quite considerable data on food waste of households for a variety of countries. For the wholesale/retail and the food services/catering sector data on food waste are also very scarce. Furthermore, definitions and methodologies of national calculations vary greatly between member states, limiting the comparability of results.

EUROSTAT-data are subject to uncertainties and limitations. The member states are obliged by Regulation (EC) No 2150/2002 on waste statistics (European Parliament & Council 2002) to provide data on the generation, recovery and disposal of waste every two years, but there is no standardised methodology and the members are free to decide on the methods used for data collection. Possible options are surveys, administrative sources, statistical estimations or any combination of methods (Eurostat 2013). As a result, it is in general difficult to judge on how reliable data provided by various governmental authorities are and whether data from different countries are comparable to each other. EUROSTAT-data are mainly used by BIOIS for the manufacturing sector. The given figures for animal and vegetal waste in this sector include both food waste and by-products that are either reused or recycled. Thus, it can be assumed that the estimations of BIOIS for this sector are generally too high.

For the wholesale/retail and the food services/catering sector BIOIS used extrapolations for all countries lacking their own empirical evidence. For the wholesale/retail sector BIOIS identified four national studies from Austria, Denmark, Sweden and the UK. The per-capita figures of the UK, Denmark and Sweden were in a similar range, at 6 kg, 8 kg and 12 kg, whereas the figure for Austria with 32 kg per capita was much higher. BIOIS calculated an average of 8.89 kg per capita, using only the British, Danish and Swedish data and excluding the Austrian ones. National data for the food services/catering sector came from both the EU-15 (available for Austria, France, Germany, Sweden and the UK) and those member states that joined the EU after 2004 (available for Estonia and Slovenia). For these two groups BIOIS calculated different average figures. An EU-15 average (27.32 kg per capita and year) and an average for member states that joined the EU after 2004 (11.98 kg per capita and year) were used to complete data for all countries lacking other evidence. Besides the fact that these scenarios are based on a narrow empirical basis, any existing differences between member states are blurred by this methodological approach.

For the household sector BIOIS used national studies, as far as possible. When no national research was available, EUROSTAT-data were used, unless the per capita quantity reported was anomalously low. In those cases a minimum scenario was applied. This minimum scenario was based on a study carried out by Arcadis (2009, 2010), which estimates the share of food in bio-waste as well as the share of bio-waste in municipal waste. The estimated share of food in backyard composted bio-waste makes up about 25%. This figure was chosen by BIOIS as an overall 'conservative estimate' of food waste in bio-waste, given the lack of more robust data. According to the Arcadis-study the share of bio-waste in municipal waste varies between 26% in the Czech Republic and 56% in Denmark. Taking the figure for Bulgaria of 33.5% – again as a conservative estimation – BIOIS calculated a minimum scenario of food waste on household level in EU-27 of 8.375 % (33.5% multiplied by 25%) (Monier et al. 2010, p. 54). Due to the fact that the share of bio-waste in municipal

waste as well as the share of food in bio-waste are oriented towards the lower edge of the spectrum, one may wonder if the thus constructed minimum scenario reflects reality correctly.

Given the debatable reliability of the existing data stock the following two sections introduce an alternative approach to calculate food waste generation in EU-27. The calculations are based on the methodology provided by the FAO-report 'Global food losses and food waste – extent, causes and prevention' (Gustavsson et al. 2011). In contrast to the FAO-report, the calculations presented here do not include the Russian Federation and other Eastern European countries not being part of the EU, but refer separately to each of the EU-27 member states. Aim of the calculations is to check the reliability of the available data as they build the basis for the identification of wasting hotspots and the development of mitigation measures in Europe. In 2012 Gustavsson's methodology was already applied to South Africa by Oelofse & Nahmann (2012). However, these calculations are not based on the detailed Food-Balance-Sheets and the corresponding mass flows described in Gustavsson et al. (2013). Instead the authors applied a simplified approach by taking only food production data from FAO and applying waste percentages for South Africa as given in the FAO-report to each of the stages of the food chain.

4.4. Model calculations

The FAO-study calculated food losses along the food chain for different world regions (Europe, North America, Industrialised Asia, Sub-Saharan-Africa, North Africa and Central Asia, South and Southeast Asia, Latin America). These calculations were based on the Food-Balance-Sheets (FBS) provided by the FAO (FAO 2014) and on waste percentages for different food groups at different stages of the food chain (see table 1). These waste percentages are 'based on a thorough literature search in scientific journals, on the internet, in statistical databases as well as at national authorities, departments and NGOs. (...) Where there were gaps of knowledge, assumptions and estimations based on food waste levels in comparable regions, commodity groups and/or steps of the food supply chain were made.' (Gustavsson et al. 2013: 12 et seq.). The literature that was used and the assumptions applied are described in more detail in the report. The waste rates are considered to be representative figures for Europe.

Since FBS are available for all EU member states, it is possible to apply this methodology to each of the individual countries. This approach offers several advantages. Firstly, data from one source are used, which includes all relevant information for the EU-27 countries in a consistent manner facilitating a consistent proceeding. Secondly, the FBS are based on food production and utilisation data, which in general are collected more systematically than waste data. In addition, the results reflect differences in dietary patterns across the EU-27. Thirdly, in contrast to the BIOIS-approach, waste rates can be assigned to different product groups and all stages of the food chain, including the agricultural sector. Thus, the methodology allows for the identification of 'hotspots' which contribute most to increasing food waste (e.g., country, food group, stage of the food chain). The FBS are built on official information sub-

mitted by national governments. The FAO takes much to check these data for plausibility and consistency and to transform them into the FBS (Jacobs & Sumner 2002).

However, it should be noted that there are also weaknesses limiting the liability of the results. The main disadvantage is that the waste percentages are in most cases identical for all European countries. Thus, the results are merely approximations, not entirely reflecting country-specific differences concerning behaviour and technologies.

4.5. Description of the methodology

The FBS show the mass flow of a country's food supply during a specific period of time. According to Gustavsson et al. 2013 (p.13) "for each commodity group the domestic supply quantity (E) equals the sum of the supply elements production (A), import quantity (B), stock variations (C) and export quantity (D). Food available for human consumption (J) is left after withdrawing the utilisation elements feed (F), seed (G), processing (H) and other utilities (I) from the domestic supply quantity (E)" (see figure 1). "Processing" is defined as 'the amount of the commodity available for human consumption as part of mixed processed food products, containing different types of commodities'. "Other utilities" include 'the amounts of commodity lost during handling, storage and transport between production and distribution as well as amounts of the commodity used for non-food purposes, e.g. oil for oil production and wheat for bio-energy' (ibid). Food groups taken into account for the calculations are: cereals, roots and tubers, oil crops and pulses, fruit and vegetables, meat, fish and seafood, milk, and eggs. The following stages of the chain are considered: agricultural production, postharvest handling and storage, processing and packaging, distribution, and consumption. It should be noted that the term 'consumption' in Gustavsson et al. (2013) includes domestic consumption as well as out-of-home consumption at restaurants, coffee shops, canteens, take aways etc. This necessarily results from the use of the Food-Balance-Sheets, which do not allow for further differentiation.

Food waste was calculated on the basis of the waste rates given by Gustavsson et al. 2013 (see table 1), except for 'postharvest handling and storage'. Rates for this sector were calculated directly from data in the FBS and therefore represent country-specific characteristics. Data for agricultural production (AP) are not given in the FBS and thus were calculated indirectly by applying the waste percentages given in table 1 via:

$$AP = A * (1/(1-LR_A)) \quad (1)$$

A represents the production quantity of the respective food group available for the market as given in the FBS. LR_A is the loss rate in agricultural production as shown in table IV.1.

Tab. IV.1: Estimated waste percentages for each food group at different stages of the food supply chain for Europe in % (Gustavsson et al. 2013); m=milling, f=fresh, p=processed

	Agricultural production	Postharvest handling and storage*	Processing and packaging	Distribution	Consumption
Cereals	2	4	0.5 (m), 10 (p)	2	25
Roots and tubers	20	9	15	7 (f), 3 (p)	17 (f), 12 (p)
Oil crops and pulses	10	1	5	1	4
Fruit and vegetables	20	5	2	10 (f), 2 (p)	19 (f), 15 (p)
Meat	3.2	0.7	5	4	11
Fish and seafood	9.4	0.5	6	9 (f), 5 (p)	11 (f), 10 (p)
Milk	3.5	0.5	1.2	0.5	7
Eggs	4	-	0.5	2	8

*These figures can directly be calculated from data given in the FBS

The methodology for calculating food waste along the different stages of the food chain will be described in the following, using the example of cereals in Italy (see figure IV.1).

In the case of cereals, Gustavsson et al. (2013, p.15) used conversion factors to convert food available for human consumption (J) to milled equivalents (K). The feed (L) amount was derived from subtracting the milled equivalents (K) from food (J). For all EU-27 countries a conversion factor for wheat and rye of 0.78 was used.

In addition, Gustavsson et al. (2013, p.15) introduced allocation factors (AF) in order to estimate the fraction of cereals lost during agricultural production and postharvest handling and storage. This allocation factor was introduced since a large share of the cereal domestic supply (E) is used for feed and/or bioenergy. The allocation factor was calculated via:

$$AF=K/E \quad (2)$$

In Gustavsson et al. (2013) an average figure for Europe of 35% was applied. For the calculations presented here this allocation factor was calculated separately for each of the EU-27 countries on the basis of data given in the FBS. In the case of Italy the corresponding figure is 28%.

Losses (L_P) for the step 'postharvest handling and storage' can be calculated by help of the following equation:

$$L_P \text{ (in t)} = LR \cdot A \cdot AF \quad (3)$$

LR is the loss rate and AF the above mentioned allocation factor.

For the loss rate, an average figure of 4% for Europe is given in the FAO-study (see table 1). Instead, the rate can be quantified for the individual EU-27 countries by way of the following equation:

$$LR_P \text{ (in \%)} = 100 \cdot I / (A+B+C) \quad (4)$$

The resultant value for Italy is 1.15%.

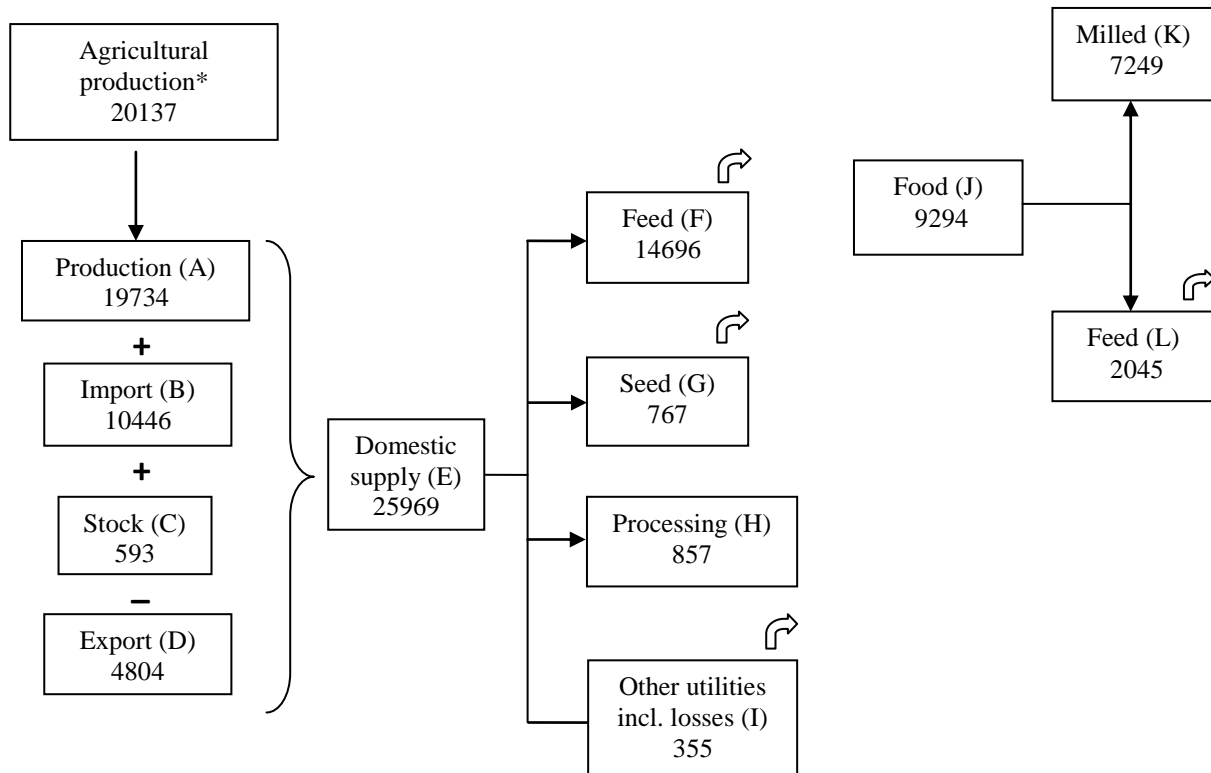


Fig. IV.1: Food-balance-sheet ‘cereals’ for Italy in 2006 (figures are given in 1000 tonnes) (modified according to Gustavsson et al. 2013)

* Data not given in the FBS and therefore calculated by way of equation 1

For the stage ‘processing and packaging’, a distinction was made between losses for milling [$L_{\text{milling}} = 0.5\%$ of (J)] and losses for ‘industrial bread baking’ with a loss rate of 10%. The losses for ‘industrial bread baking’ can be calculated via:

$$L_{\text{bread baking}} \text{ (in t)} = 0.1 \cdot (K + H - L_{\text{milling}}) \quad (5)$$

For the stage ‘distribution’, the loss rate is 2% and for ‘consumption’ it is 25% (see table 1). The losses are calculated as follows:

$$L_{\text{distribution}} \text{ (in t)} = 0.02 \cdot (K + H - L_{\text{milling}} - L_{\text{bread baking}}) \quad (6)$$

$$L_{\text{consumption}} \text{ (in t)} = 0.2 \cdot (K + H - L_{\text{milling}} - L_{\text{bread baking}} - L_{\text{distribution}}) \quad (7)$$

For all other food groups the calculations were performed in a similar way. However, due to the fact that processing steps and corresponding mass flows differ between food groups, the calculation procedure had to be adapted as well. For more details see Gustavsson et al. (2013).

4.6. Results of the model calculations

Calculations refer to 2006 because for this year a comparison with results from the BIOIS-study is possible. As can be seen from table IV.2, the first and the last step of the food sup-

ply chain contribute most to total food waste generation in EU-27: agricultural production with 33% of total food waste and final consumption with 40% of total food waste. Shares of agricultural production range from 20% in Sweden and the United Kingdom to about 43% in Cyprus, Spain and the Netherlands. Final consumption amounts to percentages between 28% for the Netherlands and 54% for Luxembourg, followed by the United Kingdom with 53% of total food waste. The per capita amount of food waste over all stages varies between 175 kg for Slovakia and about 438 kg for Greece and 397 kg for the Netherlands.

Tab. IV.2: Total amount of food waste in 1000 tonnes and share of the individual stages of the food chain across EU-27 in 2006

	Food Waste in total	Specific amount of food waste	Agricultural production	Postharvest handling and storage	Processing and packaging	Distribution	Consumption
	1000 tonnes	kg per capita	Share of the individual stages (%)				
EU-27	142,748.1	288.5	33.0	10.6	11.6	5.0	39.8
Austria	2,276.1	275.0	28.1	10.3	13.0	5.4	43.1
Belgium	3,222.6	304.4	39.2	12.1	10.2	4.3	34.2
Bulgaria	1,638.8	215.0	27.9	18.5	12.0	4.2	37.3
Cyprus	256.5	244.8	43.4	11.6	8.0	4.4	32.6
Czech Republic	1,941.6	189.0	23.1	4.7	16.3	6.2	49.6
Denmark	1,868.6	343.4	33.8	10.1	14.4	5.1	36.6
Estonia	303.5	230.1	26.9	3.2	15.7	5.6	48.6
Germany	18,671.8	223.0	25.8	10.1	13.7	5.5	44.9
Greece	4,838.9	437.8	37.1	18.4	8.1	3.8	32.6
Finland	1,196.7	227.2	24.5	11.7	13.3	5.6	44.9
France	18,500.2	299.1	32.6	9.4	11.8	5.3	40.9
Hungary	2,723.6	270.3	33.5	9.1	11.9	4.8	40.7
Ireland	1,189.3	281.4	32.5	5.3	14.6	5.5	42.0
Italy	19,696.4	333.4	38.4	8.8	9.8	4.7	38.3
Latvia	572.6	260.6	36.5	4.4	13.0	4.9	41.2
Lithuania	881.8	272.2	30.5	5.5	13.8	5.6	44.6
Luxembourg	101.3	217.5	21.1	3.5	14.0	7.0	54.4
Malta	102.3	245.3	25.3	10.6	12.2	5.7	46.2
the Netherlands	6,494.9	396.6	41.9	18.5	7.9	3.5	28.2
Poland	12,116.0	317.2	35.1	13.4	11.9	4.3	35.3
Portugal	3,237.9	307.3	33.3	8.3	11.5	5.5	41.4
Romania	7,261.2	329.1	34.5	11.2	11.1	4.3	38.8
Slovakia	943.4	174.8	24.5	5.4	15.9	5.9	48.3
Slovenia	473.4	235.6	25.8	8.9	13.7	5.5	46.0
Spain	16,494.3	374.5	43.0	12.9	8.3	4.5	31.4
Sweden	2,075.4	228.3	20.1	14.9	12.9	5.7	46.3
United Kingdom	13,669.2	224.6	20.4	4.8	15.8	6.5	52.6

In the following, the share of food waste broken down by product groups will be exemplarily shown for the two stages with the greatest impact – agricultural production (figure IV.2) and final consumption (figure IV.3). Due to the fact that waste percentages in agricultural production and final consumption are different for all food groups (e.g. for cereals 2% in agricultural production and 25% in final consumption), the shares of losses differ significantly between

the first and the last step of the food chain. Thus, a comparison between the two figures should be interpreted with caution.

Considering agricultural production, fruit and vegetables have the largest share of food waste. On EU-average the waste rate amounts to 54%, with a focus on Southern European countries like Italy, Spain, Greece and Portugal, which are important producers. Roots and tubers follow with an average share of 25%, with a main focus on Western and Eastern Europe (in descending order: Latvia, the Netherlands, Denmark, Poland, Germany, the UK). Milk and eggs make the third largest group with an average proportion of 12%. Waste shares of milk and eggs are highest in Ireland and Luxembourg. In the UK and some Eastern European countries like Slovakia, Bulgaria, and the Czech Republic oil crops and pulses account for 7% to 9%, whereas in other European countries their share is very small.

Considering final consumption, the picture is quite different. For the majority of EU-member states the most important food group lost is also fruit and vegetables, which contributes, on average, about 32% to total food waste (19% for Estonia and between 43% and 46% for Greece, Spain, Italy and Cyprus). The FBS show that the Southern countries still have relative high consumption rates for fruits and vegetables. Examples are Greece with 392 kg, Malta with 320 kg and Italy with 309 kg per capita in 2006. The lowest figures can be observed for Bulgaria, the Czech Republic, Estonia, Slovakia and Finland (less than 165 kg per capita). This finding is underpinned by other empirical studies on food patterns in Europe (Elmadfa 2009, Naska et al. 2006, Trichopoulou et al. 2002). The second important group is cereals, with an average share of 25% (between 17% for Spain and Cyprus and 40% for Bulgaria). Roots and tubers rank third, with an average share of 17%. The share of meat and fish of total food waste is relatively small, and the share of oil crops and pulses is negligible.

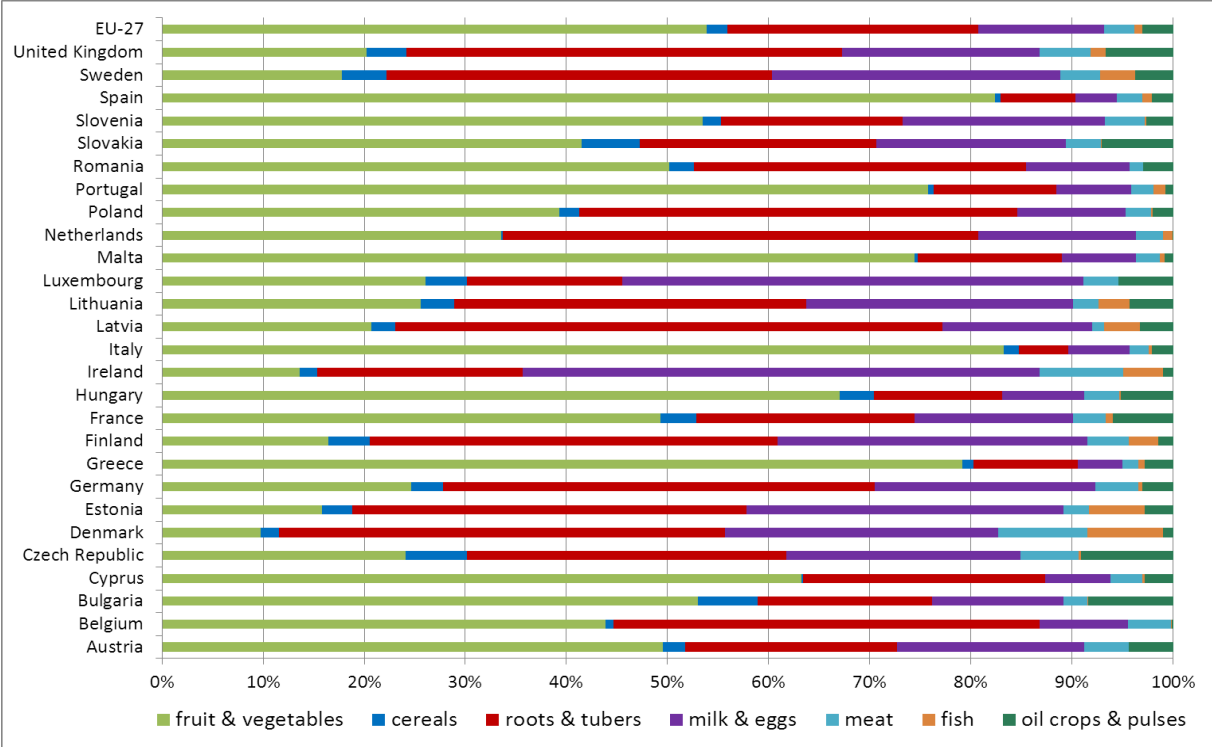


Fig. IV.2: Percentages of different food groups of total food waste generation in agricultural production across EU-27 in 2006

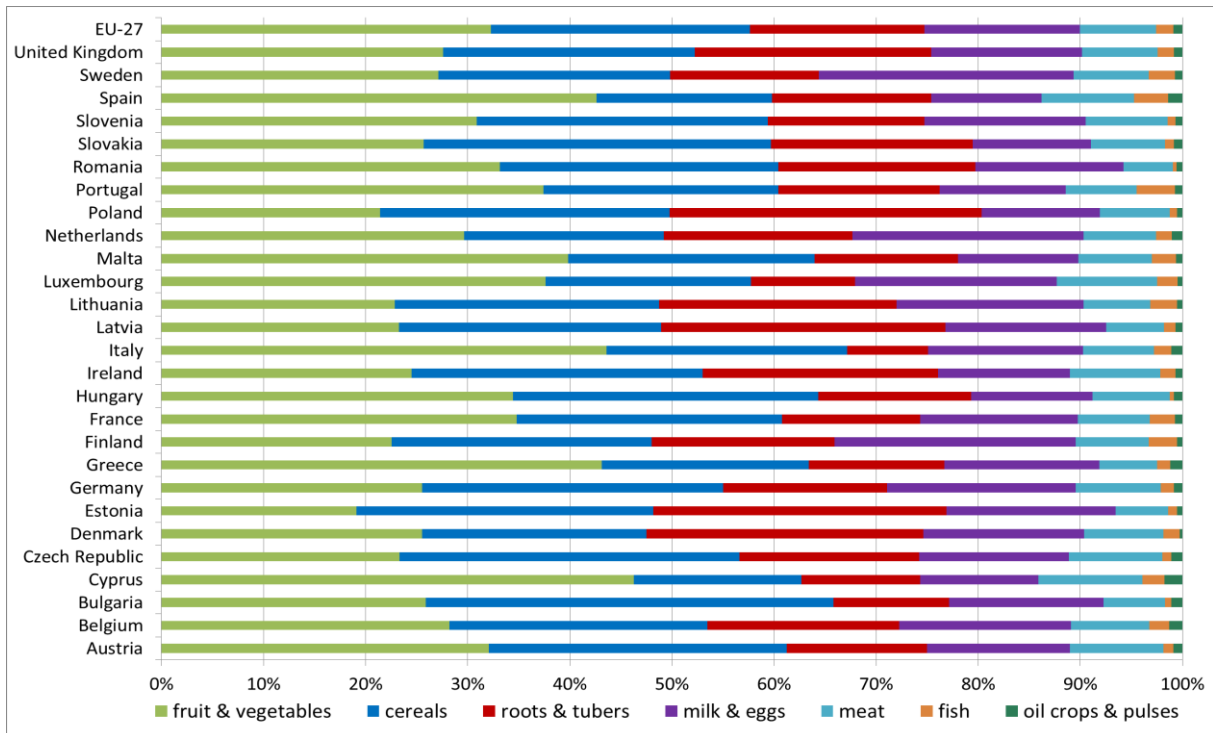


Fig. IV.3: Percentages of different food groups of total food waste generation at the consumption stage across EU-27 in 2006

4.7. Comparison of model calculations with BIOIS-results

In this section the results of the model calculations will be compared with results from the BIOIS-study. The focus is on the stages of ‘processing and packaging’ and ‘final consumption’. The stage of processing and packaging was chosen because for this step BIOIS applied data from EUROSTAT (sector: ‘Manufacture of food products, beverages and tobacco products’) for all countries except the UK. Due to the limitations of EUROSTAT-data described above, a comparison seems to be particularly interesting. The stage ‘final consumption’ was taken into consideration because there is consensus in literature that this stage is one of the most important ones in terms of food waste generation. On the other hand the data given in the BIOIS-study are based on different sources as well as on extrapolations and might be linked to considerable uncertainties.

4.7.1. Manufacturing sector

The comparison shows that for Italy, Poland, the Netherlands and Belgium EUROSTAT-data on food waste in the manufacturing sector are by far higher than the results from the model calculations (see table IV.3). The Italian data are higher by a factor of 3 than the corresponding data for Germany, although data given in the FBS do not show any considerable differences between these countries – in most cases Italian figures are even less. EUROSTAT-data given for Poland are comparable with those for Italy. However, the amount of food produced and manufactured in Poland is by far less. Food production in Belgium is similar to that of the Netherlands. However, according to EUROSTAT the amount of food waste generated in the Netherlands is much higher and even higher than for Germany, despite a lower food production volume. EUROSTAT-data on food waste in the French manufacturing sector

are by far less than the calculated figures on basis of FAO-data and are also far less than those for countries which have comparable food balances (e.g. Germany or Italy). For these countries the differences cannot be explained by technological inefficiencies in the manufacturing sector or the scale of food industry in the countries.

Reasons for the high figures under EUROSTAT might be that the figure of animal and vegetal waste includes both food waste and by-products that are either reused or recycled. Furthermore, the amount of waste particularly for meat products includes to a considerable extent components like bones, carcasses and organs that are commonly not eaten and are thus not covered by the term 'food waste' as defined by Gustavsson et al. (2013) and also by Priefer et al. (2013). Thus, it can be assumed that the estimations of BIOIS for this sector are generally too high.

There are at least two European case studies providing empirical evidence to confirm this assumption. The WRAP-study 'The food we waste' (Ventour 2008) comes to a share of food waste in the manufacturing sector in the UK which is only half as high as the figure supplied by EUROSTAT (2,591,000 t a⁻¹ compared to 5,142,864 t a⁻¹). For the Netherlands EUROSTAT shows one of the highest amounts of food waste generation in the manufacturing sector: 6,412,330 t a⁻¹ corresponding to 72.5% of total food waste or 393 kg per capita (Monier et al. 2010, p. 48). More recent calculations for the Netherlands have revealed that the figure reported by EUROSTAT is a factor 3.5 to 6 higher than the current calculations (Soethoudt & Timmermans 2013).

Another objection with respect to EUROSTAT-data is their great variability for different years, which limits the reliability of any related analyses. As can be seen from table 3, EUROSTAT-data for the period 2004 – 2010 are strongly fluctuating for some countries (see e.g. Austria). It is not known whether this is a result of changes in the applied technologies and ways of behaviour or of changes in data collection. But it can be assumed that these fluctuations are related to inconsistencies in data collection. If data from another year had been fed into the BIOIS-approach, the results would differ significantly from those for 2006.

Table IV.3 shows EUROSTAT-data on food waste in the manufacturing sector for 2004, 2006, 2008 and 2010. Model calculations have also been performed for 2004, 2006 and 2008 and 2009, the latest data in the FBS. As variations between the years are in most cases less than 5%, results of the model calculations are only shown for 2006.

Tab. IV.3: Comparison of food waste quantities in the manufacturing sector according to EUROSTAT and model calculations (in 1,000 tonnes)

	EUROSTAT				Model calculations
	2004	2006	2008	2010	2006*
Austria	1,771	571	1,473	129	297
Belgium	4,136	2,312	2,460	2,358	330
Bulgaria	346	359	104	81	197
Cyprus	169	29	18	22	20
Czech Republic	424	362	175	109	317
Denmark	82	102	92	58	269
Estonia	411	237	130	129	48
Finland	429	590	447	519	159
France	0	626	831	732	2,186
Germany	1,608	1,849	1,596	1,280	2,565
Greece	780	73	132	415	392
Hungary	800	1,157	697	367	324
Ireland	745	466	473	500	174
Italy	5,399	5,663	4,896	4,658	1,936
Latvia	80	126	35	44	75
Lithuania	286	222	386	127	122
Luxembourg	8	3	4	6	14
Malta	6	8	9	6	12
Netherlands	6,405	6,412	6,308	6,199	516
Poland	6,968	6,566	5,502	4,342	1,439
Portugal	618	632	461	262	371
Romania	210	488	421	344	807
Slovakia	249	348	248	131	150
Slovenia	32	42	97	27	65
Spain	2,842	2,171	1,992	1,846	1,372
Sweden	453	601	601	534	267
United Kingdom	5,143 2,591#	4,640	4,571	2,996	2,156

* Variation between the years is less than 5%

Data taken from Lee & Willis (2010), not from EUROSTAT

4.7.2. Household sector

In the BIOIS-study the amount of food waste in the household sector was estimated as follows:

- (1) For Denmark, France, the UK, Austria, Ireland, the Netherlands, Estonia and Sweden the data were taken from literature mainly based on national studies.
- (2) For Italy, Luxembourg, Poland, Belgium and Germany – all countries without appropriate studies until 2010 – data were taken from EUROSTAT waste statistics for the household sector in 2006.

(3) For all other countries a so-called 'minimum-scenario' was applied.

Figure IV.4 shows the per capita food waste generation at the final consumption level for the EU-27. The countries have been grouped according to same data sources (see explanation above). Due to the fact that the FBS only consider 'food supply', they do not allow for a differentiation between domestic consumption and out-of-home-consumption at restaurants, coffee shops, canteens, take-aways etc. Thus, the term 'final consumption on household level' in the SIK-approach includes both types of consumption, whereas the BIOIS-results differentiate between 'households' and 'food service and catering'. To make a comparison between the results more transparent, a distinction is made within the BIOIS column between domestic consumption and out-of-home consumption.

For countries on the left side of the figure (Greece to Bulgaria) food waste on household level was calculated by BIOIS on the basis of a 'minimum scenario'. For all these countries the per capita amount of food waste estimated by BIOIS is much lower than the results of the model calculations. Reasons might be that the average figure chosen by BIOIS for the minimum scenario is too low. This assumption is underpinned by the results of a recent national study concerning food waste behaviour in Finland. The study reveals that Finnish households discard 50 kg to 65 kg food per capita and year (solely the avoidable part), in contrast to 41 kg food waste in the minimum scenario (Katajajuuri et al. 2012).

For countries in the middle group, data from EUROSTAT are used. The compliance for two of the five countries in this group (Belgium, Germany) is quite high. Regarding Germany, recent calculations by Kranert et al. (2012) have revealed that household food waste amounts to 82 kg per capita and year, which corresponds quite well with the result of our model calculations. Major differences can be seen for Italy (127.7 kg per capita calculated compared to 46.1 kg per capita in the BIOIS-study) and Poland (112.1 kg per capita compared to 53.7 kg per capita). Especially in the case of Italy the BIOIS-result does not seem plausible because it is much lower than those for other countries with a similar living standard and available household income, like Belgium and Germany.

For countries on the right side of figure IV.4 the results of BIOIS are based on national studies. In general, the compliance is much better than for countries on the left side. Major differences can be seen for Ireland (118.3 kg compared to 69.5 kg per capita) and Estonia (111.9 kg compared to 61.2 kg per capita). In the case of the UK, the Netherlands and Sweden the results of the model calculations are significantly below the estimations given by national studies.

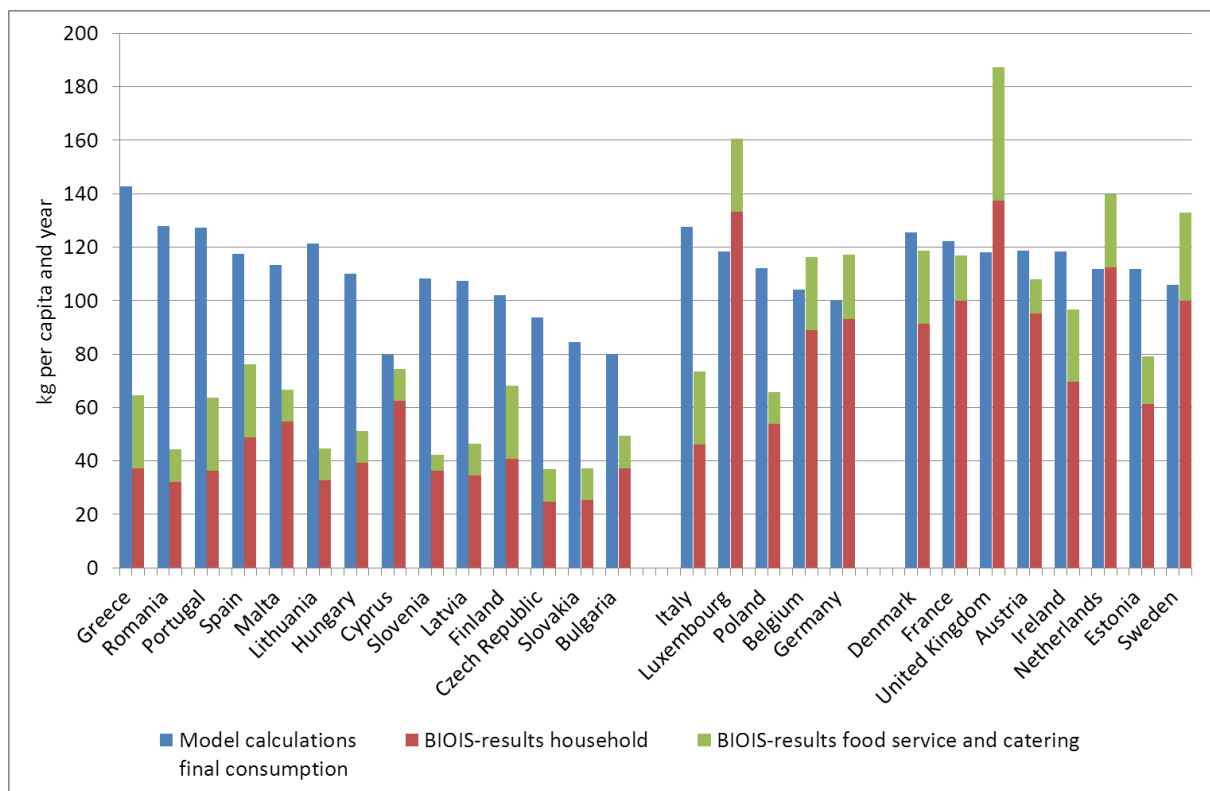


Fig. IV.3: Per capita food waste generation at household level – comparison of model calculations with data given in the BIOIS-study for EU-27 in 2006

4.8. Outlook on latest FBS-data

An advantage of the SIK-methodology is that calculations can be performed for different years. In contrast, the BIOIS-methodology refers partially to national studies which only represent snapshots. Repeating the BIOIS-estimations would be a complex process, whereas the FBS are compiled regularly.

The calculations presented for 2006 were also performed for 2009, the latest year up to now, for which FBS are available. Figure IV.5 illustrates the changes in total food waste generation across EU-27 for 2009 compared to 2006. For most of the countries the figures for 2009 do not differ very much from those for 2006 and there is no general trend (increase respective decrease by less than 5% for most of the countries). Deviations might be caused, e.g. by changes in production volumes, but also by variations in food supply, which are documented in the FBS. Whether a decrease in food waste is a result of national campaigns and mitigation measures or is caused by other reasons, including declining household incomes triggered by the economic crisis, cannot be deduced from these data. The highest decrease is calculated for Bulgaria with 12.7%. This is a result of lower production quantities for roots and tubers as well as for fruit and vegetables in 2009 compared to 2006. The highest increase can be seen for Finland with food waste being higher by 18.4% in 2009 compared to 2006. This can be mainly explained by higher production volumes for roots und tubers.

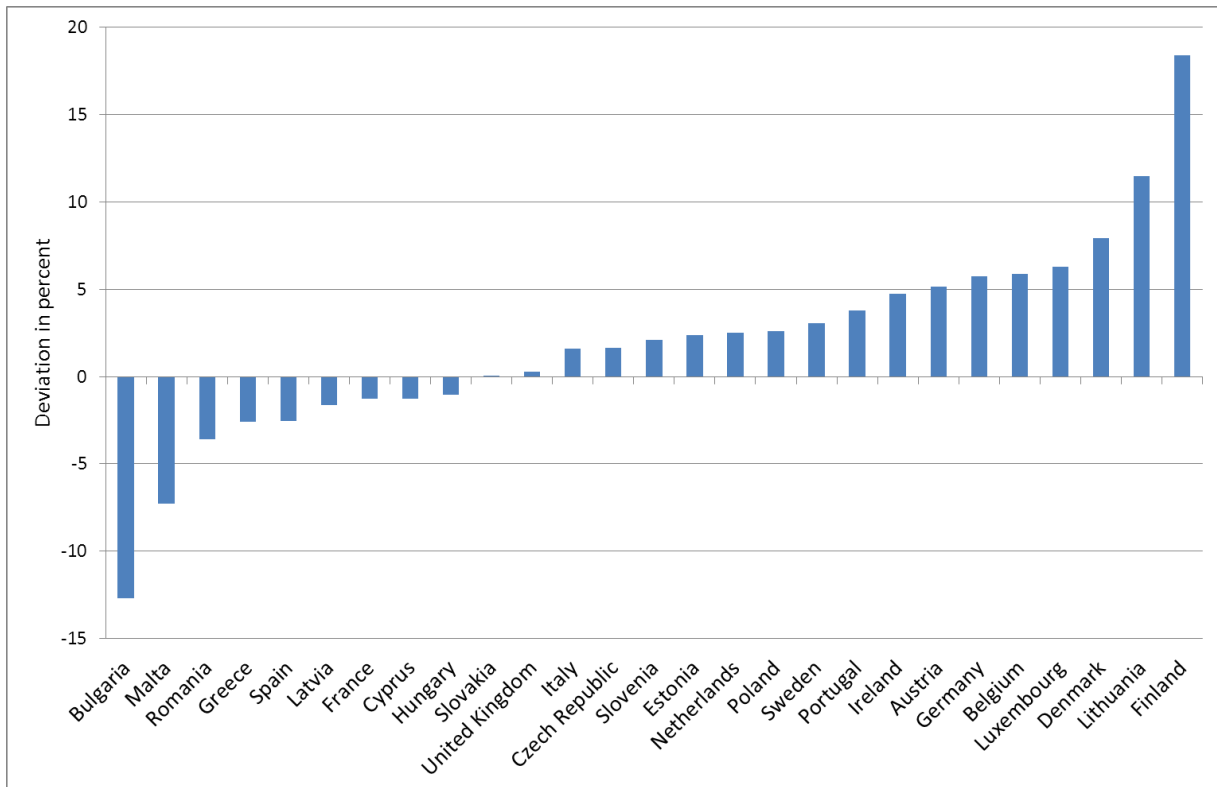


Fig. IV.4: Change of total food waste generation in EU-27 in 2009 compared to 2006

4.9. Conclusions

The comparison of data reveals that the results on food waste generation in EU-27 differ significantly, depending on the data sources chosen and the assumptions made. EUROSTAT's waste statistics, which constitute one part of the pan-European calculations by BIOIS, are not yet sufficient for providing insight into the extent of food waste generation in the EU because they do not explicitly cover this category. The methodology provided by Gustavsson et al. (2013) offers the opportunity to calculate food waste generation in the EU and also globally along the whole food chain without the availability of original food waste data. As long as food waste data are not gathered systematically, it seems reasonable to consider such alternative data sources and models. However, it has to be recognised that all calculation methods can only be seen as approximations, which barely reflect reality.

An improvement of the EUROSTAT-data is expected as a result of the FP7-project FUSIONS which works on a European framework for data collection (FUSIONS 2014). This especially includes the development of a handbook which will be agreed with EUROSTAT and shared with all member states. A uniform definition of the term 'food waste' and how it should be quantified will build the basis. Nonetheless, these data should be supplemented by more accurate national surveys on the individual stages of the food chain in order to get a comprehensive picture. Thus, more systematic research on the extent of food waste is much needed which will make it possible to implement appropriate mitigation strategies and monitor their progress.

Acknowledgement

This article is based on a project funded by the 'Science and Technology Options Assessment Board' (STOA) of the European Parliament (IP/A/STOA/FWC/2008-096/Lot7/C1/SC2-SC4).

References

- Abeliotis, K., Lasaridi, K., Chroni, C. (2014): Attitudes and behaviour of Greek households regarding food waste prevention. *Waste Manage Res*, 32(3), 237-240.
- ARC (2012): More responsible food consumption. Proposals to prevent and avoid food wastage. Agência de Residus de Catalunya (ARC), Barcelona.
- Arcadis (2009): Assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union, Annex A: Baseline scenario, Study contract Nr. 07.0307/2008/517621/ETU/G4 European Commission DG Environment ARCADIS Project number – 11/004759 | Version A | 30-11-2009.
- Arcadis (2010): Assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union, Study contract Nr. 07.0307/2008/517621/ETU/G4 European Commission DG Environment ARCADIS Project number – 11/004759 | Version C | 12-02-2010.
- Baptista, P., Campos, I., Pires, I., & Vaz, S. (2012): Do Campo ao Garfo – Desperdício Alimentar em Portugal (From farm to fork – food waste in Portugal). CESTRAS, Lisbon.
- BCFN (2012): Food waste: causes, impacts and proposals. Barilla Center for Food and Nutrition (BCFN), Parma.
- Beretta, C., Stoessel, F., Baier, U. & Hellweg, S. (2013): Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland. *Waste Manage* 33 (2013), 764-773.
- Buzby, J.C., & Hyman, J. (2012): Total and per capita value of food loss in the United States. *Food Policy*, 37, 561-570.
- Cox, J., & Downing, P. (2007): Retail Programme – Food Waste: Final Report. Food Behaviour Consumer Research: Quantitative Phase. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- EEA (2013): Managing municipal solid waste – a review of achievements in 32 European countries. EE Report No 2/2013. European Environmental Agency (EEA), Copenhagen.
- Elmadfa, I. (2009): European Nutrition and Health Report 2009. Forum Nutrition Basel, Karger, Vol. 62, 1-11
- European Council (1999): Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste, Brussels.
- European Parliament and Council (2002): Regulation (EC) No 2150/2002 of the European Parliament and of the Council on waste statistics of 25 November 2002, Brussels.
- European Commission (2011): Roadmap to a Resource Efficient Europe, COM(2011)571, 20.9.2011. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Brussels.

- Eurostat (2013): Waste generation and treatment. Eurostat metadata: http://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/env_wasgt_esms.htm (link updated January 1, 2018).
- FAO (2010): The State of Food Insecurity in the World. Addressing food insecurity in protracted crises. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO (2012): The role of producer organisations in reducing food loss and waste. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO (2013): Food wastage footprint – Impacts on natural resources. Summary Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO (2014): Food Balance Sheets: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS> (link updated January 1, 2018).
- Fritsche, U.R., & Eberle, U. (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln – Arbeitspapier (Greenhouse gas emissions from the production and processing of food - working paper). Öko-Institut e.V., Darmstadt.
- FUSIONS (2014): About FUSIONS: <https://www.eu-fusions.org/index.php/about-fusions> (link updated January 1, 2018). FUSIONS-project (Food Use for Social Innovation by Optimising Waste Prevention Strategies).
- Garrone, P., Melacini, M., & Perego, A. (2012): Feed the hungry. Surplus food as an opportunity. Politecnico di Milano.
- Göbel, C., Teitscheid, P., Ritter, G., Blumenthal, A., Friedrich, S., Frick, T., Grotstollen, L., Möllenbeck, C., Rottstegge, L., Pfeiffer, C., Baumkötter, D., Wetter, C., Uekötter, B., Burdick, B., Langen, N., Lettenmeier, M., & Rohn, H. (2012): Verringerung von Lebensmittelabfällen – Identifikation von Ursachen und Handlungsoptionen in Nordrhein-Westfalen. Studie für den Runden Tisch „Neue Wertschätzung von Lebensmitteln“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen [Reduction of food waste – identification of causes and options for action in North Rhine-Westphalia. Study for the roundtable "New appreciation of food" of the Ministry for Climate Protection, Environment, Agriculture, Nature Conservation and Consumer Protection of the German State of North Rhine-Westphalia].
- Grethe, H., Dembélé, A., & Duman, N. (2011): How to feed the world's growing billions. Understanding FAO world food projections and their implications. Heinrich Böll Stiftung und WWF Deutschland, Berlin.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., & Sonesson, U. (2011): Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., & Emanuelsson, A. (2013): The methodology of the FAO study: "Global Food Losses and Food Waste – extent, causes and prevention" – FAO, 2011. The Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK), Göteborg.
- Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., Schuller, H., & Leverenz, D. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland

- (Investigation of food waste amounts and options for their reduction in Germany). University of Stuttgart.
- Hanssen, O. J., & Møller, H. (2013): Food wastage in Norway 2013. Status and trends 2009-13. Report from the ForMat project/IMECHE (ed.) (2013) *Global Food: Waste Not, Want Not*. Institution of Mechanical Engineers, London.
- ISWA (2013): Food waste as a global issue – from the perspective of municipal solid waste management. Key Issue Paper. Prepared by the ISWA Working Group on Biological Treatment of Waste with substantial contributions from Favoino E, Ricci M, Gilbert J, et al. (2012) Mapping method for food loss in the food processing industry. Summary report. Østfoldforskning, Kråkerøy, Norway.
- Jacobs, K., & Sumner, D. A. (2002): The Food Balance Sheets of the Food and Agriculture Organization: A Review of Potential Ways to Broaden the Appropriate Uses of the Data. A Review Sponsored by FAO; Department of Agricultural Economics, University of California, Oakland.
- Jensen, C., Stenmarck, Å., Sörme, L., & Dunsö, O. (2011): Matavfall 2010 från jord till bord (Food waste in 2010 from farm to fork). SMED Rapport Nr 99 (2011). Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping.
- Katajajuuri, J.-M., Hartikainen, H., Jalkanen, L., Koivupuro, H.-K., Silvennoinen, K., & Reinikainen, A. (2011): Reduction of food waste in Finnish food production chain as part of life cycle management. MTT Agrifood Research Finland, Helsinki.
- Lee, P., & Willis, P. (2010): Final report – Waste arisings in the supply of food and drink to households in the UK. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Lang, T., & Rayner, G. (2012): Waste Lands? In: Doron, N. (ed): *Revaluing Food*. Fabian Society, London.
- Møller, H., Vold, M., Schakenda, V., & Hanssen, O. J. (2012): Mapping method for food loss in the food processing industry. Summary report. Østfoldforskning, Kråkerøy, Norway.
- Monier, V., Mudgal, S., Escalon, V., O'Connor, C., Gibon, T., Anderson, G., Montoux, H., Reisinger, H., Dolley, P., Ogilvie, S., & Morton, G. (2010): Final report – Preparatory study on food waste across EU 27; European Commission [DG ENV – Directorate C]. BIO Intelligence Service, Paris.
- Naska, A., Fouskakis, D., Oikonomou, E., Almeida, M., Berg, M., Gedrich, K., Moreiras, O., Nelson, M., Trygg, K., Turrini, A., Remault, A., Volatier, J., Trichopoulou & DAFNE participants (2006): Dietary patterns and their socio-demographic determinants in 10 European countries: data from DAFNE databank. *Eur J Clin Nutr*, Vol. 60, 181-190.
- Noleppa, S. & von Witzke, H. (2012): *Tonnen für die Tonne (Tonnes for the bin)*. World Wide Fund For Nature (WWF) Deutschland, Berlin.
- Priefer, C., Jörissen, J., & Bräutigam, K.-R. (2013): Technology options for feeding 10 billion people - Options for cutting food waste. Report prepared for STOA, the European Parliament Science and Technology Options Assessment Panel. Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS), Karlsruhe Institute of Technology (KIT).
- Obersteiner, G., & Schneider, F. (2006): NÖ Restmüllanalysen 2005/06. Studie im Auftrag des NÖ Abfallwirtschaftsvereins (Lower Austrian residual waste analyses 2005/06).

- Study commissioned by the Lower Austrian Waste Management Association). University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna.
- Oelofse, S. H., & Nahmann, A. (2012): Estimating the magnitude of food waste generated in South Africa. *Waste Manage Res*, 31(1), 80-86.
- Quested, T., & Johnson, H. (2009): Final Report – Household Food and Drink Waste in the UK. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Quested, T., Ingle, R., & Parry, A. (2012): Household Food and Drink Waste in the United Kingdom 2012. Waste and Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Quested, T., & Parry, A. (2011): New estimates for household food and drink waste in the UK. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Schneider, F., & Lebersorger, S. (2009): Untersuchung der Lebensmittel im Restmüll in einer oberösterreichischen Region (Investigation of food in the residual waste of an Upper Austrian region). University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna.
- Schneider, F., & Scherhauser, S. (2009): Aufkommen und Verwertung ehemaliger Lebensmittel – am Beispiel von Brot und Gebäck. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft, Familie und Jugend (Generation and utilisation of former foodstuffs - by the example of bread and pastries. Study commissioned by the Federal Ministry of Economy, Family and Youth). University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna.
- Segrè, A., & Falasconi, L. (2011): Il libro nero dello spreco in Italia: il cibo (The black book of waste in Italy: food). Edizioni Ambiente, Milano.
- Soethoudt, H., & Timmermans, T. (2013): Monitor Voedselverspilling. Mid-term rapportage. Wageningen UR Food & Biobased Research.
- Stenmarck, Å., Hanssen, O. J., Silvennoinen, H., Katajajuuri, J.-M., & Werge, M. (2011): Initiatives on prevention of food waste in the retail and wholesale trades. IVL Swedish Environmental Research Institute, Stockholm.
- Thönissen, R. (2010): Fact Sheet: Food Waste in the Netherlands. Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, The Hague.
- Trichopoulou, A., Naska, A., Costacou, T. & DAFNE III Group (2002): Disparities in food habits across Europe. *Proc Nutr Soc*, Vol. 61, 553-558.
- UN (2011): World population prospects, the 2010 revision. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Estimate and Projections Section, Rome.
- Venkat, K. (2011): The Climate Change Impact of US Food Waste. CleanMetrics Technical Brief. CleanMetrics Corp.
- Ventour, L. (2008): Food waste report - The food we waste. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Viel, D., & Prigent, P. (2011): Food waste study mid-term report. Ministry of economy, finances and employment and Ministry of ecology, sustainable development, transport and housing, Paris.
- Williams, P., Leach, B., Christensen, K., Armstrong, G., Perrin, D., Hawkins, R., Lane, A., Jones, G., & Scholes, P. (2011): The composition of waste disposed of by the UK hospitality industry. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.

5 Artikel 2: Food waste generation at household level: Results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany

Abstract

There is a broad consensus in literature that private households are significant contributors to the total amount of food waste in the EU. Thus, any strategy to meaningfully combat food wastage must put the end consumer in the center of prevention activities. This requires deeper insights into people's motivations to discard still edible food and knowledge about potential barriers to reduce wasting. This paper reports on results of an online survey among two European research centers in Italy (JRC/Ispra) and Germany (KIT/Karlsruhe). The focus of the survey was on households' behaviors (shopping, eating, and food preparation habits) and its influence on the generation of food waste. Furthermore, reasons for the disposal of food as well as measures and technologies most needed to prevent wastage were discussed. The results of the survey are analyzed, especially with regard to two questions: (1) Are there considerable differences between Ispra and Karlsruhe? (2) Are there considerable similarities or inconsistencies with the results of previous studies?

5.1. Introduction

The reduction of food waste is seen as a key lever for achieving global food security, freeing up finite resources for other uses, diminishing environmental risks, and avoiding financial losses (HLPE 2014, BIOIS 2013, IMechE 2013, Grethe et al. 2011, The Government Office of Science 2011). The food waste issue is currently high on the political agenda in Europe. In its roadmap for a resource efficient Europe, the European Commission has set a target to halve the disposal of edible food by 2020 (EC 2011). In the context of the forthcoming revision of the European Waste Framework Directive (2008/98/EC), the Commission plans to commit the Member States to reduce their food waste by 30% before 2025 (EC 2015).

Quite a large number of studies on the scale, causes, and impacts of food waste generation in EU-27 have been carried out in recent years. National surveys are available for Great Britain, the Netherlands, Denmark, Sweden, Finland and Norway, France, Italy, Portugal, Germany, Austria, and Switzerland. National research activities as well as political initiatives mainly originate from Western, Central and Northern Europe. Some Southern and most of the Eastern European countries are scarcely present in the actual debate. Studies on food waste have been published by a variety of different institutions. These include universities, research institutions, NGOs, industrial companies, national ministries, international, and European organizations. However, the findings of different studies vary greatly, even if they are dealing with the same subject, and can hardly be compared due to different assumptions regarding the definition of the terms "food loss" and "food waste", system boundaries, design and scope of investigation, and methods used for data collection and analysis. Some studies cover all kinds of food waste; in others, the non-edible parts of food items are excluded. Some studies measure food waste as a percentage of consumed calories (e.g., Pekcan et al. 2006), others as a percentage of the weight of food purchased (e.g., Quested et al. 2013) or of the weight of domestic waste (e.g., Syversen & Marthinsen 2010, Van Westerhoven &

Steenhuisen 2010, Schneider 2008). Still others measure the amount of food being wasted in monetary values (e.g., Buzby & Hyman 2012).

Although the assessment of global food losses along the supply chain is based on highly uncertain data, there is no doubt that considerable quantities are at stake. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) estimates that roughly one third of the food produced for human nutrition is lost or wasted globally, which amounts to approximately 1.3 billion tons per year (Gustavsson et al. 2011). Based on Eurostat data from 2006, two different pan-European studies (Monier et al. 2010, BCFN 2012) have estimated the amount of food waste across EU-27 to around 89 million tons per year, corresponding to 179 kg per capita.

All available studies consistently come to the conclusion that one of the largest savings potential in Europe is at the household level. Using various national data sources, the BCFN study (BCFN 2012) specifies the amount of food wasted in households per capita and year for different European countries as follows: 110 kg in Great Britain, 108 kg in Italy, 99 kg in France, 82 kg in Germany, and 72 kg in Sweden. These figures illustrate that any effective strategy to combat food wastage needs to focus on the final consumer.

In order to get deeper insights into consumers wasting behaviors, a survey on food waste generation in households was carried out in 2013, jointly by the European Commission's Joint Research Center in Ispra, the University of Bologna and the Karlsruhe Institute of Technology. The results of the survey will be presented in this paper. They can help to understand the reasons for discarding edible food, to identify the food groups that are wasted most and to highlight, as far as possible, any differences between Italy and Germany. In addition, the results of the survey can support the identification of measures and instruments to reduce food waste and to increase consumers' awareness on that issue.

5.2. Methodological approaches to quantify food waste at household level

There are significant differences in the disposal patterns of households, which can be identified with various methodological approaches. The available studies use household surveys by means of questionnaires or interviews (Pekcan et al. 2006, Göbel et al. 2012, Koivupuro et al. 2012, Glanz 2008, Schneider & Lebersorger 2009, Lyndhurst et al. 2007, kitchen diaries (Quested et al. 2013, Koivupuro et al. 2012, Gusia 2012, Williams et al. 2012, Selzer 2010, Langley et al. 2010, Ventour 2008), waste composition analyses (Van Westerhoven & Steenhuisen 2010, Ventour 2008, Watanabe 2009, Schneider & Obersteiner 2007) and calculations based on statistical data on food supply (Gustavsson et al. 2011, Watanabe 2009, Bräutigam et al. 2014) or on municipal waste (Monier et al. 2010, BCFN 2012, Kranert et al. 2012). The methods used can be roughly assigned to two groups: (1) collection, sorting and analysis by a third party; or (2) measuring and reporting by the consumers themselves (Langley et al. 2010). Both groups of approaches have their advantages and disadvantages.

The implementation of household surveys is methodically simple, but can provide primarily qualitative information, because quantitative estimates made from memory regarding the

weight of food purchased and discarded are very prone to error (Schneider 2008). Experiences also teach that consumers substantially underestimate their losses when self-reporting (Ventour 2008, Beretta et al. 2013, Cofresco 2011). Face to face interviews involve the risk of influencing the respondent by the presence, status and behavior of the interviewer. Responses could be influenced by participants' desire to present themselves in a positive light. Thus, a respondent may tend to give "socially accepted answers" of which he believes that the interviewer is expecting them (Göbel et al. 2012, Williams et al. 2012, Graham-Rowe et al. 2014).

The keeping of kitchen diaries, in which the participants themselves assess their waste by sorting and weighing the individual food items disposed of, can in principle provide more robust data. However, this approach is time-consuming for the test persons and may lead, as a result of the conscious participation, to changes in the handling of foodstuff by the household members (Quested et al. 2013, Koivupuro et al. 2012). This applies even more since the topic of wasting food is associated with emotional and moral judgments (Schneider 2008). Furthermore, household diaries are a quite expensive method. As a consequence, studies applying this approach are often based on very small sample sizes. The study of Gusia (2012), for example, involved 39 German households in the district of Ludwigsburg; in the study of Williams et al. (2012), 61 Swedish households participated; Selzer (2010) investigated 30 households in Austria; and Langley et al. (2010) studied 13 households in Great Britain. Extrapolations based on small sample sizes may lead to less reliable results.

Waste composition analyses, which are carried out by a third party without the knowledge and active participation of households, are considered to be a more objective and accurate method for determining the amount and structure of food thrown away by consumers. The weakness of this approach is that there is no internationally standardized collection method and no consistency of the definitions used (Lebersorger & Schneider 2011). Furthermore, unless the waste analysis is based on a daily collection, which is unlikely due to the expense and the burden for the participants, it may not give detailed information about the original features of the utilized products. Depending on the degree of decay, one can hardly distinguish whether already spoiled or still edible products were discarded; whether residues are the remains of self-cooked meals or of pre-manufactured products; and so on. Another limitation is that primarily food items that are left to municipal waste collection are covered, while other disposal paths like backyard composting, discarding via sewer and feeding to pets can hardly be traced. Finally, a waste analysis does not give any indication of the reasons and motivations of households for the disposal of food, broken down to food groups (Koivupuro et al. 2012, Langley et al. 2010).

The advantage of calculations based on statistical data on municipal waste or on food supply is, similar to waste composition analyses, that they can be performed without the involvement of consumers. However, they are subject to many uncertainties and limitations. The waste category WO9 "animal and vegetal waste" under Eurostat, for instance, does not provide a special subsector with data on food waste. Waste data are submitted by the individual Member States, but there is no standardized methodology for the collection and processing of these data (Monier et al. 2010). Furthermore, Eurostat-data do not allow for a differentiation by single

food groups. In contrast to Eurostat, the food balance sheets of the FAO are differentiated according to food groups. However, the sheets only give information on food production, imports and exports, but do not take into account losses at the different stages of the food supply chain. Thus, calculations based on these data have to make assumptions on specific loss percentages for the individual stages of the food supply chain, which in turn must be taken from other studies (HLPE 2014). Finally, statistical data do not enable an analysis of the reasons for the disposal of food.

Pondering the strengths and weaknesses of the individual methods, empirically elaborated studies usually apply a combination of different approaches. Van Westerhoven and Steenhuisen (2010) combined an online survey on waste behavior of 1000 Dutch households with waste composition analyses of 110 households in eleven representative municipalities in the Netherlands. Watanabe (Watanabe 2009) combined the results of a survey on food purchased and discarded in 3586 randomly selected households from 300 municipalities in Japan, with estimates based on statistical data on food supply and nutrition. The most extensive and detailed studies are published by WRAP for the UK (Quested et al. 2013, Ventour 2008, Lee & Willis 2010). For the WRAP study, “The Food We Waste” (Ventour 2008), 2715 doorstep interviews were carried out within nine local authorities in England and two local authorities in Wales. Several weeks later the waste from 2138 of the interviewed households was collected and analyzed. The combination of different methodological approaches within the same examination space is useful as the results provided by one approach can be supported – or even relativized – by the results provided by the others.

5.3. Structure of the online survey

The survey carried out in Ispra and Bologna on households' behavior towards food wasting was the first one of this type in Italy. In Germany, the results of similar surveys are available (Göbel et al. 2012, Cofresco 2011, Forsa 2011), which are, however, in some points contradictory. The intention of the new survey was to collect more recent information, including issues that have not also been covered by previous inquiries. Quantitative information on the generation of food waste in Germany - as well as in Italy - are mainly taken from calculations based on statistical data (BCFN 2012, Bräutigam et al. 2014, Kranert et al. 2012, Priefer et al. 2013). Against this backdrop it was a further concern of the survey to reflect the data collected by the survey against the results of calculations.

The survey was based on a questionnaire jointly prepared by the European Commission's Joint Research Centre, the University of Bologna and the Karlsruhe Institute of Technology. The socio-demographic composition of the sample was quite different at the three sites. While in Ispra and Karlsruhe the questionnaire was distributed within two scientific institutions (JRC and KIT), the survey in Bologna was opened to the general public. Thus, the socio-demographic characteristics of the respondents as well as the sample size of Bologna are hardly comparable to the other two locations. In order to carry out a meaningful and methodologically correct evaluation of the survey results, only the responses gathered in Ispra and Karlsruhe are taken into consideration for the comparison presented here.

The focus of the survey was on household behavior (shopping, eating and food preparation habits) and its influence on the generation of food waste. Furthermore, reasons and motivations for discarding food items as well as measures and technologies for the prevention of food waste were discussed. The study only covers “avoidable” food waste, which means products that are still fit for human consumption at the time of discarding or products that would have been edible if they had been eaten in time. “Unavoidable” food waste, which is defined as products or ingredients that are not suited to human consumption in accordance with today’s food standards (e.g., vegetable peelings, bones, egg shells), was excluded. Drinks, other than milk and potable dairy products, were excluded as well. Respondents had the choice between the original English version and an Italian or German translation of the questionnaire.

It should be mentioned that the survey results of Karlsruhe and Ispra are by no means representative for the entire population of the two countries concerned. One reason is that the survey was limited to an academic environment at both locations. Due to the circle of addressees, lower income classes, households with lower education level, young people (below 18 years) and the elderly (persons aged 60 years and above) are not adequately represented in the sample. Another reason is that the questionnaire was sent via Internet to different institutes of the JRC and the KIT and it was up to the recipients to open the link or not. It can be assumed that mainly people with a distinct interest in environmental issues and sustainability were willing to spend their time answering. A third aspect that should be taken into account is that the share of Italians within the staff of the JRC is quite small, whereas the majority of employees are coming from other EU-Member States. However, although the majority of the JRC employees are not native Italians, they are living in Italy; this means that they are dependent on the local food supply and probably influenced by the Mediterranean eating culture.

5.4. Results

The results of the survey are analyzed especially with regard to two questions: (1) Are there significant differences between Ispra and Karlsruhe? (2) Are there significant deviations of our results from the results of other available studies? In the following the main findings of the survey will be introduced.

5.4.1. Socio-demographic characteristics of the respondents

In Karlsruhe as well as in Ispra the number of persons who filled in the questionnaire was quite similar, with 453 respondents in Karlsruhe (55.2% male, 43.7% female) and 404 respondents in Ispra (44.6 male, 55.4 female). It should be noted that not all respondents answered every question so that the populations are slightly different for each question.

The socio-demographic characteristics of the responding households show some differences between the two sites. In Karlsruhe more than 40% of the participating persons are 18 to 30 years old, whereas in Ispra the focus lies on the age groups 31 to 40 years (36%) and 41 to 50 years (29%). It should be stressed that age and sex is attributed to the person who answered the questionnaire, whereas data about shopping and consumption habits and especially about food waste generation are typical for the entire household, which, in most cas-

es, comprises various persons of different age and sex. In both countries two person-households have the highest share (40% in Karlsruhe, 29% in Ispra). There are only slight differences between Karlsruhe and Ispra in the share of households with three or four persons. Households with five persons are quite rare (3% in Karlsruhe, 8% in Ispra). The number of households with six and more persons is almost negligible in both locations.

Regarding the yearly income, households in Ispra earn more money on average. The share of the highest income group (more than €60,000) is 30% in Ispra, while it is only 12% in Karlsruhe. The number of households in the income groups from less than €12,000 till €48,000 is higher in Karlsruhe (72% in Karlsruhe, 52% in Ispra). In Ispra 97% of the respondents are employees of the European Commission or a related organization, in Karlsruhe 84% are employees of the KIT, 11% are students. The level of education is slightly higher in Ispra, where the group of persons with a doctoral degree is larger; only two persons are students. In Karlsruhe, people with a master/diploma-degree are prevailing.

5.4.2. Often discarded food groups and reasons for wasting

Figure V.1 shows to which extent different food groups are disposed of sometimes or often (the number of answers to these two options was summed up). In general, there are no large differences between Karlsruhe and Ispra. In both locations the highest percentage (more than 40%) of foods that are thrown away sometimes or often relates to fruit, vegetables, bread, and cheese. Relatively higher percentages in Ispra concern legumes/seeds, eggs, milk and vegetables, relatively lower percentages mainly affect bread.

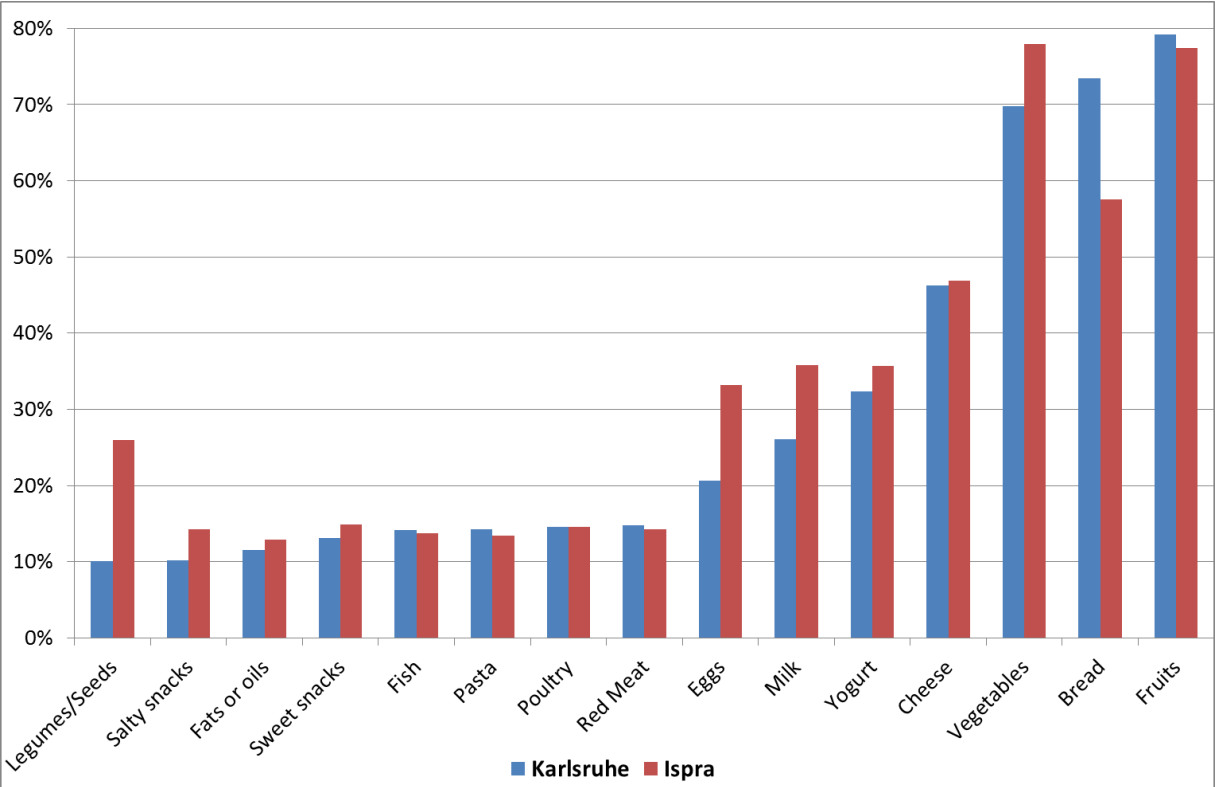


Fig. V.1: Food items, thrown away often or sometimes (percentage of respondents who ticked the given items)

With respect to the reasons why food is wasted, there are again no large differences between Karlsruhe and Ispra. Main reasons³ are “out of date”, “in fridge too long”, “smelted/tasted bad”, and “mouldy” at both sites (see Figure V.2). However, in Ispra “out of date” was mentioned much more frequently (57% of respondents in Ispra compared to 32% in Karlsruhe). In contrast, “mouldy” and “smelted/tasted bad” as reasons for discarding food items were ticked much more often in Karlsruhe (78% and 48%, respectively) compared to Ispra (37% and 32%, respectively). All other reasons were mentioned less frequently (less than 25%), which suggests that they are of minor importance.

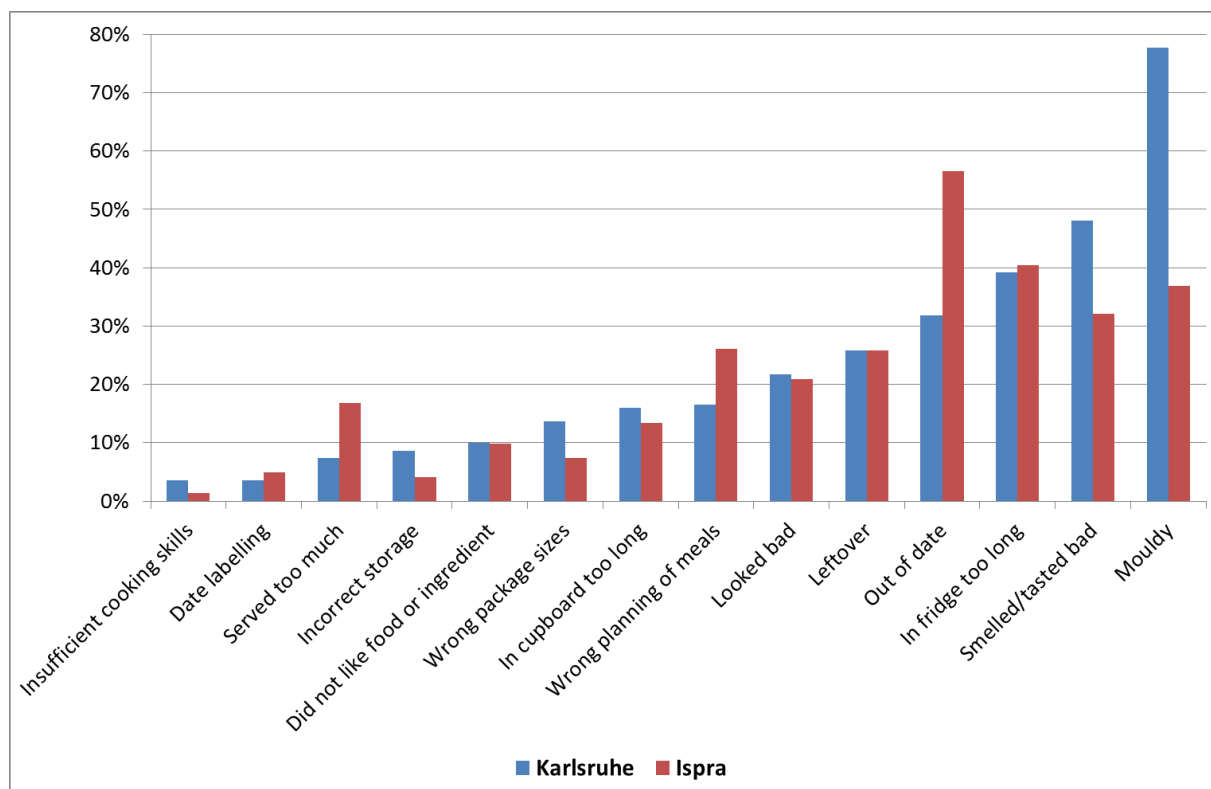


Fig. V.2: Reasons that lead to food being wasted (percentage of respondents who ticked the given reasons)

5.4.3. Interrelations between household’s characteristics and food wasting

The respondents were asked to estimate the amount of edible food they dispose of in their households per week based on predefined categories, ranging from throwing away nothing up to more than 2 kg at highest⁴. On the basis of this information, the average amount of food thrown away per household and per person was calculated.

Thirty-seven percent of the respondents in Ispra (139 out of 372) and 28% in Karlsruhe (120 out of 422) stated that they do not throw away any edible food, whereas only one household with four persons in Ispra conceded that they dispose of more than 2 kg.

³ For this question, multiple answers were possible

⁴ The specified categories were: nothing, less than 250 g, 250–500, 500–1000, 1000–2000, and more than 2000 g per household/week. For the quantitative calculation, the upper limit was always used. The reason for this decision was that, following the results of many studies, consumers tend to underestimate their own contributions.

The average value of food waste is 140 g per person/week in Karlsruhe and 127 g per person/week in Ispra. A simple extrapolation of these figures to the entire population of the two countries involved results in 597,000 tons of food waste per year for Germany and 408,000 tons per year for Italy. Compared to the quantities estimated in the BIOIS study (Monier et al. 2010) of 7.7 million tons per year for Germany and 2.7 million tons per year for Italy, the amounts of food waste calculated on the basis of our survey are very small. These differences cannot be adequately explained by the fact that the figures of BIOIS also contain the non-edible parts of food items, which were excluded from the survey. Other studies based on kitchen diaries or waste composition analyses report higher waste rates as well. However, as can be seen from Table V.1, the results vary greatly, sometimes like in the case of UK even for the same country.

Tab. V.1: Average amount of household food waste per capita per week in different European countries

Food Waste in g	Country	Source
153	Austria	Selzer (2010)
442	Finland	Koivupuro et al. (2012)
548	Sweden	Williams et al. (2012)
904	the Netherlands	van Westerhoven (2013)
199	United Kingdom	Langley et al. (2010)
1346	United Kingdom	Ventour (2008)
1500	Germany	Cofresco (2011)

The factor “household size” has a huge impact on the amount of edible food disposed of per capita. As shown in Figure V.3, households with one person waste the most per capita (about 243 g per person/week in Karlsruhe and about 205 g per person/week in Ispra). The food waste rate per capita is significantly lower for households with two and more persons in both locations. In Ispra, households with more than four persons show a very low waste rate per capita. Within this group, which consisted of 32 households, 11 stated that they don't throw away any edible food and 10 stated that they throw away less than 250 g per week.

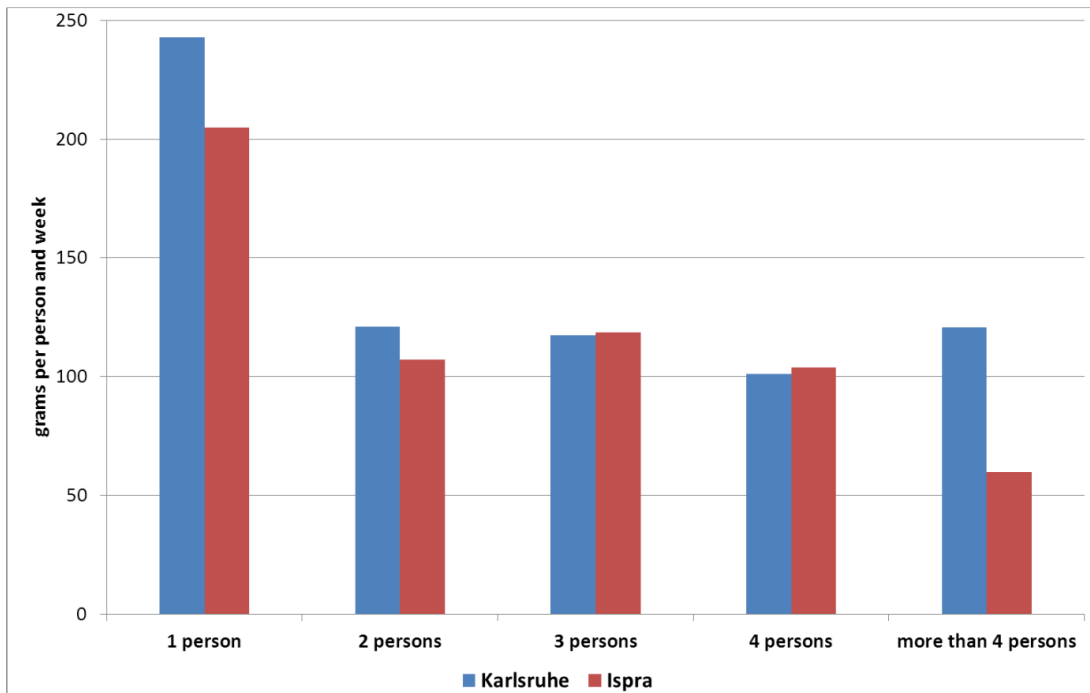


Fig. V.3: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to household size

The amount of edible food thrown away in relation to age groups is shown in Figure V.4. Again one can observe similar wasting behaviors in both locations. Until the age of 40 years there is a slight increase in the amount of food thrown away. In the following age groups there is a slight decrease, whereas in the category “more than 60 years” there is again a sharp increase. However, as the group of people over 60 includes only eight households in Karlsruhe and five households in Ispra, this finding is not statistically significant.

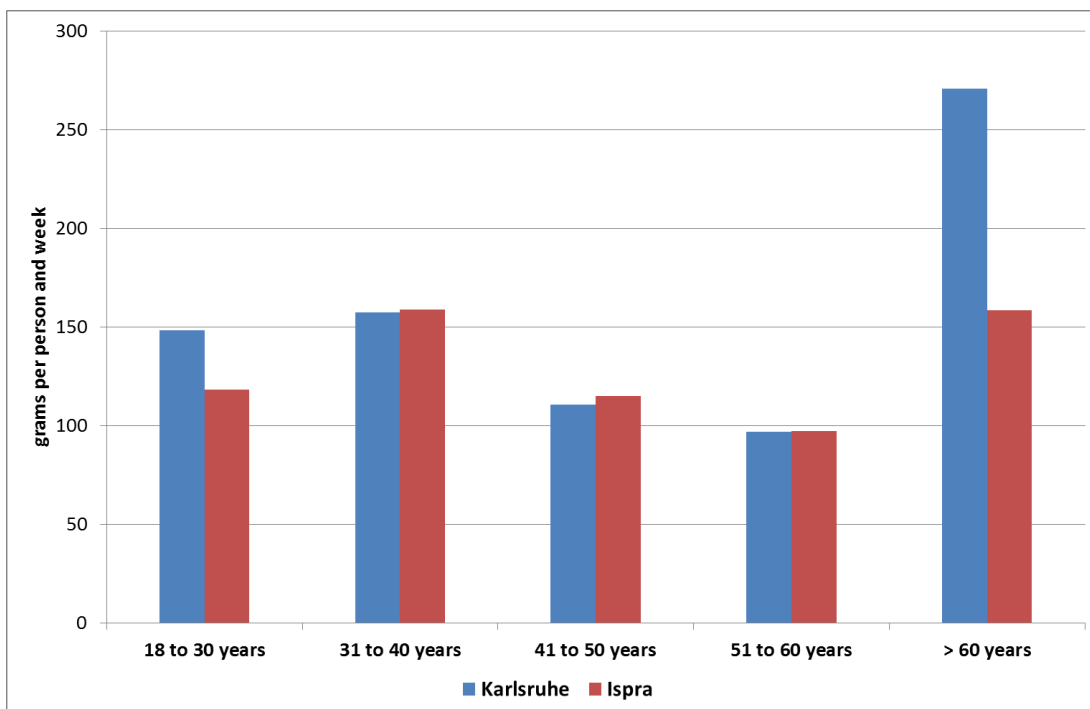


Fig. V.4: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to different age groups

5.4.4. Interrelations between shopping behavior and food wasting

There are only small differences concerning shopping behaviors between Karlsruhe and Ispra. The most frequented stores⁵ to shop for groceries are large super markets (91% in Karlsruhe, 93% in Ispra). Forty-two percent of the respondents in Karlsruhe and 47% in Ispra reported that they exclusively shop in large supermarkets. Forty-nine percent of the respondents in Karlsruhe and 35% in Ispra purchase food also in small shops; 25% in Karlsruhe and 21% in Ispra visit local markets in addition to other shopping facilities. Around 13% of all respondents in Karlsruhe as well as in Ispra said that they supplementary produce their own food. Only a small number of households at both locations shop for groceries online or use home delivery (less than 2% in Karlsruhe compared to 7% in Ispra). As shown in Figure V.5, the amount of food thrown away is highest when people exclusively shop in large supermarkets, decreases when purchasing takes place in different shopping facilities, in small shops and local markets, and is lowest when people also grow their own food.

In Karlsruhe as well as in Ispra, most households purchase groceries twice a week (51% in Karlsruhe and 44% in Ispra). Figure V.6 shows the specific amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to shopping frequency. In Karlsruhe there is a slight increase in food waste generation with decreasing shopping frequency, whereas in Ispra the opposite can be observed.

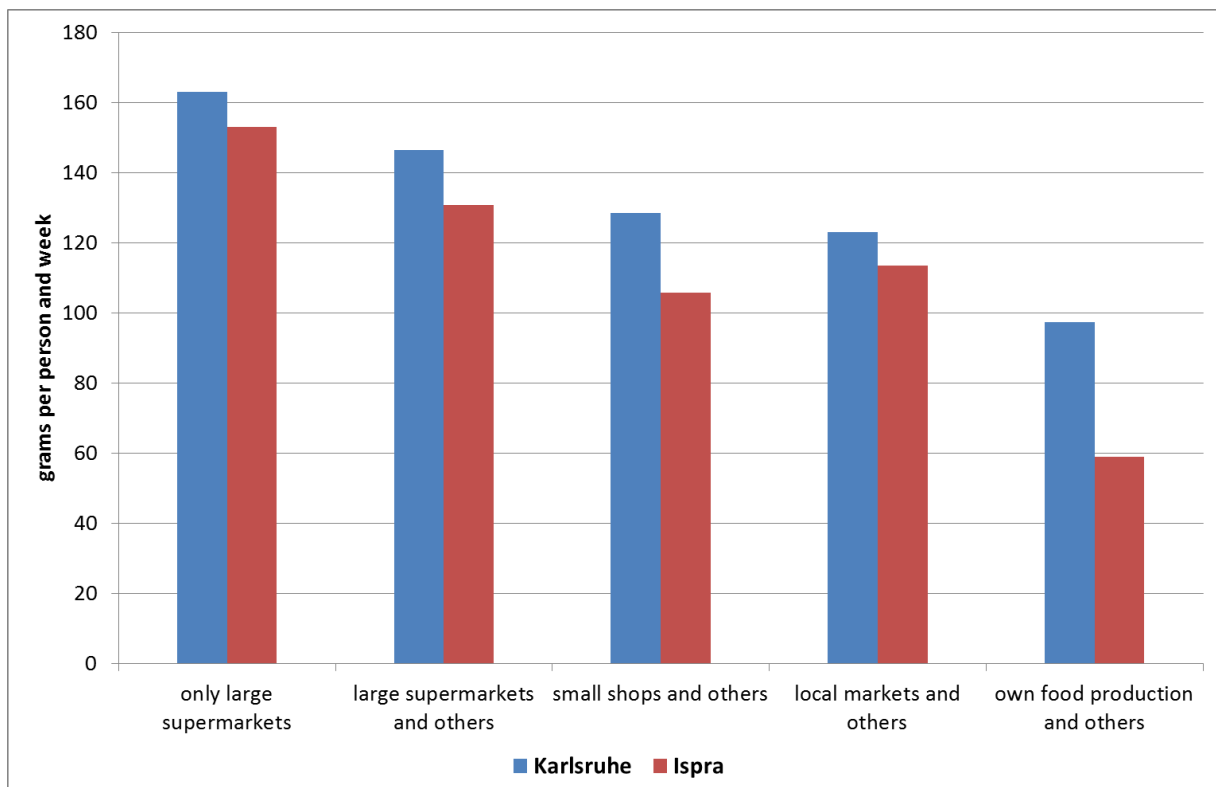


Fig. V.5: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to different shopping facilities

⁵ Multiple answers were possible for this question

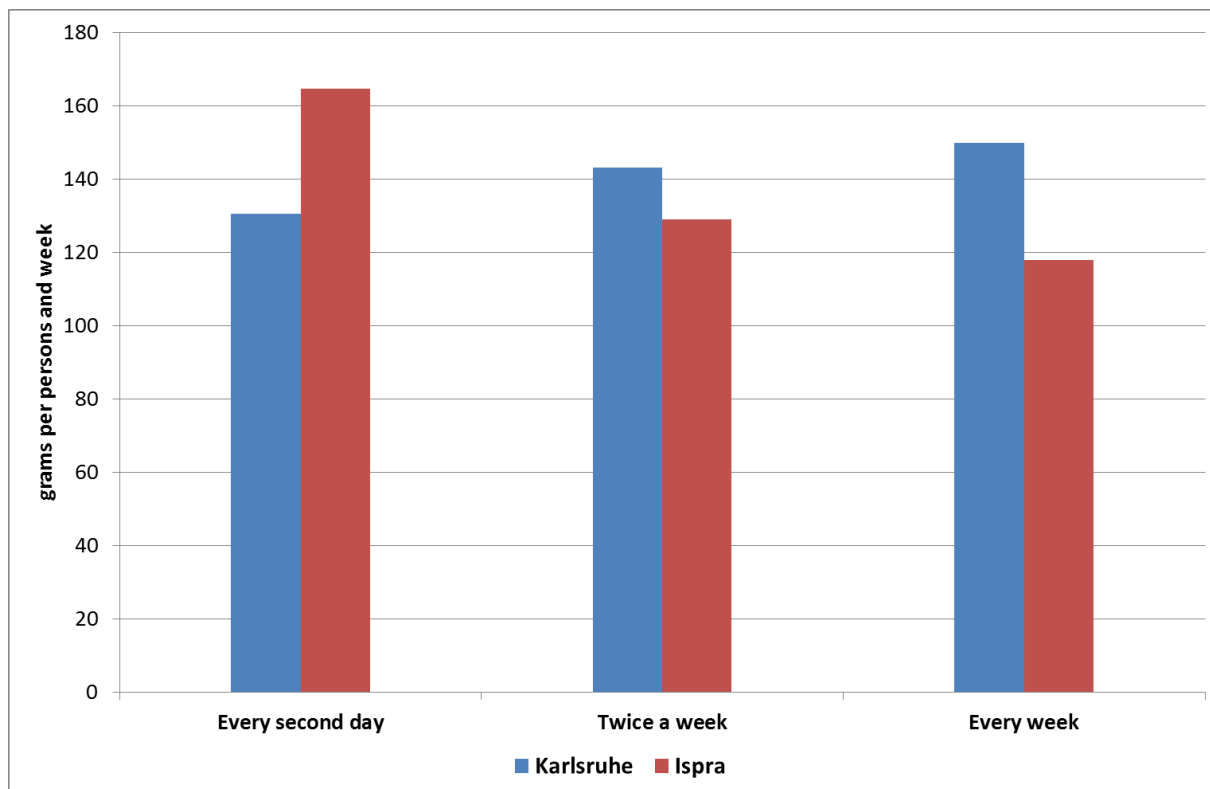


Fig. V.6: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to the frequency of shopping

In Karlsruhe as well as in Ispra nearly, 70% of households use a shopping list. The amount of food waste is higher when no shopping list is used: 162 g in Karlsruhe compared to 131 g with shopping list and 157 g compared to 117 g in Ispra.

The answers to the question “Do you think you are drawn to special offers?” (e.g., “buy one get one free”, “three for the price of two”, etc.) can be seen from Table V.2. In Ispra, households are to a larger extent attracted by special offers than in Karlsruhe.

Tab. V.2: Share of households drawn to special offers

Title	Karlsruhe	Ispra
Yes	18.9%	45.4%
Sometimes	55.4%	37.8%
No	25.7%	16.9%

Figure V.7 indicates that the amount of food waste is slightly lower in households that tend to buy discounted groceries than in households that are not interested in special offers.

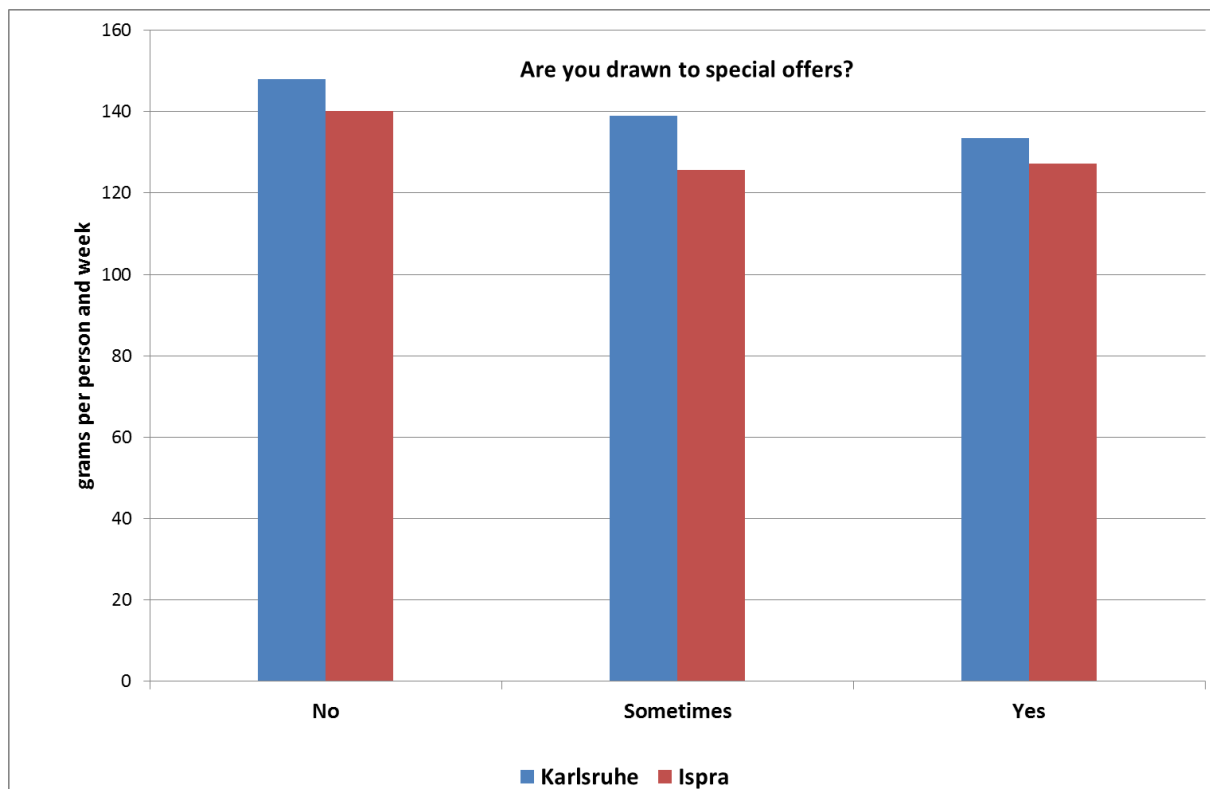


Fig. V.7: Per capita amount of food thrown away (grams per person/week) in relation to the interest in special offers

5.4.5. Evaluation of prevention measures

The majority of respondents indicated that they already strive towards reducing food waste (70% in Karlsruhe, 82% in Ispra). The most mentioned activities referred to organizational improvements, like optimized planning of meals according to needs, tailored food purchases, consumption of perishable food items in time, adequate storage and reuse of leftovers. Although there are many efforts to improve organizational processes at home, this field was still identified as a weak point by many respondents. Mainly temporal constraints due to high workload resulting in a lack of time for family management were often cited as reasons for the generation of food waste. Households with children specified that food is wasted due to behaviors and preferences of kids and teenagers, which should be an important target group for prevention activities. The need of an early childhood education on the issue of food waste was frequently emphasized.

Regarding the question of what kind of measures would be necessary to further reduce food waste at consumer level, smaller packaging sizes was selected the most, followed by portion sizes in restaurants and canteens that meet one's need. The issue of packaging sizes was underpinned by additional comments, which stressed that the packaging sizes for some produce like carrots, tangerines, bananas; dairy products like milk, cream, cheese; and eggs, but also baking ingredients, packaged sausages and meat products as well as fresh pasta and pizza (the latter especially in Ispra) are too big and prices for smaller units and not pre-packed foods are comparatively high.

The effectiveness of economic incentives, such as raising the value-added tax rates for the prevention of food waste were estimated to be low, both in Karlsruhe and Ispra. In contrast to Karlsruhe, respondents at Ispra also assumed that making monetary losses visible would have little impacts. This may be linked to higher incomes at the JRC in Ispra. Waste fees that are charged according to the generated amount of food waste were expected to be quite effective in Ispra, whereas not in Karlsruhe. This difference can be explained by the fact that waste fees depending on quantity or volume are not yet widespread in Italy, while they are common practice in Germany.

Information that would be needed to reduce food waste by households is primarily knowledge on the freshness and durability of a product. With similar significance, advice is required about how to share or donate food, how to store food correctly and recipes for how to use leftovers. Respondents in Karlsruhe as well as in Ispra would like to receive further information with first priority via e-mail, whereas in Germany a preference for postal delivery was apparent. Further ideas for the distribution of information are related to the products themselves, supermarkets, and websites of local authorities. A considerable share of respondents does not need or wish any further tips due to a prevailing information overload.

The survey also covered the question, to which extent technologies can help to reduce food waste. The following technologies were included in the questionnaire (it was possible to choose more than one technology): Extending shelf life of products, smart packaging⁶, smart fridges/cupboards⁷, smart shopping trolleys⁸ and smart interactive tools⁹. At both locations, nearly 40% of the respondents refused to answer this question, arguing that such technologies would not contribute to the reduction of food waste. Among those who answered the question – 282 persons in Karlsruhe (62%) and 270 persons in Ispra (67%) – the most preferred technologies were smart packaging followed by smart fridges/cupboards and extending shelf life of products. Smart shopping trolleys and smart interactive tools met with no great interest.

5.5. Discussion

As mentioned above, the population of the survey presented here is not representative for the two countries concerned. The main reason is that the survey was limited to an academic environment at both locations. Moreover, the questionnaire was distributed via the Internet and the response to it was completely voluntary. Due to the method used and the circle of addressees, lower income classes, households with a lower educational level, young people (below 18 years) and the elderly (persons aged 60 years and above) were not adequately represented in the sample. Thus, the results cannot be reliably extrapolated to the entire population of Italy or Germany. Nevertheless, they provide some interesting insights into

⁶ Packaging with color-changing indicators that warn when food is spoiling/spoilt

⁷ Fridges/cupboards that offer the possibility of scanning products and inform about what is at home and when the best before dates expire

⁸ Shopping trolleys that make grocery shopping more efficient by planning the way through the supermarket according to a shopping list

⁹ Online shopping websites or smartphone applications that provide information on previous purchases, expiry dates, etc.

households' behaviors in comparison with the findings of other studies (for the main results see Box V.1).

Box V.1: Key findings of the survey on food waste generation at household level

Results that are supported by literature:

- **Scale of food waste generation:** Households in general tend to underestimate their food waste when asked to provide information from memory.
- **Household size:** Smaller households ordinarily produce less waste than larger households, but the amount of food waste generated per person decreases with increasing household size. Single households are wasting the most on a per capita basis.
- **Types of food:** The largest contributors to food waste are easily perishable items like fresh fruit and vegetables, followed by bakery products, dairy products and eggs.
- **Reasons:** The most common reasons that lead to food wastage are: out of date; looked, smelled, tasted bad or moldy; in fridge or cupboard too long.
- **Drivers:** The most mentioned drivers for food waste are: too large packaging (mainly for small households), poor quality of purchased groceries, cooking too much due to a lack of experience, likes and dislikes of children and lack of time for family management as a result of work overload.
- **Source of groceries:** The amount of food thrown away is highest when people exclusively shop in large supermarkets, decreases when purchasing takes place in different shopping facilities and is lowest when people also grow their own food.
- **Shopping organization:** When using a shopping list, the amount of food thrown away per capita is lower.
- **Prevention measures:** The most required prevention measures are organizational improvements like optimized planning of meals, tailored food purchases, adequate storage and reuse of leftovers. Early childhood education on the appropriate handling of food is also seen as an important lever.

Issues on which neither literature nor our survey provides a clear picture:

- **Age of consumers:** Especially for the group aged over 65, many studies come to the conclusion that they waste significantly less food than the rest of the population, others argue that retired households waste the most per capita. The second observation seems to be confirmed by the results of our survey, however as these groups include only 13 households, this finding is not statistically significant.
- **Shopping frequency:** Regarding the impact of shopping frequency on the amount of food waste, the study reveals contradictory results: a slight increase in food waste with decreasing shopping frequency in Karlsruhe and the opposite trend in Ispra. Plausible explanations can be found for both trends in the literature.
- **Attraction to special offers:** The survey indicates that people who are more often drawn to special offers waste less food on average than people who are not interested in special offers. This is explained by the fact that people tending to buy discounted products have a higher regard for food because they cannot afford to waste money. This finding is backed by several studies, but there is also some empirical evidence for the opposite result in literature: Households which are attracted by special offers make more food waste because they are encouraged by retailers to buy more than they actually need.

5.5.1. Amount of food waste

The generation of food waste per capita per week specified in the survey is 127 g in Ispra and 140 g in Karlsruhe, far below the level found in other studies. The available calculations, based on statistical data, estimate the average amount of food waste for Germany at about

1500 g per capita per week (Monier et al. 2010, Kranert et al. 2012, Cofresco 2011) and for Italy between 884 (Monier et al. 2010) and more than 2000 g per capita per week (BCFN 2012). One reason for the low waste rates in our survey might be that the predefined choices for food waste generation offered in the questionnaire were scheduled too low. This may have misled respondents to specify their real waste rates at the lowest limit. Another reason could be that households in general tend to underestimate their food waste arising, when asked to provide information from memory. Ventour (2008) reports that households testifying in the interview that they throw away nothing actually generated 88 kg of avoidable food waste a year. A third reason could be that the survey was restricted to an academic milieu. It is typical for the questioned scientists that they frequently travel on business and eat out of home. The food waste generated by the respondents out of home in hotels, restaurants, canteens, take away, coffee shops, etc. was not subject of the survey. Moreover, it is likely that people who have completed the questionnaire were mostly already sensitized to the issue of food wasting or are at least more aware of the problem than other people. This assumption is backed up by the fact that more than 70% of the respondents in both locations stated that they care very much about food waste and try to avoid it whenever possible. Also Williams et al. (2012) observed that those participants who have a high environmental consciousness waste less food.

5.5.2. Type of foods going to waste and reasons for discarding

Concerning the food items wasted most the results of the survey are in line with the findings of previous research. Most studies indicate that the largest contributors to food waste are easily perishable items like fresh fruit and vegetables, followed by bakery, dairy products and eggs (Pekcan et al. 2006, Quested et al. 2013, Langley et al. 2010, Ventour 2008, Kranert et al. 2012). This sequence of most discarded foods applies also for Karlsruhe and Ispra.

As can be seen from figure V.1 there is only one striking difference between the German and the Italian location: The percentage of legumes and seeds disposed of at Ispra is more than twice as high as in Karlsruhe. The extent to which this difference relates to various dietary habits can certainly not be discerned from these data alone. However, it is possible that there exists a connection between wasting and consumption patterns. Although the staff members of the JRC in Ispra mostly come from other EU-Member States, it is not unlikely that their eating habits are influenced by the local food supply and the Mediterranean culinary culture. Large-scale studies in the late 1990s, based on FAO's food balance sheets and information from the European "Data Food Networking" (DAFNE), revealed that the major differences in dietary patterns between Mediterranean and the Central/Northern countries identified in the 1960s have leveled out (Elmadfa 2009, Trichopoulou et al. 2007, Naska et al. 2006, Schmidhuber & Traill 2006). Considerable disparities remain with regard to the consumption of legumes and seeds, which are still characteristic for the Mediterranean diet and seem to be, together with olive oil, the only food items that show a clear North/South gradient.

Several studies investigated the reasons for the generation of food waste (Quested et al. 2013, Göbel et al. 2012, Koivupuru et al. 2012, Glanz 2008, Lyndhurst et al. 2007, Ventour 2008, Graham-Rowe et al. 2014) and have come to quite similar results.

Looking at the findings of our survey with respect to previous research, the most common reasons that lead to food wastage are:

- Out of date
- Looked, smelled, tasted bad/moldy
- In fridge/cupboard too long
- Wrong planning of meals, not need-based shopping, wrong packaging size
- Insufficient cooking skills, incorrect storage
- Served too much, leftovers, did not like ingredients.

Comparing the answers to this question (see Figure V.2), one interesting difference can be observed between both locations: The most commonly cited reason to discard food in Ispra was “out of date” (57%), whereas the most cited reason in Karlsruhe was “mouldy” (78%) followed by “smelled/tasted bad” (48%). This indicates that respondents in Ispra seem to rely more on producers’ instructions, whereas respondents in Karlsruhe seem to trust more in their sensory perception. A possible explanation for this difference might be that the awareness campaign launched in 2012 by the German Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection is already showing effects. This campaign, which was widely reported in newspapers, websites and television debates, pursued among others the goal to inform consumers on the true meaning of food labeling and the difference between the “best before” and the “use by” date.

Within the questionnaire, there was no differentiation made between “reasons” and “drivers” of food wasting. The immediate reason to discard a food item may be that it is out of date or moldy, but the factors that trigger food to become out of date or moldy are, e.g., buying too much, inadequate storage, not eating the food that need to be eaten first or dissatisfaction with the taste of food (Lyndhurst et al. 2007). The analysis of the answers to the open questions in the survey reveals that the most mentioned drivers for food waste were in our case: too large packaging mainly for small households, poor quality of purchased groceries, cooking too much due to a lack of experience, likes and dislikes of children and lack of time for family management as a result of work overload.

5.5.3. Socio-demographical factors

Most of the available studies have shown a strong correlation between the amount of food waste and household size. The absolute amount of food waste strongly depends on the number of persons per household, so that smaller households ordinarily produce less waste than larger households, but the amount of food waste generated per person decreases with increasing household size. Single households are wasting the most on a per capita basis (Koivupuro et al. 2012, Selzer 2010, Ventour 2008, Quested & Johnson 2009). This finding of previous research is supported by the results of our survey. As can be seen from Figure V.3 people in four-person households generate less than half the amount of food waste per capita compared to single-households. This observation can be understood considering that there are some factors that make efficient supplying of smaller households more challenging: food is often only available (or cheaper) in big packages, recipes usually cater to groups rather than

to individuals and more variability in food consumption has a greater impact in smaller households (similar Quested & Johnson 2009).

Regarding the correlation between food waste generation and age, there is no consensus in the relevant literature. Many studies come to the conclusion that the over 65s waste significantly less food than the rest of the population (Koivupuro et al. 2012, Glanz 2008, Lyndhurst et al. 2007, Selzer 2010, Quested & Johnson 2009, Wassermann & Schneider 2005). To explain this phenomenon, it is argued that people over 65 are influenced by rather different experiences. This includes austerity and food shortage during the Second World War as well as an education on the careful handling of food based on the fact that the share of household income spent on groceries was much higher in those times than today. In contrast to the popular opinion, Ventour (2008) reports that the majority of singles, who waste the most on a per capita basis, is at retirement age. The observation of Ventour seems to be confirmed by the results of our survey (see Figure V.4). However, as the group of people over 60 includes only eight households in Karlsruhe and five households in Ispra, this finding is not statistically significant. Nevertheless, there are good arguments, which support Ventour's observation: Retired households are usually small households of which we know that they waste the most per capita. The immediate post-war generation that was educated to a high respect for food and has experienced austerity and food rationing is slowly dying out. Many elderly today are already socialized differently and have experienced prosperity and abundance; so one can assume that their appreciation for food is rather low. It is also likely that they continue to retain the same attitudes and behaviors to food that they had all their lives in the age of retirement (similar Parfitt et al. 2010).

5.5.4. Shopping habits

In accordance with previous studies, the survey endorses the finding that households' shopping practices have a huge impact on the level of food wasting. The most frequented stores for purchasing groceries in Ispra as well as in Karlsruhe are large supermarkets. As shown in Figure V.5, the amount of food thrown away is highest when people exclusively shop in large supermarkets, decreases when purchasing takes place in different shopping facilities, and is lowest when people also grow their own food. An explanation for this result could be that people who spent a lot of time shopping in small shops or local markets attribute a higher value to foods than people who prefer the quick and convenient large supermarkets. This applies even more for people who cultivate their own food and have experienced the restrictions, imponderables and seasonal limits of agricultural production.

Next to the type of shopping facility chosen, the shopping frequency also affects the amount of food waste. Here the survey shows contrary trends: in Karlsruhe there is a slight increase in food waste with decreasing shopping frequency, whereas in Ispra the opposite can be observed. The result for Karlsruhe – less food waste in households that purchase groceries more often – ties in with the findings of Williams et al. (2012) and Glanz (2008). One explanation given is that more frequent shopping allows for a better matching with the daily needs. The purchase of large quantities for the whole week in contrast, would increase the probability of spoilage, especially of perishable products, such as vegetables, bread and milk. Another rather psychological foundation is provided by Graham-Rowe et al. (2014). The authors found

that the habit of some people to buy foodstuff, in bulk or even in excess of their needs, is linked to the desire to minimize inconveniences and to avoid untimely trips to the shops. Stocking up on food is seen as a means of reducing future stress and freeing up time for other responsibilities or personal pursuits. To this end, the disposal of unused food is tolerated.

However, there is also empirical evidence supporting the opposite trend: more food waste in households that purchase groceries more often. According to Lyndhurst et al. (2007), any gains made by a better day-to-day management of food as a result of more frequent shopping might be outweighed by the risk of “spontaneous buying”. Graham-Rowe et al. (2014) suggest that the wish to be a “good provider” (good partner, good parent, good host) in terms of providing always fresh products and/or an ample choice of foods may trigger repeatedly over-purchasing and thus, increase the amount of food going to waste.

As reported in different studies (Glanz 2008, Lyndhurst et al. 2007, Cofresco 2011, Graham-Rowe et al. 2014), consumers see the responsibility for the generation of food waste rather with supermarkets and retailers than with the individual household. Marketing strategies like “Buy One, Get One Free” (BOGOF) or the offer of discounted products would encourage consumers to buy more than they actually need and, thus, promote the wasting of food. However, this hypothesis is not undisputed. A study of Koivupuro et al. (2012) in Finland provides evidence that the amount of food waste is larger in households where BOGOF and discounted products are not often bought. The authors assume that people tending to buy discounted groceries have a higher regard for food because they cannot afford to waste money on food. Similarly, Williams et al. (2012) observed that households that consider prices to be an important factor, waste less food than households that state that prices do not play a crucial role. The findings of Koivupuro and Williams are supported by the results of our survey. People who are more often drawn to special offers waste less food on average than people who are not interested in special offers (see Figure V.7).

In Karlsruhe as well as in Ispra, 70% of the households surveyed use a shopping list. When using a shopping list, the amount of food thrown away per capita is lower by about 20% in Karlsruhe and 25% in Ispra. This result is also consistent with the findings of previous studies (Lyndhurst et al. 2007, Selzer 2010, Cofresco 2011). Quested et al. (2009) found that there is a strong positive correlation between making a shopping list and other “planning behaviours”, like planning meals in advance and checking food stocks prior to shopping. According to Quested et al (2009), these “planning behaviours” also correlate positively with other behaviors that can contribute to reduce food waste, like using the freezer to extend shelf life of food and reusing of leftovers.

All in all, there are – apart from few exceptions – no major differences in the answers between Italy and Germany. This result strongly suggests that the attitudes towards the handling of and the regard for food are more influenced by social class and educational level than by nationality.

5.6. Conclusions

The available studies show that there are great discrepancies between the amount of food waste calculated on the basis of statistical data on food supply or municipal waste and the amount of food waste measured in household surveys. The results of statistical estimates are in general a factor of three to ten higher than the results of household surveys. This observation indicates that great efforts are required to improve the methods for statistical data collection and processing and to harmonize the definition of the term “food waste”. Concerning the data provided by Eurostat, the standardization of data recording in Europe is one focus of the ongoing European FUSIONS project (FUSIONS 2015).

Regarding the collection of data by household surveys, there are at least two barriers that are difficult to remove. All approaches that require an active participation of consumers, irrespective of whether people are asked to give an interview, to fill a questionnaire or to keep a kitchen diary, have the disadvantage that responses may be influenced by the participants' desire to present themselves in a positive light. A further weakness is that the test persons must give their consent. It is likely that the willingness to participate in such research will be found rather in academic or university milieus than in educationally and socially disadvantaged groups. Furthermore, online surveys, which are a cheap and very common survey method, do not reach people without the appropriate technical equipment and the relevant skills to use it. For these reasons lower income classes, households with lower education level, and the elderly (persons aged 65 years and above) are not adequately represented in many studies. Further considerations are much needed how to overcome these barriers.

Acknowledgments

The authors would like to acknowledge Sandra Caldeira from the European Commission's Joint Research Centre (DG-JRC), Institute for Health and Consumer Protection and Silvia Gaiani from the University of Bologna, Department of Agricultural Economics and Engineering for their initiative to launch the survey and their essential contribution to its design and realization.

We acknowledge support by Deutsche Forschungsgemeinschaft and Open Access Publishing Fund of Karlsruhe Institute of Technology.

References

- BCFN (2012): Food Waste: Causes, Impacts and Proposals; Barilla Center for Food and Nutrition (BCFN), Parma.
- Beretta, C.; Stoessel, F.; Baier, U.; Hellweg, S. (2013): Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland. *Waste Manag.*, Vol. 33, 764–773.
- BIOIS (2013): Modelling of Milestones for achieving Resource Efficiency, Turning Milestones into Quantified Objectives: Food Waste. 2013. Prepared for the European Commission, DG Environment. Bio Intelligence Service (BIOIS), Paris.

- Bräutigam, K.-R.; Jörissen, J.; Priefer, C. (2014): The extent of food waste generation across EU-27: Different calculation methods and the reliability of their results. *Waste Manag. Res.*, Vol. 32, 683–694.
- Buzby, J.C.; Hyman, J. (2012): Total and per capita value of food loss in the United States. *Food Policy*, Vol. 37, 561–570.
- Cofresco Frischhalteprodukte Europa (2011): Save Food Studie. Das Wegwerfen von Lebensmitteln – Einstellungen und Verhaltensmuster. Quantitative Studie in Deutschen Privathaushalten. http://huehn.org/taste_the_waste/daten/15-09-2011/results_save_food_study_germany.pdf (link updated January 1, 2018).
- Elmadfa, I. (2009): European Nutrition and Health Report 2009. Forum Nutrition Basel, Karger, Vol. 62, 1-11
- European Commission (2015): Review of Waste Policy and Legislation. http://ec.europa.eu/environment/waste/target_review.htm (link updated January 1, 2018).
- European Commission (2011): Roadmap to a Resource Efficient Europe, COM(2011)571, 20.9.2011. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels.
- Forsa (2011): Der Wert von Lebensmitteln – Umfragen im Auftrag des BMELV. Gesellschaft für Sozialforschung und Statistische Analysen mbH (Forsa). http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Presse/ForsaUmfrageWertVonLM.pdf?__blob=publicationFile (link updated January 1, 2018).
- FUSIONS (2014): About FUSIONS: <https://www.eu-fusions.org/index.php/about-fusions> (link updated June 16, 2017). FUSIONS-project (Food Use for Social Innovation by Optimising Waste Prevention Strategies).
- Glanz, R. (2008): Causes of Food Waste Generation in Households – An Empirical Analysis. MSc-Thesis, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna and Cranfield University, Vienna.
- Göbel, C., Teitscheid, P., Ritter, G., Blumenthal, A., Friedrich, S., Frick, T., Grotstollen, L., Möllenbeck, C., Rottstegge, L., Pfeiffer, C., Baumkötter, D., Wetter, C., Uekötter, B., Burdick, B., Langen, N., Lettenmeier, M., & Rohn, H. (2012): Verringerung von Lebensmittelabfällen – Identifikation von Ursachen und Handlungsoptionen in Nordrhein-Westfalen. Studie für den Runden Tisch „Neue Wertschätzung von Lebensmitteln“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen [Reduction of food waste – identification of causes and options for action in North Rhine-Westphalia. Study for the roundtable "New appreciation of food" of the Ministry for Climate Protection, Environment, Agriculture, Nature Conservation and Consumer Protection of the German State of North Rhine-Westphalia].
- Graham-Rowe, E.; Jessop, D.C.; Sparks, P. (2014): Identifying motivations and barriers to minimising household food waste. *Resour. Conserv. Recy.* 2014, 84, 15–23.
- Grethe, H.; Dembélé, A.; Duman, N. (2011): How to Feed the World's Growing Billions. Understanding FAO World Food Projections and Their Implications. Heinrich Böll Stiftung und WWF Deutschland, Berlin.

- Gusia, D. (2012): Lebensmittelabfälle in Musterhaushalten im Landkreis Ludwigsburg. Ursachen – Einflussfaktoren – Vermeidungsstrategien. Diplomarbeit für den Studiengang Umweltschutztechnik; University of Stuttgart.
- Gustavsson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U. (2011): Global Food Losses and Food Waste. Extent, Causes and Prevention. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- HLPE (2014): Food Losses and Waste in the Context of Sustainable Food Systems. The High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition, Rome.
- IMEchE (2013): Global Food: Waste Not, Want Not. Institution of Mechanical Engineers, London.
- Koivupuro, H.K.; Hartikainen, H.; Silvennoinen, K.; Katajajuuri, J.H.; Heikintalo, N.; Reinikainen, A.; Jalkanen, L. (2012): Influence of socio-demographical, behavioural and attitudinal factors on the amount of avoidable food waste generated in Finnish households. *Int. J. Consum. Stud.*, Vol. 36, 183–191.
- Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., Schuler, H., & Leverenz, D. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland (Investigation of food waste amounts and options for their reduction in Germany). University of Stuttgart.
- Langley, J.; Yoxall, A.; Heppell, G.; Rodriguez, E.M.; Bradbury, S.; Lewis, R.; Luxmoore, J.; Hodzic, A.; Rowson, J. (2010): Food for Thought? A UK pilot study testing a methodology for compositional domestic food waste analysis. *Waste Manag. Res.*, Vol. 28, 220–227.
- Lebersorger, S.; Schneider, F. (2011): Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. *Waste Manag.*, Vol. 31, 1924–1933.
- Lee, P.; Willis, P. (2010): Final Report – Waste Arisings in the Supply of Food and Drink to Households in the UK. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Lyndhurst, B.; Cox, J.; Downing, P. (2007): Food Behaviour Consumer Research: Quantitative Phase. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Monier, V.; Mudgal, S.; Escalon, V.; O'Connor, C.; Gibon, T.; Anderson, G.; Montoux, H.; Reisinger, H.; Dolley, P.; Ogilvie, S.; et al. (2010): Final Report – Preparatory Study on Food Waste across EU 27; European Commission [DG ENV-Directorate C]; BIO Intelligence Service (BIOIS), Paris.
- Naska, A.; Fouskakis, D.; Oikonomou, E.; Almeida, M.; Berg, M.; Gedrich, K.; Moreiras, O.; Nelson, M.; Trygg, K.; Turrini, A.; et al. (2006): Dietary patterns and their socio-demographic determinants in 10 European countries: data from DAFNE databank. *Eur. J. Clin. Nutr.*, Vol. 60, 181–190.
- Parfitt, J.; Barthel, M.; Macnaughton, S. (2010): Food waste within food supply chains: Quantification and potential for change to 2050. *Phil. Trans. R. Soc. B*, Vol. 365, 3065–3081.
- Pekcan, G.; Köksal, E.; Kücükerdönmez, Ö.; Özel, H. (2006): Household Food Wastage in Turkey; Working Paper Series, No ESS/ESSA/006e. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Statistics Division, Rome.
- Priefer, C.; Jörissen, J.; Bräutigam, K.-R. (2013): Technology options for feeding 10 billion people – Options for cutting food waste. Report prepared for STOA, the European Parliament Science and Technology Options Assessment Panel; Institute for Technology

- Assessment and Systems Analysis (ITAS) Karlsruhe Institute of Technology (KIT): Württemberg, Germany.
- Quested, T.; Johnson, H. (2009): Final Report – Household Food and Drink Waste in the UK; Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Quested, T.; Marsh, E.; Stunell, D.; Parry, A.D. (2013): Spaghetti soup: The complex world of food waste behaviours. *Resour. Conserv. Recy.*, Vol. 79, 43–51.
- Schmidhuber, J.; Traill, W.B. (2006): The changing structure of diets in the European Union in relation to healthy eating guidelines. *Public Health Nutr.*, Vol. 9, 584–595.
- Schneider, F. (2008): Lebensmittel im Abfall - Mehr als eine technische Herausforderung. Ländlicher Raum, Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Schneider, F., & Lebersorger, S. (2009): Untersuchung der Lebensmittel im Restmüll in einer oberösterreichischen Region [Investigation of food in the residual waste of an Upper Austrian region]. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna.
- Schneider, F.; Obersteiner, G. (2007): Food waste in residual waste of households – regional and socio-economic differences. In: Cossu, R., Diaz, L.F., Stegmann, R. (eds.): Proceedings of the Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, St. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, 1–5 October 2007, 469–470.
- Selzer, M. (2010): Die Entsorgung von Lebensmitteln in Haushalten: Ursachen – Flüsse – Zusammenhänge. Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieurin [The disposal of food in households: causes - flows - relationships. Diploma thesis for obtaining the academic degree of Dipl.-Ing.]. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna
- Syversen, F.; Marthinsen, J. (2010): Matavfall fra husholdninger i Norge – Hva oppstår og hvordan håndteres det. EMMA-prosjektet. Østfoldforskning, Kråkerøy, Norway.
- The Government Office of Science (2011): Foresight: The Future of Food and Farming. Final Project Report; The Government Office of Science, London.
- Trichopoulou, A.; Soukara, S.; Vasilopoulou, E. (2007): Traditional foods: A science and society perspective. *Trends Food Sci. Technol.*, Vol. 18, 420–427
- Van Westerhoven, M. (2013): Bepaling Voedselverliezen in Huishoudelijk Afval in Nederland – Vervolgmeting 2013; CREM rapport nr. H13. CREM BV: Amsterdam.
- Van Westerhoven, M.; Steenhuisen, F. (2010): Bepaling Voedselverliezen bij Huishoudens en Bedrijfs catering in Nederland. CREM BV, Amsterdam.
- Ventour, L. (2008): Food Waste Report – The Food We Waste. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Wassermann, G.; Schneider, F. (2005): Edibles in household waste. In: Cossu, R.; Stegmann R. (eds.): Proceedings of the Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Pula, Sardinia, Italy, 3–5 October 2005, 913–914.
- Watanabe, K. (2009): Estimations of quantities of wasted food. In Lecherm, P. (ed.): Proceedings of the Prosperity Waste and Waste Resources. 3rd BOKU Waste Conference 15–17 April 2009, Vienna, Austria. Facultas. Wuv, Vienna, 77–84.
- Williams, H.; Wikström, F.; Otterbring, T.; Löfgren, M.; Gustafsson, A. (2012): Reasons for household food waste with special attention to packaging. *J. Clean Prod.*, Vol. 24, 141–148.

6 Artikel 3: Food waste prevention in Europe – a cause-driven approach to identify the most relevant leverage points for action

Abstract

The reduction of food waste is seen as an important lever for ensuring food security and diminishing environmental burdens. In context of the forthcoming revision of the European Waste Directive the EC is planning to commit its Member States to reduce their food waste by 30% until 2025. To reach this ambitious objective effective prevention measures have to be implemented. This requires detailed knowledge on drivers and reasons for food waste generation along the food supply chain and the 'hotspots of wastage'. The paper provides information on these two topics. Main drivers for food waste generation are process- and market-based standards, non-compliance with food safety requirements, exceeding of expiry dates, marketing standards or logistic constraints, but also consumer preferences and societal trends like growing prosperity, declining food prices, rising number of single households and increasing employment of women. As surveys and calculations indicate, the highest waste rates in Europe occur at the first stage (primary production) and the last stage (household sector) of the supply chain. The paper further presents a set of policy options on European and national level which are considered most promising to prevent food waste. The selection is based on a thorough literature review, reflecting also the results of a stakeholder workshop held in November 2014. The analysis reveals that most of the prevention measures implemented in the EU Member States up to now are soft instruments like awareness campaigns, round tables, networks and information platforms. In addition to this soft instruments, the paper advocates for the introduction of more rigorous approaches like the abolishment of subsidies on food, amendments to EU regulations and economic incentives. Further research is required to assess the impacts and efficacy of economic and regulatory instruments.

6.1. Drivers and reasons for food losses along the food supply chain

Over the last decades the food supply chain has become longer and progressively complex due to market globalization, higher consumer expectations regarding the variety of choices and the freshness of products as well as an increasing migration of population from rural to urban areas. This involves growing distances between producer and consumer, longer cold chains, more intermediaries and increased risks of losses. It is estimated that almost one third of the food produced for human consumption – approximately 1.3 billion tons per year – is wasted globally (FAO 2013). Some authors (inter alia Gustavsson et al. 2011, Waarts et al. 2011, Parfitt et al. 2010) distinguish between 'food losses' and 'food waste'. Following this distinction 'food losses' take place at the earlier stages of the supply chain, during cultivation, harvesting, post-harvest treatment and processing, while losses occurring at the end of the supply chain, during retail and final consumption, are referred to as 'food waste'. Food that was originally dedicated to human consumption, but is removed from the supply chain, is considered as food waste, even if it is brought to a non-food use. In this paper we use the two terms interchangeable. On a per capita basis, much more food is wasted in industrialised than in developing countries. The FAO estimates that the per capita amount of food waste in Europe and North America is 95-115 kg/year, while in Sub-Saharan Africa

and South/Southeast Asia this figure is about 6-11 kg/year (Gustavsson et al. 2011). Although the estimates of global losses along the supply chain are based on highly uncertain data, there is no doubt that considerable quantities are involved which would be sufficient, seen purely mathematically, to curb global hunger (Kreutzberger & Thurn 2011). Experts assume that reducing food waste has the potential to impact significantly on increasing food security (e.g., Ingram et al. 2013).

Food losses can arise at every stage of the food supply chain, for a multitude of reasons, influenced by the actions of many different players (Parry et al. 2015). On the level of agricultural production, losses in industrialised countries may occur due to bad weather conditions, sorting out because of rigorous quality standards and market prices that do not justify the expenses of harvesting. In food manufacturing and processing, losses may result from washing, peeling, slicing and boiling, during process interruptions or when products are sorted out as not suitable. In distribution (wholesale and retail), losses may arise due to packaging damages, non-compliance with food safety requirements, exceeding of expiry dates, inadequate stock management, marketing strategies and logistical constraints. At the stage of final consumption losses may arise due to consumer preferences, wrong purchase planning, incorrect interpretation of expiry dates, inadequate storage, cooking of oversized meals and lack of knowledge about how to reuse leftovers (BCFN 2012, IMECHE 2013, HLPE 2014: 35 et seq.). Table VI.1 gives an overview of the main reasons for the wastage of food along the different stages of the supply chain.

Tab. VI.1: Overview of the main reasons for food waste on the different stages of the food supply chain in industrialised countries

Stages of the chain	Contributory Factors
Agricultural Production	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Sorting out of products at farm gate due to rigorous qualitative standards set up by large-scale distributors concerning weight, size, shape and appearance ➤ Market prices that do not justify the expense of harvesting ➤ Overproduction due to supply agreements with retail chains ➤ Crop damaged during harvesting
Manufacturing	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Irregular sized products trimmed to fit or rejected entirely ➤ Inconsistency of manufacturing processes leading to misshapen products or product damage ➤ Contamination in production process causing loss of quality ➤ Food spoilage due to packaging problems ➤ Surplus production of supermarket's own brands that cannot be sold elsewhere ➤ Excess stock due to 'take-back' systems and cancellation of orders
Distribution and Wholesale/Retail	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Lack of cold storage/interruption of the cold chain ➤ Packaging defects resulting in product damage ➤ Overstocking due to inaccurate ordering and forecasting demand ➤ Obligation for retailers to order a wide range of products and brands from the same producer in order to get beneficial prices ➤ Failure to comply with minimum food safety standards (e.g. microbial contamination, pesticide residues) ➤ Marketing strategies like 'buy one get one free'
Hospitality Industry and Catering	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Oversized dishes ➤ Offer of buffets at fixed prices encouraging people to take more than they can eat ➤ Use of individual portion packs (e.g. for jams, cereals, juice and milk) that do not meet the customer's needs ➤ Difficulties in assessing the demand (number of customers) ➤ EU hygiene rules, e.g. two-hour guarantee on unrefrigerated products
Households	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Lack of planning/knowledge concerning food purchase and storage ➤ Impulse purchases (buying items that are not currently needed) ➤ Purchasing of new products that the consumer then 'do not like' ➤ Inadequate package sizes (e.g. oversized ready to eat meals) ➤ Poor storage management (e.g. inadequate wrapping) ➤ Confusion about date labels ('best before', 'use by') ➤ Lack of skills for food preparation ➤ Poor experience in planning meals ➤ Preparing oversized meals ➤ Lack of skills for recombining leftovers into new meals

Sources: Monier et al. (2010), Parfitt et al. (2010), Gustavsson et al. (2011), BFCN (2012), IMECHE (2013)

Besides these everyday causes for food losses listed in the table, there are also societal and economic trends which promote the wastage of food, mainly on household level. This in-

cludes growing prosperity, decreasing food prices, urbanization, rising number of single households and increasing employment of women including multiple burdens in work and family life (Jörissen et al. 2015).

6.2. Contribution of the individual stages in the supply chain and different types of food to total food waste

For an efficient strategy to combat food waste it is important to know – in addition to the reasons leading to food being wasted – the contributions of the different stages of the supply chain to the total amount of food waste and the types of food that are wasted most.

Figure VI.1 shows the contributions of the single stages of the supply chain to total food waste across EU-28. The figure is based on own calculations using FAOSTAT-data from 2011 (FAO 2015) and the methodology provided by the Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK) (Gustavsson et al. 2011, 2013). The methodology for the calculations as well as their advantages and limitations are described in detail by Bräutigam et al. (2014).

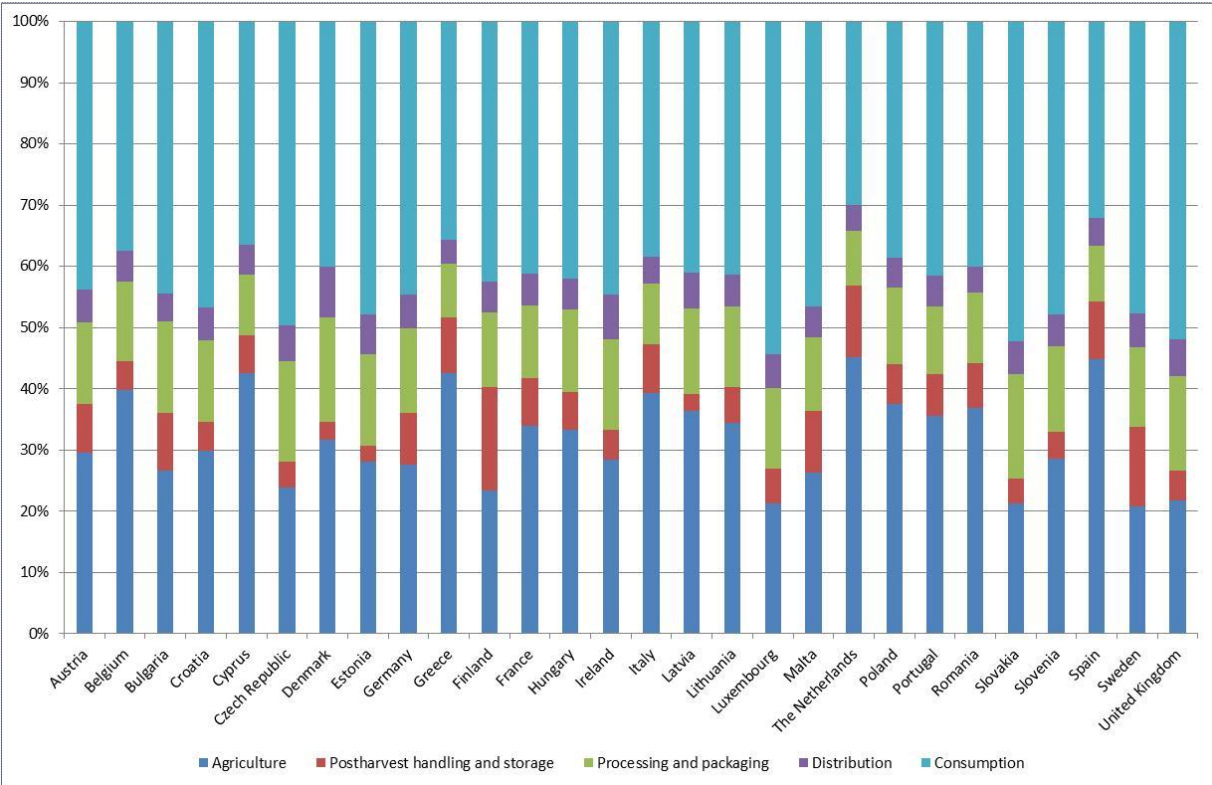


Fig. VI.1: Share of the different stages of the food chain to total food waste in EU-28 for the year 2011 (own calculations)

In accordance with the findings of other studies (Monier et al. 2010, Parfitt et al. 2010, Grethe et al. 2011, Parry et al. 2015) our calculations indicate that the household sector is one of the most significant contributors to total food waste in industrialised countries. In contrast to the prevailing opinion that losses at the stage of primary production in developed countries are negligible, the calculations show further that also the first step of the food chain makes a substantial contribution to total food waste in Europe.

Figure VI.2 shows the contribution of different food groups to the amount of total food waste in the household sector across EU-28. The figure indicates that for many Member States the most important food groups in households' food waste generation are fruit and vegetables as well as cereals, followed by dairy products, whereas the share of meat and fish in total food waste is relatively small.

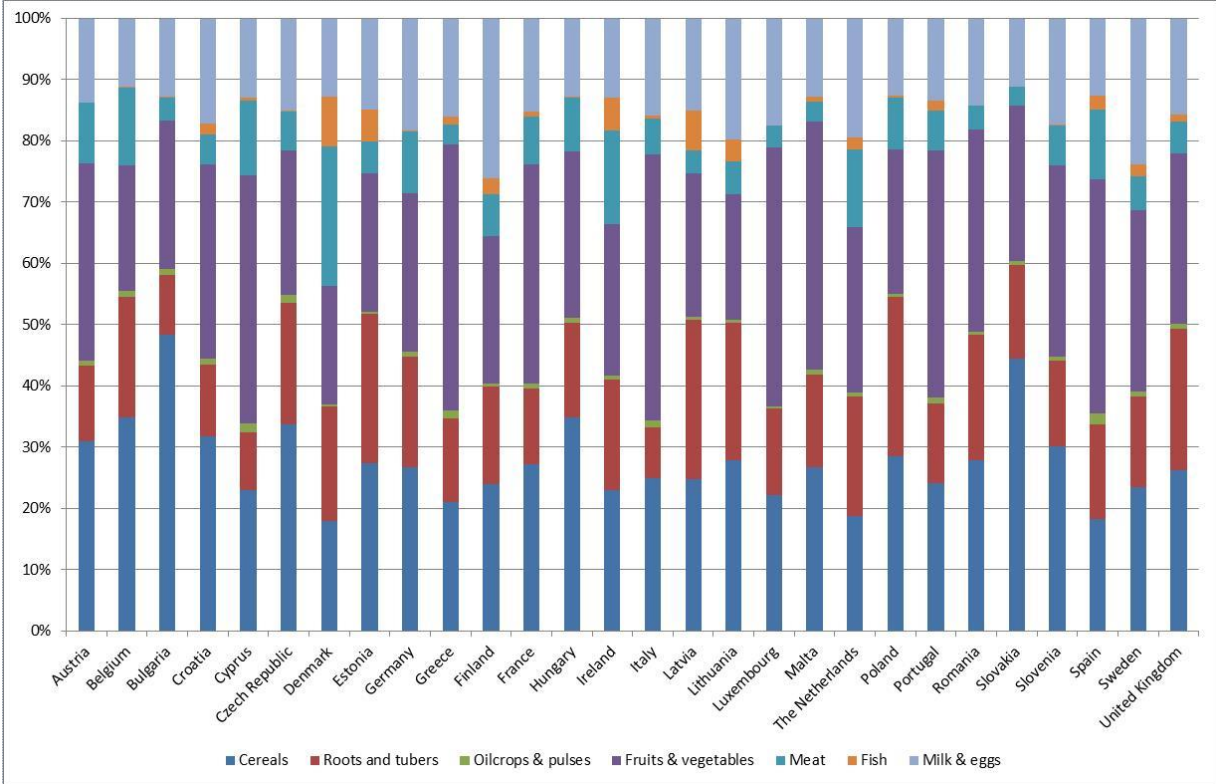


Fig. VI.2: Share of different food groups on total food waste generation in the household sector across EU-28 for the year 2011 (own calculations)

The production of food, regardless of whether it is consumed or wasted, is connected with adverse environmental impacts. Wasting food means losing not only life-supporting nutrition but also scarce resources like land, water and energy that were expended in the production, processing and distribution of food. The FAO estimates that 0.9 million hectares of land and 306 km³ of water are needed to produce the amount of food that is wasted per year on a global level (FAO 2014). The production of animal-derived products requires considerably more resources than the production of grain-based food. Complementary to the saving of resources an efficient handling of food would reduce agricultural emissions. According to Monier et al. (2010) the food wastage in Europe is responsible for the release of at least 170 Mt of CO₂-eq which is broadly 1.9 tons of CO₂-eq per ton of food waste. Worldwide GHG emissions due to food waste are even twenty times as high, 3.49 Gt CO₂-eq in figures (FAO 2014). Although the contribution of meat products to the total amount of food waste is small compared to fruit and vegetables and cereals (see figure VI.2), the largest consumption of resources and the highest greenhouse gas emissions per kg are caused by meat products, of which beef products are the most important (Lee & Willis 2010, Göbel et al. 2012, FAO 2013, Scholz et al. 2015). These losses will be exacerbated by a significant move away

from a predominance of grain-based diets towards substantial consumption of animal-derived products. Due to increasing prosperity in developing countries the per capita calorific intake from meat consumption is assumed to rise by 40% until mid-century (IMECHE 2013).

It should be noted that the environmental impacts inevitably add up along the supply chain; so one ton of food waste in the household sector (i.e. at the last stage of the chain) causes much higher environmental costs than one ton of food waste in the manufacturing sector. Beretta et al. (2013) illustrate this fact by the following example: Carrots remaining in the fields are ecologically less relevant than carrots wasted by households after being transported, stored, packaged and processed.

6.3. Leverage points to reduce food waste

Based on the analysis of drivers and reasons for food wasting as well as of the contributions of the different stages of the supply chain to the total amount of food waste (see chapters 6.1 and 6.2) an assessment of the approaches to mitigate the wasting of food, which have been submitted in the current national and international debate, and partially already implemented, was carried out (see Priefer et al. 2013, pp. 90–125). In order to test the results of this assessment in the view of practitioners, a workshop with participants from different stages of the food supply chain (primary production, manufacturing, retail, the hospitality sector, representatives of ministries and public authorities as well as consumer associations, environmental organisations and other non-governmental organisations) was carried out in November 2014. In advance to the workshop a list of 26 proposed instruments was sent to the participants. The measures were classified according to their type (informational, collaborative, organisational, regulatory, economic and technical instruments) and concerned either an individual stage of the supply chain or had cross-cutting character. The participants were asked to select seven measures which they consider to be particularly important and worthy a discussion. Based on the results of this voting ten measures were chosen for the discussion. Aim of the workshop was to evaluate the instruments in terms of relevance, feasibility and acceptance as well as to identify obstacles for the implementation and conflicting interests of the stakeholders. At the end of the workshop, participants should nominate their five favourites to prevent food waste.

Based on previous work and the insights gained by the workshop, the most promising approaches were selected for the present paper (see overview in box VI.1), taking into account the experiences already gained in different countries as well as existing obstacles. ‘Most promising’ means approaches that are considered in literature (inter alia Reisch 2013, Parry et al. 2015) or in the current debate as particularly useful, easy to implement and able to achieve long-term gains and/or that have already proven their effectiveness in practice. Although the latter stages of the supply chain play a pivotal role – quantitatively as well as from an ecological point of view – food gets lost at every step of the food chain. Hence, any successful strategy to tackle the issue cannot dispense to take all stages and players into consideration.

6.3.1. Target setting

There is general agreement that the determination of quantitative temporary reduction targets for EU-27 should build the basis for action in all Member States. Reduction targets are helpful to raise awareness, to stimulate focused attention and to mobilise political action towards reduction strategies. Furthermore, they are important for gauging progress and for evaluating the effectiveness of different measures. This in turn requires a regular monitoring of food waste generation along the entire food chain. Up to now, the efforts among Europe have been very disparate. A variety of private initiatives can be found in nearly all States, while the issue is not yet present on all political agendas. The BIOIS-study (Monier et al. 2010) recommends the setting of specific food waste prevention targets by each individual Member State, as part of the waste prevention programmes required by the EU Waste Framework Directive (Directive 2008/98/EC of 19 November 2008). The World Resources Institute (Lipinsky et al. 2013) suggests the setting of targets to be adopted across different spatial scales: from global to national to sub-national level, which includes provinces and cities. New York City for example is currently pursuing the target of reducing food waste by 50% by 2030 (ibid.).

Overlooking the individual stakeholders the question arises whether statutory or voluntary obligations are more suitable to tackle the problem on the different stages of the food chain. Voluntary obligations are broadly accepted, while statutory duties are seen critically, especially by the food industry and the retail sector. One example for voluntary commitments is the target set by Arla Food, Europe's second largest company for dairy products, to reduce food loss and waste in the company and its supply chains by 50% by 2020 compared to 2010 levels (Lipinsky et al. 2013). Another example is the Courtauld Commitment, a voluntary agreement on the reduction of food and packaging waste in the UK with more than 40 signatories, including manufacturers, retailers and brands like Nestlé, Tesco and Unilever (ibid.). The Commitment was launched in 2005 and 2.3 million tons of waste, equivalent to £3.5 billion (product waste as well as packaging waste) were saved by 2013 (Goodwin 2013).

6.3.2. Improvement of the data base

Consensus also exists that the lack of reliable data hampers the implementation of successful measures to reduce wastage. Without reliable data neither a robust estimate of the magnitude of food waste generation on the different stages of the supply chain nor a comparison between different countries will be feasible. Starting with the reference year 2004, Regulation (EC) No 2150/2002 on waste statistics requires EU Member States to provide data on the generation, recovery and disposal of waste to Eurostat every two years. However, as stated in the explanatory text of the Eurostat database on waste generation and treatment, the Member States are free to decide on the methods used for data collection. Possible options are: surveys, administrative sources, statistical estimates or any combination of methods. That means that there is no compulsory instruction how data have to be collected. As a result, it is difficult to assess the reliability of data provided by various governmental authorities and the comparability of data from different countries or even from different years for the same country.

Given this situation, there are three key requirements for improving the underlying data sources (Monier et al. 2010, BIOIS 2011, Priefer et al. 2013):

- (1) Development of an agreed and binding definition of the term 'food waste' on European level, which differentiates between unavoidable food waste (referring to the non-edible parts of raw products), by-products and food waste that would have been avoidable. 'Avoidable food waste' is defined as products that are still fit for human consumption at the time of discarding or products that would have been edible if they were eaten in time (Göbel et al. 2012).
- (2) Standardisation of the methods used for the collection and calculation of data on food waste generation in Europe related to all stages of the food chain. This implies an extension of the NACE-classification of the previous missing sectors 'wholesale/retail and 'food services/catering'.
- (3) Separate collection and measurement of food waste generation at all stages of the food chain, whether voluntarily or mandatorily, in order to enhance transparency and foster awareness of the problem among all players involved.

It is among the tasks of the ongoing FUSIONS-project to elaborate recommendations concerning these issues. Alongside to efforts in standardisation of data collecting, mathematical models should be further developed in order to check the plausibility of data, but also to estimate the impact of different prevention measures or of specific scenarios (Bräutigam et al. 2014).

The workshop mentioned above reveals that opinions on this issue vary considerably. On the one side concerns about the required efforts were articulated, especially for small enterprises which commonly do not have automatic inventory and ordering systems. Big operators, on the other side, fear losses in reputation when data will become publicly available. But also gains in reputation were seen as a possible effect when entrepreneurs show that they actively combat food waste generation in their companies.

6.3.3. Establishment of an integrated supply chain management

Reducing food waste demands action from a plurality of players: farmers, food companies, retailers, consumers and policymakers. It also requires changes in technologies, practices, behaviour and policy. This complexity suggests that no individual group can sufficiently tackle the problem, but that cooperation is strongly needed (Lipinsky et al. 2013). Due to the ever-increasing degree of processing the food supply chain has become more confusing. There is a strong division of labour, so that the individual operations are not known at all preceding and subsequent stages of the chain. Carried by this mutual lack of knowledge waste is generated, particularly at the interfaces. Furthermore, many technical and/or organisational solutions can be effective only when all parts of the food supply chain cooperate in mutual agreement. For example, if retailers use poor forecasting techniques with the result that food orders later have to be cancelled, they contribute to wipe out efficiency gains made in the food industry. Thus, the information flow across the chain should be encouraged and supported with appropriate tools. Progress in reducing food waste will require an Integrated

Food Supply Chain Management (Göbel et al. 2012, Lipinsky et al. 2013). The establishment of networks, round tables, discussion forums or information pools might be useful, that aim at bringing together key stakeholders, experts and representatives of public authorities and civil society organisations, in order to tackle the challenge of preventing food waste along the entire food chain. In the workshop we carried out it was emphasized that mutual trust is a central prerequisite for the success of such a dialogue. The possible benefits are assessed to be high by the stakeholders, especially in terms of learning from best practice of partners. But it was also pointed out by the NGOs that such a dialogue needs the setting of binding goals by politics in order to hold these conversations with a certain degree of commitment.

6.3.4. Awareness campaigns

All available studies agree on the fact that consumer information and education are crucial instruments to influence their behaviour. Meanwhile there is a wide variety of awareness campaigns throughout Europe, aiming to reinforce the importance of food waste prevention and to increase the respect for food. They instruct consumers about the proper handling of food by providing tips on shopping, shelf life, storage, preparation and recovery of food. Hans & Böhm (2013) conclude from a six month study with 150 participants that informational campaigns can promote sustainable behaviours and supplement structural strategies like subsidies or taxes. One of the most famous and successful campaigns in Europe is certainly the British '*Love Food Hate Waste*' campaign, supported by the government and operated by WRAP (Waste & Resources Action Programme) which was launched in 2007. These efforts have helped to reduce household food waste in the UK by 21% between 2007 and 2012 (Quested et al. 2013). Meanwhile, there are similar initiatives in different European countries like the Danish campaign '*Stop Spild Af Mad*' (Stop Wasting Food), the German '*Zu gut für die Tonne*' (Too good for the bin), the French '*Qui jette un oeuf, jette un boeuf*'¹⁰, the Catalan '*De menjar, no en llencem ni mica*' (Of a meal do not even waste a tiny bit) or the Portuguese '*Movimento Zero Desperdício*' (Zero Waste Movement).

Awareness campaigns should be tailored to different target groups, in close cooperation with retailers and the hospitality sector, using various media. To be efficient, consumer education has to start at infancy; thus, all Member States should include the topic of a sparing and careful handling of food into school curricula. Some European countries like France, the Netherlands and the UK have already implemented curricula of this type for all levels of education (BIOIS 2011). Furthermore, schools are places where food waste may occur. Due to an increasing employment of mothers, a large share of children has to eat lunch at school. Different factors play an important role for food wastage at school canteens: ready-made portion sizes that do not meet children's needs, limited budgets and a lack of motivation of service providers to offer high-quality meals (Bergman et al. 2003). The integration of nutrition issues in early childhood education may lead to significant positive effects on consumers' behaviour, using simple instruments without great additional expenses. Several Member States have already developed materials for schools, including lesson plans, factsheets, joint

¹⁰ The slogan is a pun on the French proverb '*qui vole un oeuf, vole un boeuf*' (The one that wastes an egg, will waste an ox), roughly equivalent to the English proverb '*once a thief, always a thief*'. In the slogan the word '*voler*' (steal) is replaced by the word '*jeter*' (throw away).

activities, films and teacher guidelines (BIOIS 2011). Engström & Carlson-Kanyama (2004) proposed to carry out educational lunches in order to increase children's esteem of food under practical conditions and encourage them to avoid food waste.

6.3.5. Reviewing EU legislation on food safety

Legal requirements for the prevention of risks to consumers' life and health, which are anchored in various EU regulations, may conflict with the ambition to avoid food waste. Strict norms for the tolerable contamination of food, Maximum Residue Levels for pesticides and veterinarian medicines as well as hygienic rules concerning the packaging and storage of food are seen as significant drivers promoting the discarding of edible food in primary production, retail and the hospitality sector (Waarts et al. 2011, Marthinsen et al. 2012). The study of Waarts et al. identified norms that are geared to the technically feasible minimum, the 'zero tolerance' policy for certain substances, long procedures to get authorisation and the prohibition of mixing and chemical or physical treatment of food in order to reduce the contamination level as important obstacles in the fight against food waste. In the light of even more precise methods of measurement, which enable even the smallest traces of pollution to be detected, the current practice of setting maximum levels according to the precautionary principle should be reconsidered. Also some rules under the current European food hygiene regime, such as short deadlines for storing open packages or already prepared food, the two hour guarantee on unrefrigerated products and the obligation to discard food once supplied (catering service), should be reviewed in order to assess if they are really indispensable to protect human health or can be relaxed.

A prerequisite for any weakening of the strict standards in force is that further research will be carried out to exclude microbiological and chemical risks for consumers. However, the question, whether the setting of less stringent norms would actually result in a reduction of food waste, is controversial. Some argue that fruit producers, wholesalers and supermarkets would not adopt toned down norms in practice. In the past the affected parties often adhere to even stricter safety limits than required by law, as a result of the 'naming and shaming' of retailers by telecasts and NGOs in the context of food contamination scandals.

6.3.6. Streamlining food date labelling

The current system of food labelling is regarded as another legal barrier to a responsible handling of food. Consumer surveys in various Member States have shown that there is considerable confusion about expiry dates and the difference between 'best before' and 'use by' dates as consumers connect both terms with spoilage and inedibility of products (Ventour 2008, Katajajuuri et al. 2012, Graham-Rowe et al. 2014, Jörissen et al. 2015). While the 'use by' date is the latest date recommended for the use of a product from a food safety perspective (e.g. for minced meat, raw fish), the 'best before' date does not refer to food safety. It can be seen as a warranty of liability by the producer, and groceries should be safe to eat after this date. The best-before dates are not set by law, they are normally determined by manufacturers on the basis of laboratory studies (Waarts et al. 2011). Interviews with various food chain operators revealed that food producers set best-before dates very

conservatively and retailers decide not to sell products which have passed that date in order to limit their risk in terms of product liability and potential damage to reputation (ibid.).

Against this backdrop the existing regulations on food labelling should be reviewed in order to improve the definiteness and visual presentation of expiry dates. Stakeholders of the food supply chain advocate for the setting of new best-before dates according to true shelf life of products and for the abolition of expiry dates for stable foods like salt, sugar, tea, coffee, rice, dried pasta, hard cheese or dried beans (Waarts 2011, dlv 2012). The initiative of the Netherlands and Sweden to extend the list of products exempted from the obligation to bear a best before date on their packaging is a first step in this direction. A large number of Member States supported the call for a change in labelling. But there are also concerns that relaxing the rules could weaken the quality and safety of products (EU 2015). Critiques fear that products with scrapped best before labelling would be increasingly vulnerable to fraud since they might also be subject to less rigid control. This applies particularly for coffee and rice as they are among the 11 products most affected by food fraud. Proponents of keeping the date further argue that the consumption of products after the best before data is related to health risks since components from the packaging can migrate into the food after a certain period of time. Another argument is that consumers might even throw away more food in the absence of any shelf-life information, because they can no longer recall the date of purchase. Furthermore the abolishment of best before dates for stable foods does not affect the products wasted the most like fruit and vegetables, bakery and dairy products. A general remark to this debate which was also emphasized in the workshop is the need for an agreed list of products which should be addressed with this amendment. The Commission recently proposed to establish a working group to revise the list of products and to start taking initial measures by the end of 2015 (ibid.). Retailers are further recommended to apply price reductions for products close to the expiry date. An innovative suggestion is to integrate information on best-before dates in the barcodes, allowing automatic price reductions at the checkout (Kreutzberger & Thurn 2011).

Intelligent labels (like Time-Temperature-Indicators, TTI) which show the state of a product via colour change should be further studied in pilot projects. It is assumed, that on the one hand they can help to prevent food wastage by indicating the real perishableness, but on the other hand food waste can also be increased by allowing a precise auditability of cold chain interruptions (Kreyenschmidt 2010). Interviews in Germany showed that consumers are rather open and positive towards the TTI-technology. Focus group discussions with Finnish consumers lead to similar results (Pennanen et al. 2013): Consumers considered intelligent labels to be innovative, to be capable to improve food safety, transparency and reliability in the cold chain, to assist the choice of products in the shop and to refine consumers' opportunities for monitoring. But also doubts were mentioned, regarding manipulation and removal of labels by retailers, outsourcing consumers' personal responsibility, increasing food waste, insufficient information and confusion about the technology and other labels as well as rising prices of goods.

6.3.7. Amendment of European marketing standards

Although the European marketing standards are no longer a 'legal' barrier in the proper sense, they can still hamper the marketing of certain agricultural products. By Regulation (EC) No 1221/2008 of 5 December 2008 the number of specific European marketing standards for fresh fruit and vegetables was cut back from 36 to ten. The intentions pursued with this reform were to increase product choices for the consumer and to reduce waste. The reduction of waste was expected to have also positive impacts on food prices (Milzow 2009).

The repealing of the specific marketing standards in 2009 was supported by most consumer associations and environmental groups, primary in view of the intensions pursued. Among producers, wholesalers and retailers there were, however, also many voices in favour of the standards. In particular, farmer unions from producing countries like France, Germany Italy, Poland and Spain opposed the revision, warning that it would become more difficult for consumers to compare quality and prices across EU. Fears of price drops were articulated as well, particular clearly in France. German retailers like Aldi and Kaiser's also advocated the maintaining of the status quo. In contrast, British producers and retailers favoured the revoking of the standards (Milzow 2009). The different positions of British and other European farmers' associations can be partly attributed to structural differences within the agricultural sector. Whereas large farming enterprises have adjusted their production to the standards, smaller producers would more likely benefit from the change (ibid.). Criticism of the reform, however, came not only from parties concerned, but also from others. Legal experts criticise the inconsistent treatment of individual product groups that cannot be justified by compelling reasons (Tobler 2010). Protagonists of a fundamental restructuring of food production argue that the European legislator should set another type of standards, not relating to the external appearance of a product, but to its quality for human consumption in terms of taste, natural purity, nutrition value, ingredients, growing conditions etc. (Stuart 2009, Kreuzberger 2012).

In practice, the impacts of repealing the specific marketing standards remained quite small. The expectation that the sale of products with deviant shape, size and colour would significantly increase was not fulfilled. One reason is that the 26 types of fruit and vegetables covered by the repealed norms account for only 25% of all fruit and vegetables marketed in the EU. The more important reason is that especially the trading sector has an interest in maintaining the standards, providing an objective yardstick, which facilitates business relationships between producers, manufacturers and retailers (BVL 2012). Furthermore, the logistic processes in storage, packaging and distribution are geared to standardised products and cannot handle goods with irregular size and shape (Waarts et al. 2011). Thus, the original statutory standards are further used by different food companies in form of private norms. Proposals to overcome the perceived barriers are, besides a fundamental reformulation of the quality standards, alternative distribution channels and innovative marketing strategies for second class goods. The proposal of setting a new type of standard met with little interest among the participants of our workshop because of doubts about its feasibility and meaningfulness. Votes against this approach argued that it would not be possible to determine and control such characteristics by law. Others declared that the major aim should be to bring second glass goods into commercialisation and to allow exceptions from standards instead

of establishing new norms. Representatives of retail argued that giving up norms in terms of shape and size would also mean inefficiencies in distribution, resulting in higher emissions of greenhouse gases. In contrast, alternative marketing channels as well as the opening of the common channels for deviant products are seen to be central starting points.

6.3.8. Opening of alternative marketing channels for agricultural products

Due to a growing interest in sourcing local food and an increasing concern about the adverse impacts of an industrialised agro-food business, decentralised direct marketing schemes have significantly augmented in recent years. The original idea of direct marketing was not avoiding food waste, but to foster community, to preserve local food production, to revitalise rural economies and to protect the environment (Adam 2006). Nevertheless, for various reasons circumventing the middlemen in the food supply chain can contribute significantly to the prevention of food waste. Direct marketing shortens transport distances between producers and consumers, thereby reducing the risk of spoilage. By making food production and its natural and seasonal limits more visible, it encourages customers to a sparing and responsible handling of food. Furthermore, losses caused by wholesale/retail, e.g. by means of supply agreements forcing farmers towards overproduction or rejecting products that do not meet the standards, are avoided.

Among the many types of direct marketing systems, the most known are: Farm shops and farmers' markets, delivery of vegetable boxes by subscription, mail-orders, producer co-operatives, solidarity purchasing groups and Community Supported Agriculture (CSA). The different models are more or less popular in individual countries. Vecchio (2009) found that CSA has gained increasing importance in the American food system, while solidarity purchasing groups (association of consumers who buy directly from selected producers) flourish in Italy. In Spain producer co-operatives have been successful, while in Germany the concept of subscribed vegetable boxes is quite widespread. Despite the sharp growth of direct marketing approaches in recent years throughout Europe, they still represent only a small part of the food system (Vecchio 2009, Brown & Miller 2008).

Whether direct marketing can be more than a niche for consumers with high environmental and food quality awareness in the future remains to be seen. With regard to an efficient use of food, this concept can bring advantages and should be stimulated (similar Stuart 2009, Gustavsson et al. 2011). On the other hand, due to seasonal restraints, direct marketing systems can never replace the weekly supermarket for most people (Trobe 2001). Another limitation is that there is little empiric research on the impacts of direct marketing on food waste generation. Although there was a positive reaction towards direct marketing among the participants of the stakeholder workshop, the uncertainty about effects on food waste generation was a main concern. Some concepts like subscribed vegetable boxes might produce even more food waste than normal supermarket purchasing due to the risk that the consumer is supplied with food items he does not like or does not know how to prepare. Further research is needed to assess those impacts. In addition, potential losses in employment due to circumvention of retail were an argument against direct marketing within the discussion. By the participants of the workshop, the opening of alternative marketing channels was voted into first place of the most promising mitigation measures, followed with some distance by an

improvement of the underlying data sources and monitoring, awareness campaigns, price reductions for products near to the best-before date as well as educational programmes for employees on the proper handling of food. Against more rigorous approaches like the abolishment of subsidies on food, or amendments to EU regulations on food safety and economic incentives (see the following paragraphs) the participants of the workshop were rather reluctant.

6.3.9. Economic incentives to promote sustainable consumption

There is broad agreement that the undervaluing of food arises from its low market value. The world market prices for food constantly decreased over the last century and only slightly increased again in the first decade of the new century. Furthermore, the wastage of food tends to augment with rising prosperity. Both factors contribute to a careless handling of food (Stuart 2009, Monier et al. 2010, Parfitt et al. 2010, Grethe et al. 2011). While an average household at the beginning of the 20th century had to spend more than half of its disposable income for food, the share is now between less than 10% and up to 20% across EU-28 (Gerstberger & Yaneva 2013). Against this background, many experts consider economic instruments as particularly suitable to recuperate the social esteem of food.

The Swiss WWF advocates the abolishment of all subsidies for food and the introduction of cost-covering prices (WWF 2012). A thorough review of tax regulations, mainly of the Value Added Tax (VAT) Regulation in all EU Member States is seen as necessary in order to remove all incentives that may encourage the generation of food waste (Marthinsen et al. 2012). Some experts like the German Scientific Committee on Agricultural Policy (Bauhus et al. 2012) advocate for the elimination of the reduced VAT-rate on food, representing an indirect subsidisation. Any social hardships caused by tax harmonisation should be offset by targeted governmental income support, which could be financed from additional tax revenue. Other experts, especially from environmental groups, suggest the imposing of different VAT-rates according to the environmental impacts of food items. High tax rates e.g. on meat, dairy products and convenience food could be compensated by reduced tax rates on less environmentally damaging products such as fruit and vegetables.

A third group of experts (inter alia Stuart 2009) highlights that not the consumption of food should be taxed but rather its wastage. In different European countries Pay-as-you-throw (PAYT) schemes are already in place in form of fees according to the weight of municipal waste, the volume of the waste bin or the frequency of its emptying. Countries using PAYT schemes have mostly a better waste management performance, in terms of decreasing waste generation and increasing recycling, than countries where waste collection fees are based on the property value, the number of square meters of housing, the household size or similar indicators (Watkins et al. 2012, EEA 2013). Dahlèn & Lagerkvist (2010) showed that Swedish municipalities with pay-by-weight schemes collected 20% less household waste per capita than other communities, with no significant difference in the amount of separated recyclables per capita. Following the Korean

example¹¹, an obligation to households for the separate collection of food waste and a payment according to its weight should be introduced. The level of the fee must be high enough to encourage reflection by households on their waste behaviour. At the same time, there are arguments for not setting charges such high that they offer an incentive for illegal dumping or burning of waste (Watkins et al. 2012). Experts also emphasize that local conditions and attitudes are of critical importance for the success of such schemes and that an effect seen in one town will not necessarily be seen in another (Dahlèn & Lagerkvist 2010).

6.3.10. Taxes and fees on waste treatment

Economic instruments are also discussed to stimulate food waste prevention in commercial enterprises. One example are taxes and fees on waste treatment which can be seen as economic incentives as they escalate the total costs of waste handling, increasing the financial benefits of waste reduction (Marthinsen et al. 2012, Watkins et al. 2012). Although landfill or incineration taxes are introduced primarily with the intention to move waste management away from landfill towards recovery and recycling, they might also help cutting down on food waste.

In 18 European Member States (or regions within Member States) taxes on waste sent to landfills are in place. The majority of countries have a tax level exceeding €30 per ton of waste and some countries are increasing the rate, so that it reaches or will soon reach a level between €50 and €70 per ton of waste (EEA 2013). A study carried out by the Bio Intelligence Service regarding the use of economic instruments and waste management performances in EU-27 (Watkins et al. 2012), suggests that there is a clear relationship between the total costs of landfilling and the percentage of municipal waste recycled and composted: the higher the total costs of landfilling are, the more municipal waste is pushed up the waste hierarchy towards recycling and composting. Whether this instrument is likely to reach the top of the 'waste hierarchy', i.e. prevention of waste, depends on its configuration.

When using taxes on waste treatment as a tool to prevent food waste, certain requirements have to be met: Firstly, a mandatory separate collection of food waste, both in households and in commercial enterprises (mainly in the retail and hospitality sector) should be introduced; the latter is currently stipulated only in Ireland. Secondly, the tax rate must be high enough to create a sufficiently strong incentive for waste minimisation as well as for the donation of surplus food to charities. However, high taxes can equally generate an additional stimulus for illegal dumping, so regulatory measures need to be developed in parallel (Watkins et al. 2012).

Several European countries provide financial support for the production of energy from waste. It may lead to conflicting incentives, if national legislators on the one hand would im-

¹¹ The Korean government has imposed an obligation to households and business to separate food waste and collect it into specially labelled bags that are available for purchase. SK Telecom, Korea's largest wireless carrier, has designed food waste bins equipped with devices that weigh the waste. Using radio frequency identification (RFID) technology, the bins calculate the disposal fee based on the exact weight, which will then be debited from the user's public transportation card or processed for payment on a linked credit card. So, the more one wastes the more he pays. Anyone who fails to separate his waste and discards food scraps with the municipal garbage risks a fine (Stuart 2009).

pose high taxes for the treatment of food waste and on the other hand subsidise the production of energy from waste. Thus, the existing regulations to promote the use of renewable energies from biogenic waste in Europe should be reviewed in order to identify incentives that run counter to the objective of food waste prevention.

6.3.11. Combating food waste in the hospitality sector

For restaurants and other food service providers the amount of food waste is determined to a considerable extent by the portion sizes they offer. Thus, the adaption of portion sizes to costumers' real needs would be a simple, but effective approach to reduce food waste in the hospitality sector (Marthinsen et al. 2012, Silvennoinen et al. 2012). A la carte-restaurants should offer a choice of portion sizes to graded prices. To further refine this approach, restaurants could examine how much and what types of food tend to be left over on customers' plates and modify their dishes according to the insights gained by this examination (EPA 2010, Lipinski et al. 2013). In buffet style-restaurants customers serve themselves, thereby determining the size of their meal. Nevertheless, food service operators have means to influence consumers' behaviour.

One option is to post information signs reminding customers to take only as much food as they can eat. Another option is to replace dinner trays by portion size plates¹². Under this system customers can return to the buffet to take more, but are limited at each trip to the amount of food they can carry on a plate. A third option is to remove 'all you can eat'-buffets and replace them by 'pay by weight'-systems. This approach would give the costumer an economic incentive not to take more than necessary. The strategy to educate consumers by setting economic incentives is followed by some restaurants in London. Stuart (2009) reports that guests of the Nigerian restaurant 'Obalenda Suya Express' have to donate £2.50 to Oxfam if they don't finish their meals. The examples indicate that there are different ways to adapt portion sizes to consumers' real needs. Restaurants and other food service providers should have the opportunity to test different options for a certain period of time. If it turns out that they do not use any of the available approaches voluntarily, national legislators should consider the introduction of a statutory obligation to do so.

Besides the adaption of portion sizes to consumers' real needs, different surveys agree that training of staff as well as an improvement of the internal routines for purchasing, storing and freezing is crucial for reducing food waste in the hospitality sector. Also a careful menu planning by using, whenever possible, advanced tools that can forecast the demand based on historical consumption data, weather conditions and other key parameters are considered to be important. High relevance is finally attributed to the collection and documentation of food waste data, which can help to identify the changes in food waste composition and to detect the most vulnerable points in each restaurant. It was further recommended to integrate food waste prevention issues into certification standards and eco-labels that are applied in the hospitality sector (Marthinsen et al. 2012).

¹² A pilot study at cafeterias of US-American universities suggests that by operating tray-less buffets, the emergence of food waste could be reduced by 25 to 30% (Lipinsky et al. 2013).

6.3.12. Promotion of food redistribution programmes

Even if all possibilities to combat food waste would be exploited, a certain amount of surplus food would still persist. Food redistribution programmes are a proven tool for the efficient use of this surplus to the benefit of economically deprived people. Charitable institutions like 'FareShare' in the UK, 'Fondazione Banco Alimentare' in Italy or 'Die Tafeln' in Germany and Switzerland collect food, voluntarily given away by producers, processors, retailers or food service operators that would otherwise be discarded, and redistribute it to the needy. Several European countries (e.g. Austria, Belgium, Denmark, France, Germany, Ireland, Italy, Norway, Sweden, Spain and the United Kingdom) have successfully implemented food redistribution programmes.

The main barriers to food redistribution are related to economic, infrastructural and legal constraints. Especially in rural areas the network of food rescue organisations often is not tight enough to organise the transport of surplus food from the point of origin to the food bank in an economically feasible way (Lebersorger & Schneider 2014). Donors of surplus food as well as charity organisations that redistribute it may be concerned about the legal consequences in case that somebody will be harmed by a defective product. To remove the legal obstacles, in 1996 the United States enacted the Bill Emerson 'Good Samaritan Act' which limits the liability of donors. The law protects food donors from civil and criminal liability in the case that the product they gave in good faith to a charitable organisation should harm a recipient. In addition to granting legal protection to donors, the law may also be seen as an endorsement of redistribution activities (Morenoff 2002, Van Zuiden 2012, Lipinsky et al. 2013). With the exception of Italy, in Europe there is no similar regulation up to now.

Whether the European food law mandatory requires an amendment in line with the Good Samaritan Act is controversial. Some argue that the provisions of the European food law, especially those about food safety and food hygiene, also apply to the transfer of food to charitable institutions (e.g., BMELV 2012). Following this legal interpretation, social organisations passing food to needy persons act as a 'food business operator' who is responsible for the safety and traceability of food (General Food Law Regulation (EC) 178/2002) and has to adhere to the hygiene rules imposed by Regulation (EC) 852/2004. Planchenstainer (2013) in contrast, doubts that charity organisations collecting surplus food have in fact to be seen as food business operators. He points out that the European food law grants some flexibility, enabling a preferential treatment of such organisations by the national authorities. So, Regulation (EC) No 852/2004 provides for certain exceptions. The provisions should not apply to the preparation, handling and storage of food 'for private domestic consumption'. Furthermore, they should only apply to undertakings which imply 'a certain continuity of activities and a certain degree of organisation'. In the view of Planchenstainer food banks and charity organisations could be assigned to one or the other of these categories, enjoying the same status and facing less burdensome requirements.

Nevertheless, he pleads for the introduction of a provision analogous to the Good Samaritan Act, mainly because without any modification of the European food law, donors may be discouraged to give their surplus food to charity organisations. Under the applicable law, they may be driven to discard non-marketable goods in order to avoid liability (similar BIOIS 2011,

Lipinsky et al. 2013). Thus, it should be considered to introduce a common European provision for the liability of donors and charity organisations that redistribute food. This could be implemented by amending Regulation (EC) 178/2002.

Box VI.1: Overview of most relevant leverage points and options for action against food wastage

- **Setting of mandatory reduction targets** on national, regional and local level and agreement on voluntary commitments for the manufacturing, retail and hospitality sector
- **Improvement of the underlying data sources** by standardising methods of data collection and calculation as well as clear definition of terms
- **Establishment of an Integrated Supply Chain Management** in order to increase coordination along the food supply chain
- **Reviewing the current regime of food safety regulations** in order to identify provisions that are not mandatory to protect human life, but lead to unnecessary food waste
- **Streamlining food date labelling** in order to improve the comprehensibility of expiry dates
- **Replacing European marketing standards** related to the external appearance of a product by standards that refer to its quality for human consumption and growing conditions
- **Opening of alternative marketing channels** for agricultural products by establishing a closer link between producers and consumers
- **Reviewing the EU tax regulation** in order to remove all incentives that may encourage the generation of food waste
- **Introduction of taxes and fees on waste treatment** as well as mandatory separate collection of food waste
- **Combating food waste in the hospitality sector** by offering individual portion sizes, careful menu planning and improvement of internal routines
- **Promotion of food redistribution programmes** for surplus food to charitable organisations

6.4. Conclusions

A glance at the current practice in Europe shows that most of the prevention measures implemented by governments up to now are soft instruments like awareness campaigns, round tables, networks and information platforms. As the British example mentioned above proves, it is undeniable that the exchange of information can contribute considerably to the reduction of food waste (see section 6.3.4). Another important reason for the preference of informational and cooperative instruments is that they can be easily and quickly implemented and are associated with relatively low costs.

More rigorous approaches like the abolishment of subsidies on food (inter alia the reduced VAT rate on groceries), the introduction of taxes on waste treatment or amendments to EU regulations on food safety have not yet been realised in practice, although it can be assumed that in particular economic instruments could be a key lever for behavioural changes in industrialised countries (Hertel 2015). Main concern is that such measures would evoke protest among citizens and the relevant stakeholders. Apart from a lack of acceptance, little is

known about their effectiveness to reduce food waste. Further research is needed to assess the impacts and efficacy of economic and regulatory instruments. Also a testing introduction of such measures for a limited period, which allows for the elimination if the results are inconclusive, is one way to gain experiences on a larger scale. Denmark has embarked this way with its 'fat tax' which was introduced in October 2011 and abolished fifteen months later. Although being strongly criticised for its lacking acceptance, low impact on changing consumption patterns and negative economic effects (IEA 2013), this initiative allowed important insights which can give orientation also in other contexts. All in all, especially in the field of rigid regulatory measures the question about commensurability, constitutional justification and alternatives is raised. There is always a necessity of weighing up between the significance of food waste reduction on the one side and individual rights and interests that may be affected on the other side. In addition, there are several trade-offs between food waste prevention and societal aims like food safety as well as environmental goals like reduction of packaging waste and emissions in the distribution sector, which require consideration processes.

Combating food waste needs the engagement of all actors involved, whereat there are certain responsibilities for the implementation of the different measures. It is left to the European policy and law makers to commit the Member States to collect and forward information on food waste generation and introduce mandatory reduction targets, to consider the review of EU Legislation on Food Safety, to check possibilities to amend European Marketing Standards as well as to limit the liability of food donors by law. The introduction of economic incentives to promote sustainable consumption or taxes and fees for waste treatment, consumer education and support of alternative marketing channels call for the action of national governments. Private actors in the field of food manufacturing, retail and gastronomy are in demand to improve their communication and establish an Integrated Supply Chain Management. The voluntary setting of reduction targets, participation in food redistribution programmes as well as consumer information campaigns would be desirable efforts in the commercial sector too. In addition to measures which are exclusively designed on food waste reduction also a change of social framework conditions can help to meet the objective. This includes an improved compatibility of career and family, marketing systems which establish a closer link between producers and consumers, and a change of dietary patterns. Although a reduced consumption of meat products would not scale down the total amount of food waste, it would considerably decrease the environmental impacts of food production.

Acknowledgements

This article is based on a project funded by the 'Science and Technology Options Assessment Board' (STOA) of the European Parliament (IP/A/STOA/FWC/2008-096/LOT7/C1/SC2).

References

- Adam, K.L. (2006): Community Supported Agriculture. ATTRA – National Sustainable Agriculture Information Service. <https://attra.ncat.org/attra-pub/viewhtml.php?id=262> (link updated January 1, 2018).
- Bauhus, J.; Christen, O.; Dabbert, S.; Gauly, M.; Heißenhuber, A.; Hess, J.; Isermeyer, F.; Kirschke, D.; Latacz-Lohmann, U.; Otte, A.; Qaim, M.; Schmitz, R. M.; Spiller, A.; Sundrum, A.; Weingarten, P. (2012): Ernährungssicherung und nachhaltige Produktivitätssteigerung. Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Bonn.
- Bergman, E.; Buerge, N.; Englund, T.; Femrite, A. (2003): Relationships of Meal and Recess Schedules to Plate Waste in Elementary Schools. National Food Service Management Institute, The University of Mississippi.
- BCFN (2012): Food waste: causes, impacts and proposals. Barilla Center for Food and Nutrition (BCFN), Parma.
- Beretta, C.; Stoessel, F.; Baier, U.; Hellweg, S. (2013): Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland. *Waste Management*, Vol. 33, 764–773.
- BIOIS (2011). Guidelines on the preparation of food waste prevention programmes. Prepared for the European Commission DG ENV. BIO Intelligence Service (BIOIS), Paris.
- BMELV (2012): Leitfaden für die Weitergabe von Lebensmitteln an soziale Einrichtungen - Rechtliche Aspekte. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Berlin
- Bräutigam, K.-R.; Jörissen, J.; Priefer, C. (2014): The extent of food waste generation across EU-27: Different calculation methods and the reliability of their results. *Waste Management and Research*, 32(8), 683–694.
- Brown, C.; Miller, S. (2008): The Impacts of Local Markets: A Review of Research on Farmers Markets and Community Supported Agriculture (CSA). *American Journal of Agricultural Economics* 90(5), 1298–1302.
- BVL (2012): Stellungnahme zur Öffentlichen Anhörung zum Thema “Lebensmittelverschwendung” im Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages am 23.04.2012. Bundesverband des Deutschen Lebensmittelhandels (BVL), Berlin.
- Dahlén, L.; Lagerkvist, A. (2010): Pay as you throw. Strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems in Sweden. *Waste Management* 30(2010), 23–31.
- dlv (2012): Stellungnahme zur Öffentlichen Anhörung zum Thema “Lebensmittelverschwendung” im Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages am 23.04.2012. Deutscher LandFrauenverband (dlv), Berlin.
- Engström, R.; Carlson-Kanyama, A. (2004): Food losses in food service institutions. Examples from Sweden. *Food policy*, Vol. 29, 203–213.
- EEA (2013): Managing municipal solid waste – a review of achievements in 32 European countries. EE Report No 2/2013. European Environmental Agency (EEA), Copenhagen.

- EPA (2010): Less food waste more profit: A guide to minimizing food waste in the catering sector. Environmental Protection Agency (EPA) National Waste Prevention Programme and Cork Institute of Technology, Ireland.
- EU (2015): Best before date labels. Protecting consumers and limiting food waste. European Parliament, Strasbourg.
- FAO (2012): Greening the economy with agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO (2013): Food wastage footprint – Impacts on natural resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO (2014): Mitigation of food wastage – Social costs and benefits. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO (2015): 2013 Food Balance Sheets for 42 selected countries (and updated regional aggregates). Food and Agriculture organization of the United Nation Statistics Division, Rome. <http://faostat3.fao.org/download/FB/FBS/E> (link updated January 1, 2018).
- Gerstberger, C.; Yaneva, D. (2013): Analysis of EU-27 household final consumption expenditure – Baltic countries and Greece suffering most from the economic and financial crisis. EUROSTAT – Statistics in focus, Vol. 2, 1–7.
- Göbel, C.; Teitscheid, P.; Ritter, G.; Blumenthal, A.; Friedrich, S.; Frick, T.; Grotstollen, L.; Möllenbeck, C.; Rottstegge, L.; Pfeiffer, C.; Baumkötter, D.; Wetter, C.; Uekötter, B.; Burdick, B.; Langen, N.; Lettenmeier, M.; Rohn, H. (2012): Verringerung von Lebensmittelabfällen – Identifikation von Ursachen und Handlungsoptionen in Nordrhein-Westfalen. Studie für den Runden Tisch „Neue Wertschätzung von Lebensmitteln“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen [Reduction of food waste – identification of causes and options for action in North Rhine-Westphalia. Study for the roundtable "New appreciation of food" of the Ministry for Climate Protection, Environment, Agriculture, Nature Conservation and Consumer Protection of the German State of North Rhine-Westphalia].
- Goodwin, L. (2013): Three is the magic number. WRAP blogposts. July 11, 2013. <https://www.packagingnews.co.uk/features/comment/soapbox/liz-goodwin-three-is-the-magic-number-22-05-2013> (link updated January 1, 2018).
- Graham-Rowe, E.; Jessop, D.C.; Sparks, P. (2014): Identifying motivations and barriers to minimising household food waste. Resources, Conservation and Recycling (84), 15–23.
- Grethe, H.; Dembélé, A.; Duman, N. (2011): How to feed the world's growing billions. Understanding FAO world food projections and their implications. Heinrich Böll Stiftung und WWF Deutschland, Berlin.
- Gustavsson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U. (2011): Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Gustavsson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U.; Emanuelsson, A. (2013): The methodology of the FAO study: "Global Food Losses and Food Waste - extent, causes and prevention"- FAO, 2011. The Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK), Göteborg.

- Hanss, D.; Böhm, G. (2013): Promoting purchases of sustainable groceries: An intervention study. *Journal of Environmental Psychology*, Vol. 33, 53–67.
- Hertel, T.W. (2015): The challenges of sustainably feeding a growing planet. *Food Sec.*, Vol. 7, 185–198.
- HLPE (2014): Food losses and waste in the context of sustainable food systems. A report by The High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition, Rome.
- IEA (2013): The proof of the pudding – Denmark’s fat tax fiasco. IEA Current Controversies Paper No. 42. Institute of Economic Affairs, London.
- IMECHE (2013): Global Food: Waste Not, Want Not. Institution of Mechanical Engineers, London.
- Ingram, J.S.I., Wright, H.L., Foster, L., Aldred, T., Barling, D., Benton, T.G. et al. (2013): Priority research questions for the UK food system. *Food Sec.*, Vol. 5, 617–636.
- Jörissen, J.; Priefer, C.; Bräutigam, K.R. (2015): Food Waste Generation at Household Level: Results of a Survey among Employees of Two European Research Centres in Italy and Germany. *Sustainability*, Vol. 7, 2695–2715.
- Katajajuuri, J.M.; Silvennoinen, K.; Hartikainen, H.; Jalkanen, L.; Koivupuro, H.K.; Reinikainen, A. (2012): Food waste in the food chain and related climate impacts. Presentation at LCA food conference 1-4 October, Saint Malo, France.
- Kreutzberger, S. (2012): Stellungnahme zur Öffentlichen Anhörung zum Thema “Lebensmittelverschwendung” im Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages am 23.04.2012, Berlin.
- Kreutzberger, S.; Thurn, V. (2011): Die Essensvernichter. Warum die Hälfte aller Lebensmittel im Müll landet und wer dafür verantwortlich ist. Kiepenheuer & Witsch Verlag, Köln.
- Kreyenschmidt, J.; Christiansen, H.; Hübner, A.; Raab, V.; Petersen, B. (2010): A novel photochromic time-temperature indicator to support cold chain management. *International Journal of Food Science & Technology*, Vol. 45, 208–215.
- Lebersorger, S.; Schneider, F. (2014): Food loss rates at the food retail, influencing factors and reasons as a basis for waste prevention measures. *Waste Management*, Vol. 34, 1911–1919.
- Lee, P.; Willis, P. (2010): Final report – Waste arisings in the supply of food and drink to households in the UK. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Lipinski, B.; Hanson, C.; Lomax, J.; Kitinoja, L.; Waite, R.; Searchinger, T. (2013): Reducing Food Loss and Waste. Working Paper. World Resources Institute, Washington DC.
- Marthinsen, J.; Sundt, P.; Kaysen, O.; Kirkevaag, K. (2012): Prevention of food waste in restaurants, hotels, canteens and catering. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Milzow, K. (2009): The EU’s Marketing Standards for Fruit and Vegetables: The End of a Myth? In: Fondation Pierre du Bois (ed.): *Papiers d'actualité / Current Affairs in Perspective*, No 9. Pully/Switzerland.
- Monier, V.; Mudgal, S.; Escalon, V.; O’Connor, C.; Gibon, T.; Anderson, G.; Montoux, H.; Reisinger, H.; Dolley, P.; Ogilvie, S.; Morton, G. (2010): Final report - Preparatory study on food waste across EU 27. On behalf of the European Commission [DG ENV – Directorate C]. BIO Intelligence Service (BIOIS), Paris.
- Morenoff, D. (2002): Lost Food and Liability: The Good Samaritan Food Donation Law Story. *Food and drug Law Journal*, 57(1), 107–132.

- Parfitt, J.; Barthel, M.; Macnaughton, S. (2010): Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Phil. Trans. R. Soc. B*, Vol. 365, 3065–3081.
- Parry, A.; James, K.; LeRoux, S. (2015): Strategies to Achieve Economic and Environmental Gains by Reducing Food Waste. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Pennanen, K.; Keskitalo-Vuokko, K.; Kumpusalo-Sanna, V. (2013): Consumer and Time-Temperature Indicator: Implications for Further Development. Proceedings of 26th IAPRI Symposium on Packaging 2013, Espoo.
- Planchenstainer, F. (2013): The collected what was left of the scraps: Food surplus as an opportunity and its legal incentives. In: The Trento Law and Technology Research Group (ed.): Research Paper No 13. University of Trento/Italy.
- Priefer, C.; Jörissen, J.; Bräutigam, K.-R. (2013): Technology options for feeding 10 billion people - Options for cutting food waste. Report prepared for STOA, the European Parliament Science and Technology Options Assessment Panel. Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS), Karlsruhe Institute of Technology (KIT).
- Quested, T.; Ingle, R.; Parry, A. (2013): Household Food and Drink Waste in the United Kingdom 2012. Waste and Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Reisch, L.; Eberle, U.; Lorek, S. (2013): Sustainable food consumption: an overview of contemporary issues and policies. *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, 9(2), 7–25.
- Scholz, K.; Eriksson, M.; Strid, I. (2015): Carbon footprint of supermarket food waste. *Ressources, Conservation and Recycling*, Vol. 94, 56–65.
- Silvennoinen, K.; Katajajuuri, J.M.; Hartikainen, H.; Jalkanen, L.; Koivupuro, H.K.; Reinikainen, A. (2012): Food waste volume and composition in the Finnish supply chain: Special focus on food service sector. Proceedings of the Forth International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Cini Foundation, 12-15 November 2012, Venice/Italy.
- Stuart, T. (2009): Waste: Uncovering the global food scandal. The True Cost of What the Global Food Industry Throws Away. Penguin Books Ltd., London.
- Trobe, H.L. (2001): Farmers markets: Consuming Local Rural Produce. *International Journal of Consumer Studies*, Vol. 25, 181–192.
- Van Zuiden, S. (2012): The god fight for Good Samaritans: The history of alleviating liability and equalizing tax incentives for food donors. *Drake Journal of Agricultural Law*, Vol. 17, 237–262.
- Vecchio, R. (2009): European and United States Farmers' Markets: Similarities, Differences and Potential Developments. Paper prepared for presentation at the 113th EAAE Seminar 'A resilient European food industry and food chain in a challenging world', Chania/Greece, September 3-6, 2009. <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/58131/2/Vecchio.pdf> (link updated January 1, 2018).
- Ventour, L. (2008): Food waste report - The food we waste. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.

- Waarts, Y.; Eppink, M.; Oosterkamp, E.; Hiller, S.; Van der Sluis, A.; Timmermans, T. (2011): Reducing food waste - Obstacles experienced in legislation and regulations. LEI report 2011-059. Wageningen University & Research.
- Watkins, E.; Hogg, D.; Mitsios, A.; Mudgal, S.; Neubauer, A.; Reisinger, H.; Troeltzsch, J.; van Acoleyen, M. (2012): Use of economic instruments and waste management performances. Final Report. European Commission DG ENV, Brussels
- WWF (2012): Lebensmittelverluste in der Schweiz – Ausmaß und Handlungsoptionen. In Zusammenarbeit mit dem Verein foodwaste.ch und auf Basis der Masterarbeiten von Almeida, J. und Beretta, C. World Wide Fund For Nature (WWF) Schweiz, Zürich.

7 Artikel 4: Energiepflanzenanbau und Flächenkonkurrenz: Indizien und Unsicherheiten

Abstract

In the first decade of the 21st century, energy crop cultivation, particularly for biofuels, has increased remarkably in many developed and transition countries, determined by political decisions. This development raised concerns that energy crops compete with food production for land use. In this review, indicators for land use competition such as land use change, tenure rates and agricultural prices are discussed with regard to their context and informative value for past and future competitions through cultivation of energy crops. Yield increases and changing dietary patterns are analysed exemplarily as important determining factors for potential future developments. Due to the complex interplay of many influencing factors, indicators and models can only indicate risks of land use competition and not precise figures. The present article emphasises that available analyses have not sufficiently taken into account feedbacks which at least partly mitigate negative impacts of energy crop cultivation in terms of land use competition.

7.1. Problemfeld Flächenkonkurrenz

Nach Jahren optimistischer Einschätzung der Bioenergiepotenziale und der politischen Festlegung von Ausbauzielen für die Bioenergienutzung, die zur Klimagasreduktion beitragen sollte, sind in den letzten Jahren erhebliche Zweifel aufgekommen, ob diese Ziele ohne Flächenkonkurrenzen zu erreichen sind. Die Sorge ist, dass in Zukunft Nahrungsmittel- und Biokraftstoffproduktion zunehmend um Anbauflächen konkurrieren. Die Diskussion darüber wird oftmals unter dem Stichwort „Teller oder Tank“ geführt. Flächenkonkurrenzen sind jedoch nicht direkt beobachtbar oder messbar und daher schwierig zu beurteilen. Ziel dieses Übersichtsartikels ist es, die Komplexität der Zusammenhänge und die Hintergründe unterschiedlicher Einschätzungen zu Flächenkonkurrenzen durch Energiepflanzen herauszuarbeiten und zu vergleichen. Besonderes Augenmerk wird dabei auf Rückkopplungen gelegt. Ferner analysieren wir, inwiefern physische Größen wie die Entwicklung des Energiepflanzenanbaus und Änderungen der Flächennutzung sowie ökonomische Größen wie die Entwicklung von Pacht- und Agrarpreisen Indizien für Flächenkonkurrenzen sind und welche Unsicherheiten dabei bestehen.

7.2. Flächenkonkurrenz durch Energiepflanzen: Begriff und Betrachtungsebenen

Energiepflanzen sind landwirtschaftliche Nutzpflanzen, deren Hauptprodukt der Energieerzeugung dient (Meyer et al. 2010, S. 35). Flächenkonkurrenz tritt auf, wenn die zunehmende Flächennachfrage eines (neuen) Nutzungspfades wie der Energiepflanzenutzung nicht durch eine entsprechende Verringerung der Flächennachfrage etwa für die Nahrungsmittelerzeugung, beispielsweise durch landwirtschaftliche Ertragssteigerungen oder rückläufige Nahrungsmittelnachfrage, kompensiert wird (Meyer und Priefer 2012, S. 116). Bei der Diskussion um Flächenkonkurrenzen steht vor allem der Einfluss politischer Rahmensetzungen auf den Anbau von Energiepflanzen im Fokus.

In jüngster Zeit haben zwei mögliche Wirkungen der Flächenkonkurrenz besondere Beachtung gefunden. Zum einen wird diskutiert, dass Landnutzungsänderungen eintreten, die zu Biodiversitätsverlusten und erheblichen CO₂-Freisetzungen führen können, vor allem wenn Regenwälder und Torfstandorte betroffen sind (zum Beispiel Searchinger et al. 2008). Zum anderen ist strittig, inwieweit die zunehmende Produktion von Biokraftstoffen den starken Anstieg der Weltmarktpreise für Agrarprodukte seit den Jahren 2007/2008 bewirkt hat (Headley und Fan 2010).

Ein wichtiges Charakteristikum von Flächenkonkurrenzen ist, dass sich diese über verschiedene räumliche Ebenen fortpflanzen und dort jeweils spezifische Wirkungen entfalten können. Energiepflanzenanbau kann zunächst in den Regionen Konkurrenzen bewirken, in denen er wirtschaftlich ist. Flächenkonkurrenzen auf regionaler Ebene sind insbesondere relevant im Hinblick auf ihren Einfluss auf regionale Wertschöpfungsketten und ökologische Wirkungen der Landbewirtschaftung vor Ort. Ob die Nahrungsmittelversorgung von solchen regionalen Verschiebungen beeinträchtigt wird, hängt davon ab, wie weit auf nationaler und internationaler Ebene ein Ausgleich stattfindet. Angesichts offener Märkte können Fernwirkungen in den globalen Landnutzungssystemen (Haberl et al. 2012) auftreten, wenn eine zunehmende Flächennutzung für Energiepflanzen durch den Import von Agrarprodukten (Nahrungsmitteln) aus anderen Ländern kompensiert oder der Energiepflanzenanbau für die Erreichung der Bioenergieziele in andere Weltregionen verlagert wird. Diese Fernwirkungen können in entgegengesetzte Richtungen wirken, als Ausgleich regionaler oder nationaler Engpässe oder als Verlagerung und gegebenenfalls Verschärfung von Versorgungsproblemen und negativen ökologischen Effekten.

Ein weiteres Merkmal von Flächenkonkurrenzen ist, dass sie nicht statisch sind. Vermittelt über höhere Preise für Agrarprodukte können sie Anreize schaffen, die landwirtschaftliche Produktion zu erhöhen, was wiederum Konkurrenzen entgegenwirkt (Abbildung VII.1). Die Quantifizierung solcher Rückkopplungen ist ein wesentliches Problem bei der Abschätzung zukünftiger Flächenkonkurrenzen durch die Ausbauziele für Bioenergie.

7.3. Indizien für Flächenkonkurrenz durch Energiepflanzen

7.3.1. Entwicklung von Bioenergienutzung und Energiepflanzenanbau

Während die Wärme- und Stromerzeugung aus Biomasse größtenteils auf nicht-landwirtschaftlichen Rohstoffen wie Holz beruhen, basiert die Biokraftstofferzeugung im Wesentlichen auf dem landwirtschaftlichen Anbau von Energiepflanzen und ist daher relevant für mögliche Flächenkonkurrenzen mit der Nahrungsmittelerzeugung. Biokraftstoffe haben weltweit einen Anteil von etwa drei Prozent am gesamten Kraftstoffverbrauch im Straßenverkehr (REN21 2014). Nach einem rasanten Wachstum auf globaler und europäischer Ebene wie auch in Deutschland (Tabelle VII.1) stagniert die Nachfrage seit 2010.

Tab. VII.1: Entwicklung der Produktion und des Verbrauchs von Biokraftstoffen

Quellen: REN21 (2014), EurObservER (2010, 2014), BMWi (2014)

Region/Land	2000	2013
<i>Global^a</i>		
– Produktion Bioethanol (1.000 Tonnen)	22.515 (2004)	68.888
– Produktion Biodiesel (1.000 Tonnen)	2.112 (2004)	23.144
<i>EU-27^b</i>		
– Verbrauch Biokraftstoffe (ktoe)	672	13.585
<i>Deutschland</i>		
– Verbrauch Biodiesel + Pflanzenöle (1.000 Tonnen)	266	2.061
– Verbrauch Bioethanol (1.000 Tonnen)	0	1.206
– Verbrauch Biomethan (1.000 Tonnen)	0	29
– Verbrauch Biokraftstoffe gesamt (1.000 Tonnen)	266	3.296

- a Globale Werte umgerechnet von Volumen in Masse mit 0,79 kg/l für Bioethanol und 0,88 kg/l für Biodiesel (www.bdbe.de/branche/formeln/). Auf globaler Ebene sind nur Produktionszahlen verfügbar. Hier entspricht die Produktion dem Verbrauch, soweit nicht ein Teil des Verbrauchs aus der Produktion des Vorjahres bzw. der Vorjahre gedeckt wird und ein Teil der Produktion in die Vorratshaltung geht.
- b Für die EU haben sind nur Verbrauchszahlen verfügbar. Die Energiegehaltseinheit ktoe (Kilotonne Öleinheit) kann nicht in eine Mengeneinheit umgerechnet werden, da die darin enthalten verschiedenen Biokraftstoffe unterschiedliche Energiegehalte haben. 1.000 Tonnen Biodiesel entsprechen 0,86 ktoe, 1.000 Tonnen Bioethanol 0,64 ktoe.

Die steigende Bioenergienutzung beruht auf entsprechenden Förderpolitiken. Vor allem Industrie- und Schwellenländer haben vielfältige Unterstützungsmaßnahmen eingeführt; so bestehen in 33 Ländern auf nationaler Ebene Beimischungsquoten für Biokraftstoffe (REN21 2014, S 85). Das Beispiel Deutschland verdeutlicht, wie sich politische Änderungen in der Biokraftstoffnutzung niedergeschlagen haben: Der Biokraftstoffanteil am Kraftstoffverbrauch im Verkehrssektor stieg aufgrund der Steuerbefreiung von 0,5 Prozent (2000) auf einen Höchststand von 7,4 Prozent im Jahr 2007 und ging dann mit der Quotenregelung auf 5,5 Prozent (2013)¹³ zurück (BMWi 2014, S. 19). Wegen der Diskussion um Flächenkonkurrenzen hat die EU-Kommission 2012 vorgeschlagen, den Anteil der Biokraftstoffe aus Nahrungspflanzen (Getreide und sonstigen stärkehaltigen Pflanzen, Zuckerpflanzen und Ölpflanzen) auf fünf Prozent des Endenergieverbrauchs im Verkehrssektor zu begrenzen, bei Beibehaltung des Zehn-Prozent-Ausbauziels für 2020¹⁴

¹³ Mit dem *Biokraftstoffquotengesetz* (BioKraftQuG 2006) wurde für das Jahr 2007 eine Quote von 4,4 Prozent für Dieselmotorkraftstoff und von 1,2 Prozent für Ottomotorkraftstoffe eingeführt. Diese sollte bis 2015 sukzessive auf acht Prozent des Energiegehalts der gesamten in den Verkehr gebrachten Kraftstoffe ansteigen. Gleichzeitig wurde die Steuerentlastung für Biodiesel und reines Pflanzenöl jährlich reduziert bis zur völligen Abschaffung 2012. Die Beimischung zur Erfüllung der Quote hat dabei den Rückgang des Verbrauchs an den Reinkraftstoffen nicht ausgleichen können. Das *Gesetz zur Änderung der Förderung von Biokraftstoffen* (2009) hob die ansteigende Quote auf und legte die energiebezogene Gesamtquote auf 5,25 (2009) bzw. 6,25 Prozent (2010 bis 2014) fest. Ab dem Jahr 2015 gelten statt der Gesamtquoten für Biokraftstoffe pauschale Treibhausgasreduktionsziele für den Verkehrssektor. Der Einsatz von Biokraftstoffen ist eine Möglichkeit zur Erreichung der Einsparungsquote.

¹⁴ zehnteil Prozent Energie aus erneuerbaren Quellen im Verkehrssektor

(Europäische Kommission 2012). Der Energieministerrat hat sich daraufhin 2014 für eine Kappung bei sieben Prozent Biokraftstoffe aus Nahrungspflanzen ausgesprochen. Dem hat das Europäische Parlament vor kurzem zugestimmt. Die durch diese Diskussion entstandenen Unsicherheiten haben dazu geführt, dass 2013 der Biokraftstoffverbrauch in der EU erstmals zurückgegangen ist (EurObserver 2014).

Die Entwicklung der Biokraftstoffnutzung in Deutschland hat sich auf die landwirtschaftliche Flächennutzung ausgewirkt (Tabelle 2). Neben den politischen Vorgaben zu Biokraftstoffen wurde die Entwicklung des deutschen Energiepflanzenanbaus beeinflusst durch:

- > Ausschöpfung der Potenziale aus der bis 2009 bestehenden obligatorischen Flächenstilllegung,
- > Verschiebungen innerhalb des Energiepflanzenanbaus,
- > höhere Konkurrenzfähigkeit des Nahrungsmittelanbaus durch hohe Agrarpreise seit 2007,
- > zunehmenden Import von Biokraftstoffen bzw. Rohstoffen zur Biokraftstoffherstellung

Einen Sonderweg in der EU hatte Deutschland eingeschlagen: Durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2004) wurde die Stromerzeugung aus Energiepflanzen in Biogasanlagen gefördert (sogenannter NaWaRo-Bonus). Mit dem „Maisdeckel“ im EEG 2012 (EEG 2011, Herbst 2014) wurde diese Art der Stromgewinnung eingeschränkt und mit dem EEG 2014 (EEG 2014) ganz aufgegeben. Durch die 20-jährige Garantie der Einspeisevergütung wird der ursprüngliche Boom (Tabelle VII.2) jedoch lange nachwirken.

Tab. VII. 2: Entwicklung des Energiepflanzenanbaus in Deutschland

Quellen: FNR (2014, 2007), BMVEL (2001, S. 90)

	2000	2007	2013
Raps für Biodiesel oder Pflanzenöl ^a (ha)	400.000	1.120.000	557.000
Pflanzen für Bioethanol ^b (ha)	0	250.000	173.000
Pflanzen für Biogas ^c (ha)	0	400.000	1.250.000
Energiepflanzen gesamt (ha)	400.000	1.770.000	1.980.000
Anteil der Energiepflanzen an der Ackerfläche (%)	3,4	14,9	16,7

a nicht für Ernährungszwecke | b Getreide, Körnermais, Zuckerrüben | c Silomais, Grassilage, Ganzpflanzengetreide, Getreide

Auf globaler Ebene reicht die Abschätzung des Energiepflanzenanteils an der Ackerfläche von 1,0 (Ajanovic 2011) bis 3,8 Prozent (bzw. 55 Mio. ha) (Jering et al. 2012, S. 12). Aus diesen Zahlen werden in der Debatte zwei sehr unterschiedliche Einschätzungen möglicher Flächenkonkurrenzen abgeleitet: Eine Argumentation bezieht sich auf das Verhältnis von Energiepflanzen- zu Nahrungsmittelanbauflächen und betont, dass der geringe globale Flächenanteil gegen einen signifikanten Einfluss spreche (Ajanovic 2011). Die Gegenargumentation beruht auf der Veränderung der Flächennutzung und betrachtet die starke Ausweitung im ersten Jahrzehnt dieses Jahrhunderts als ein Indiz für Flächenkonkurrenzen (HLPE 2013).

7.3.2. Entwicklung der Agrarpreise

Politische Ausbauziele und Förderungen für Biokraftstoffe sind als ein wichtiger Faktor für steigende Agrar- und Lebensmittelpreise genannt worden, vor allem seit deren rasantem Anstieg in den Jahren 2007/08. Innerhalb kurzer Zeit hatten sich die Weltmarktpreise wichtiger landwirtschaftlicher Produkte verdoppelt bis verdreifacht. Nach einem deutlichen Preisrückgang kam es in den Jahren 2010/11 zu einer weiteren Preisspitze mit nominalen Rekordwerten. Die realen, inflationsbereinigten Preise lagen 2008 allerdings nur bei 50 Prozent der letzten großen Preisspitze von 1975 (Piesse und Thirtle 2009).

Die wissenschaftlichen Einschätzungen zum Anteil der Energiepflanzen (bzw. Biokraftstoffe) an diesem Preisanstieg gehen weit auseinander. Sie reichen von keinem (Ajanovic 2011) bis zu entscheidendem Einfluss (de Gorter et al. 2013). Da Agrarpreise von zahlreichen Faktoren abhängen (Abbildung VII.1), werden neben den Biokraftstoffen eine Reihe weiterer kurzfristiger, unmittelbarer Ursachen diskutiert: witterungsbedingte Ernteauffälle (Dürren, Überschwemmungen), Abbau von Lagerbeständen, steigende Rohölpreise, Abwertung des Dollars, spekulative Termingeschäfte sowie Beeinträchtigungen des internationalen Handels durch Exportbeschränkungen und Panikkäufe (Headey und Fan 2010). Bei all diesen Faktoren ist umstritten, wie stark sie auf die Agrarpreise wirken. Über wichtige Kausalzusammenhänge besteht keine Einigkeit: So wird Spekulation als eine Ursache (etwa Gilbert 2010) oder nur als Symptom der Preisschwankungen (zum Beispiel Meijerink et al. 2011) betrachtet. Ebenso wird unterschiedlich eingeschätzt, ob die geringen Vorräte ein wesentlicher Preistreiber oder lediglich ein Symptom der Krise waren (Headey und Fan 2010, S. 52). Eine eindeutige Ursachenbestimmung wird zusätzlich dadurch erschwert, dass zwischen wichtigen Agrargütern Übertragungsmechanismen bestehen – indem Landwirte beim Einkauf auf preisgünstigere Produkte (zum Beispiel bei Futtermitteln) oder beim Anbau auf solche mit besseren Preisaussichten ausweichen (Westhoff 2010).

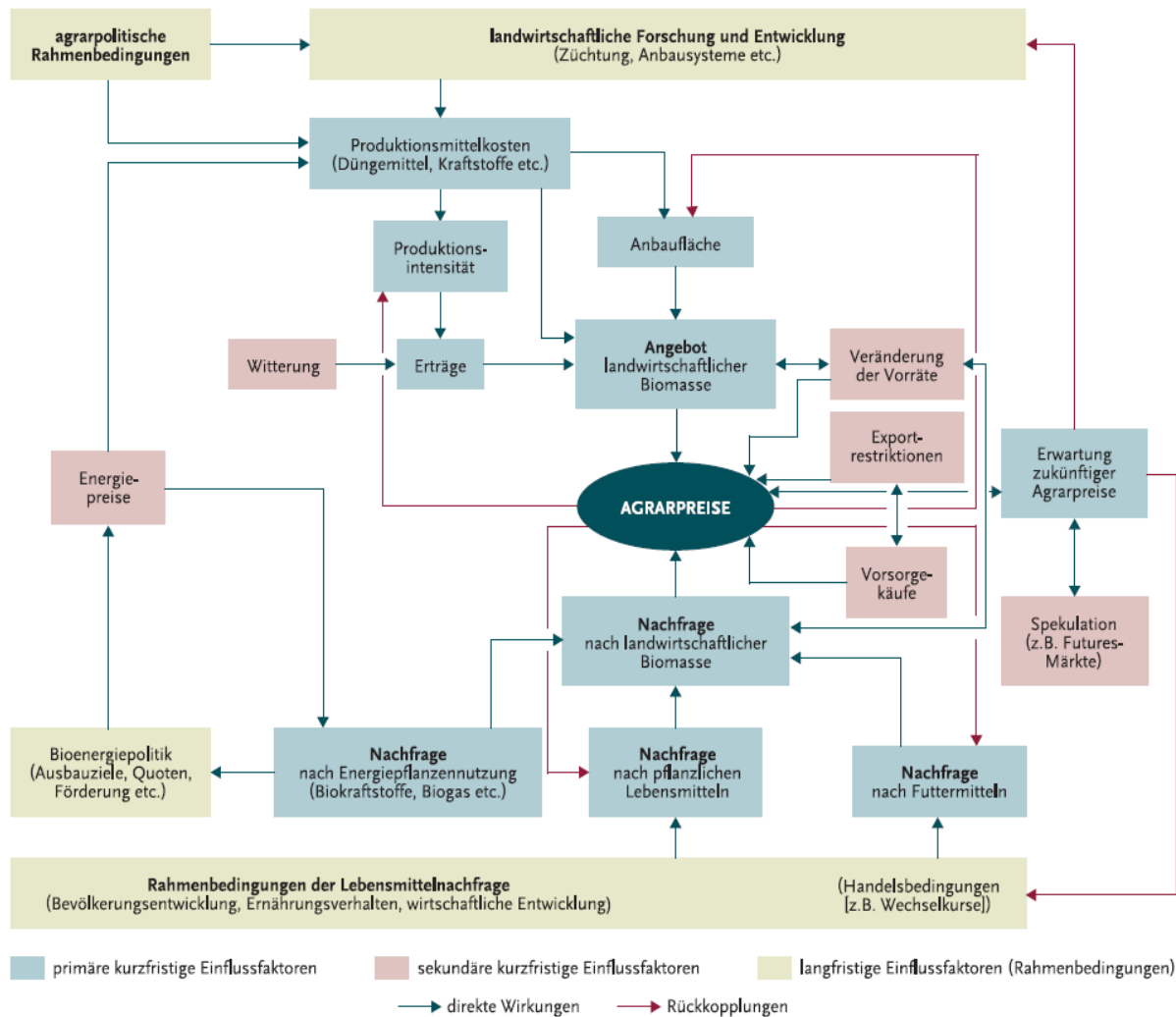


Abb. VII.1: Energiepflanzenutzung im Kontext der Einflussfaktoren auf Agrarpreise und der durch die Agrarpreisentwicklung bewirkten Rückkopplungen. Es werden nur die Wirkungszusammenhänge beschrieben – sie können jeweils verstärkend oder abschwächend wirken

Im Gegensatz zu den kurzfristigen Ursachen herrscht über längerfristige, strukturelle Entwicklungen größere Einigkeit. Auf der Angebotsseite hatten sich in den letzten beiden Jahrzehnten die Produktionssteigerungen verlangsamt. Demgegenüber haben neben den Biokraftstoffen das globale Bevölkerungswachstum und die wirtschaftliche Entwicklung insbesondere in Schwellenländern, verbunden mit überproportional steigender Nachfrage nach flächenintensiven Lebensmitteln (Fleisch und andere tierische Lebensmittel), zur Nachfragesteigerung beigetragen (Meyer et al. 2010, S. 59 f.). Im Ergebnis hatte die landwirtschaftliche Produktion zunehmend Schwierigkeiten, mit der Nachfrageentwicklung Schritt zu halten. Bei der Vielzahl relevanter Einflussfaktoren bleibt aber strittig, ob diese additiv wirken, also ob der Einfluss der Biokraftstoffe nur einer von vielen und damit relativ klein ist, oder ob der politisch induzierten Biokraftstoffnachfrage eine Verstärkerwirkung zukommt, sie also den Preisanstieg erheblich verschärft hat (HLPE 2013, S. 71). Bei längerfristiger Betrachtung zeigen verschiedene Modellberechnungen mit einiger Variation, dass vom Zehn-Prozent-Biokraftstoffziel der EU im Jahr 2020 begrenzte Preissteigerungen ausgelöst werden, vor allem bei Pflanzenölen mit etwa fünf bis 35 Prozent und Ölsaaten mit etwa acht bis 20 Pro-

zent, während für Getreide nur ein Preisanstieg von ein bis zwei Prozent berechnet wird (Kretschmer et al. 2012, Grethe et al. 2013) (zu den Grenzen von Modellberechnungen siehe Box VII.1).

Höhere Weltmarktpreise für die wichtigsten pflanzlichen Agrarprodukte schlagen sich nicht in gleich stark steigenden Nahrungsmittelpreisen für Endverbraucher(innen) nieder. In Industrieländern wird die Wirkung auf die Verbraucherpreise deutlich abgeschwächt, weil der Kostenanteil der landwirtschaftlichen Rohstoffe an den meisten Nahrungsmitteln relativ gering ist. Potenziell stärker betroffen sind Entwicklungsländer, die Nettoimporteure von Nahrungsmitteln sind, und vor allem die arme Bevölkerung in Entwicklungsländern, die 70 bis 80 Prozent ihres Einkommens für Nahrungsmittel ausgeben muss. Allerdings hängt die Übertragung der Weltmarktpreise auf nationale und lokale Preise unter anderem auch davon ab, wie weit der nationale Markt in den globalen eingebunden ist, wie sich die nationale Produktion entwickelt und welche Maßnahmen der Preisstabilisierung nationale Regierungen ergreifen. Entgegen ersten Einschätzungen hat die Preisspitze 2007/08 deshalb weltweit nicht zu einer Zunahme der chronisch Unterernährten geführt (FAO et al. 2013).

Box VII.1: Grenzen von Modellberechnungen

Nur mit Hilfe ökonomischer Modelle kann untersucht werden, wie sich eine Ausweitung des Energiepflanzenanbaus für Biokraftstoffe auf die Preisentwicklung von landwirtschaftlichen Erzeugnissen und auf die Landnutzung auswirkt (Übersicht zu modellierten Agrarpreiswirkungen in Gerber et al. 2008, HLPE 2013, Kretschmer et al. 2012). Dabei werden die Preisentwicklungen in Szenarien mit Biokraftstoffausbau und ohne Biokraftstoffpolitik bzw. mit eingefrorener Biokraftstoffnutzung verglichen.

Modellberechnungen beschreiben die längerfristige Entwicklung von (Gleichgewichts-)Preisen und haben deshalb nur einen begrenzten Erklärungswert für Preisspitzen.

Unterschiedliche Modelle (partielle bzw. allgemeine Gleichgewichtsmodelle), unterschiedliche Basisszenarien, Zeithorizonte, betrachtete Produkte (zum Beispiel nur Getreide oder landwirtschaftliche Erzeugnisse insgesamt), einbezogene Länder mit Biokraftstoffförderung (zum Beispiel USA, Europa und/oder Brasilien) und weitere Annahmen (zum Beispiel Anteil der Biokraftstoffe der 2. Generation^a) führen zu beträchtlichen Ergebnisunterschieden und erschweren Vergleiche (Gerber et al. 2008). Zudem berücksichtigen viele Modelle die Beiprodukte der Biokraftstoffherstellung nicht, die als Futtermittel genutzt werden. Bei deren Berücksichtigung fallen die Preisanstiege deutlich geringer aus (Taheripour et al. 2010).

Die größte Problematik bei den Szenarienanalysen ist allerdings, dass die Wirkung von Rückkopplungen bei der Modellbildung nicht ausreichend berücksichtigt und transparent gemacht wird. Dies gilt sowohl für Angebotsreaktionen, also beispielsweise inwieweit im Modell bei stärkerer Nachfrage eine Ausweitung der Anbauflächen zugelassen oder höhere Ertragssteigerungen abgebildet werden, als auch für Nachfragereaktionen, etwa ob ein Rückgang der Nahrungsmittelnachfrage infolge von Preisanstiegen möglich ist. Diese Rückkopplungen (beziehungsweise die modellmäßige Begrenzung von Anpassungsreaktionen) können die Ergebnisse erheblich beeinflussen.

Dazu kommt, dass auch der Flächenbedarf für Biokraftstoffe in der Vergangenheit nur über Modellrechnungen abgeschätzt werden kann, da es keine statistischen Daten über die Energiepflanzenflächen in der EU und global gibt. Ein wichtiger Grund hierfür ist, dass beim landwirtschaftlichen Anbau nicht unterschieden werden kann, ob die Agrarprodukte (etwa Zuckerrohr, Körnermais, Raps) in die Biokraftstoffproduktion gehen oder als Nahrungs- bzw. Futtermittel verwendet werden; dies entscheidet sich erst später in den Handelsketten.

^a Sogenannte 1. Generation: Biokraftstoffe auf der Basis von Nahrungsmittelpflanzen. Sogenannte 2. Generation: Biokraftstoffe auf der Basis von Nichtnahrungsmittelpflanzen, Lignozellulose sowie organischen Rest- und Abfallstoffen.

7.3.3. Entwicklung der Pachtpreise

Der landwirtschaftliche Strukturwandel, soweit er den Faktor Boden betrifft, erfolgt in Deutschland größtenteils über Verpachtungen. Die Verfügbarkeit von Pachtflächen und die Höhe des Pachtentgelts sowie die sich daraus ergebende Entwicklung der Pachtpreise als Indiz regionaler Flächenkonkurrenzen haben einen wesentlichen Einfluss auf die landwirtschaftliche Struktur und die Entwicklungsfähigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Der Anteil der Pachtflächen an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche Deutschlands betrug 60 Prozent im Jahr 2013 (Statistisches Bundesamt 2014). Die Spannweite der Pachtentgelte ist groß und wird von den erzielbaren Erlösen geprägt. Hohe Pachtentgelte werden in Regionen mit intensiver Schweine- und Geflügelhaltung (sogenannte Veredlung), mit bedeutender Milchwirtschaft, umfangreichem Feldgemüseanbau und hohem Anteil an Rebflächen gezahlt (Statistische Ämter 2011, S. 22).

Durch die Ausgestaltung der EEG-Vergütung (u.a. sogenannter Güllebonus für den Einsatz von Gülle in Biogasanlagen) bis zum EEG 2012 wurden die meisten Neu- und Erweiterungsbauten von Biogasanlagen in viehstarken Regionen vorgenommen. Biogasanlagen ermöglichten unter dem EEG 2009 (EEG 2008) außerdem eine wirtschaftliche Verwertung von Mais, die mit der Viehhaltung in den Sektoren Milch und Rindfleisch kaum zu erzielen war (WBA 2011, S. 10). Dadurch konnten Biogasbetriebe deutlich höhere Pachtpreise für Ackerflächen bieten. In den letzten Jahren war dementsprechend ein starker Anstieg der Pachtpreise in Veredlungsregionen zu beobachten, Indiz für eine verschärfte regionale Flächenknappheit (Meyer und Priefer 2012, S. 122). Dabei wirkten die hohe Viehbesatzdichte, Umweltschutzauflagen (zum Beispiel Düngebilanz) und der Ausbau der Biogaserzeugung zusammen (Theuvsen et al. 2010, S. 38 ff.). Auswirkungen der Bioenergiepolitik auf die Pachtpreisentwicklung werden damit einerseits von der konkreten Ausgestaltung der Förderung, insbesondere der geförderten Konversionspfade und der zulässigen landwirtschaftlichen Substrate, bestimmt, vor allem soweit sie zu regionalen Schwerpunkten des Energiepflanzenanbaus führt, andererseits vom räumlichen Zusammentreffen preistreibender Produktionszweige wie Biogas und Veredlung.

7.3.4. Veränderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung

Änderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung finden kontinuierlich statt, bewirkt durch Reaktionen der Landwirte auf Marktsignale. In Deutschland sind Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus deutlich zu beobachten. Mit dem starken Anstieg von Biodieselerzeugung und -absatz bis 2007 wurde die Anbaufläche von Raps von 2000 bis 2007 um rund 50 Prozent erhöht. Ebenso nahm mit dem Ausbau der Biogaserzeugung die Anbaufläche von Silomais im Zeitraum von 2000 bis 2010 um über 60 Prozent zu (Meyer und Priefer 2012). Die Ausweitung der Energiemaisfläche kann lokal oder regional zu Gründlandumbruch führen. Die Dauergrünlandfläche in Deutschland hat trotz restriktiver Regelungen zur Umwandlung von Grünland in Ackerflächen im Rahmen von Cross

Compliance¹⁵ deutlich abgenommen, von 5,05 Millionen Hektar im Jahr 2000 auf 4,64 Millionen Hektar im Jahr 2011 (BMELV 2012, S. 87).

Nutzungsänderungen sind auch in anderen Ländern mit Biokraftstoffnutzung zu beobachten. In Brasilien wird derzeit etwa die Hälfte der Zuckerrohrproduktion für die Bioethanolproduktion verwendet. Die Anbaufläche hierfür erhöhte sich von 5,82 Millionen Hektar im Jahr 2005 auf 9,62 Millionen Hektar im Jahr 2011 (Horta Nogueira und Capaz 2013) (Abbildung VII.2). Diese Ausweitung fand insbesondere im Südosten Brasiliens auf Kosten von Weideland statt, aber auch Savannen-Ökosysteme sind bedroht (Fischer et al. 2008). Parallele Entwicklungen sind allerdings kein hinreichender Beweis für einen ursächlichen Wirkungszusammenhang mit der Biokraftstoffpolitik, da auch andere Faktoren (etwa Entwicklung der Zuckernachfrage) Einfluss nehmen.

Prinzipiell kann eine höhere Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse, vermittelt über höhere Agrarpreise, zwei Anpassungsreaktionen auslösen: eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und/oder Landnutzungsänderungen (Grethe et al. 2013). Im ersten Fall werden zwar neue Flächenkonkurrenzen vermieden, aber dies kann zu negativen Wirkungen auf verschiedene Umweltmedien und die Biodiversität führen. Dagegen sind Landnutzungsänderungen Ausdruck verschärfter Flächenkonkurrenz. Wenn die zusätzliche landwirtschaftliche Produktion auf bisher nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt, handelt es sich um direkte Landnutzungsänderungen. Von indirekten Landnutzungsänderungen spricht man, wenn die zusätzliche Produktion von Energiepflanzen auf bereits landwirtschaftlich genutzten Flächen stattfindet und die bisherige Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln auf neu erschlossene Flächen verdrängt wird (Meyer und Priefer 2012, S. 161 f.).

Auf die Möglichkeit direkter Landnutzungsänderungen hat die EU-Bioenergiepolitik reagiert. Die Erneuerbare-Energie-Richtlinie von 2009 (RL 2009/28/EG) schreibt vor, dass landwirtschaftliche Rohstoffe zur Herstellung von Biokraftstoffen und anderen flüssigen Biobrennstoffen nur dann gefördert werden dürfen, wenn sie nicht auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand und/oder großer Artenvielfalt produziert werden, was direkte Landnutzungsänderungen erheblich einschränkt. Im Zentrum der Diskussionen stehen daher vor allem indirekte Landnutzungsänderungen und deren Umweltwirkungen. Aufgrund der vielfältigen Ursachen von Verdrängungseffekten können indirekte Landnutzungsänderungen nicht unmittelbar beobachtet oder erfasst, sondern müssen mittels Modellberechnungen abgeschätzt werden (Meyer und Priefer 2012, S. 162). Alle vorliegenden Abschätzungen kommen zum Ergebnis, dass durch Biokraftstoffziele indirekte Landnutzungsänderungen (ausgewiesen als zusätzlicher Ackerflächenbedarf) bewirkt werden (Tabelle VII.3), allerdings mit großen Unterschieden, bedingt durch Unterschiede und Grenzen in den Modellberechnungen (siehe Box VII.1).

¹⁵ Bis zur neuen *Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP)* 2014 bis 2020 gab es kein vollständiges Grünlandumbruchsverbot, sondern bis zu fünf Prozent des Dauergrünlandes auf der Ebene der Bundesländer konnten in Ackerland umgewandelt werden.

Tab. VII.3: Zusätzlicher globaler Ackerflächenbedarf durch die EU-Biokraftstoffziele im Jahr 2020

Zusätzliche globale Ackerfläche	Annahmen zur Umsetzung des 10%-Biokraftstoffziels	Modell	Quelle
0,8 bzw. 1,0 Mio. ha ^a	5,6% konventionelle ^e , 1,5% fortschrittliche ^f ; 55/45-Verhältnis ^g Biodiesel/Bioethanol	MIRAGE	Al-Riffai et al. 2010
1,73 bzw. 1,87 Mio. ha ^a	8,6% Biokraftstoffe; 72/28-Verhältnis Biodiesel/Bioethanol	MIRAGE	Laborde 2011
5,2 Mio. ha ^b	7% konventionelle, 3% fortschrittliche	AGLINK-COSIMO	Fonseca et al. 2010
4,7 bzw. 7,9 Mio. ha ^c	8,8 % konventionelle, 0,7% fortschrittliche; 72/28-Verhältnis Biodiesel/Bioethanol	Kalkulation auf der Basis nationaler Aktionspläne	Bowyer und Kretschmer 2011
2,2 Mio. ha ^d	Backcasting reale Entwicklung 2000–2010	FAO/IIASA AEZ und IIASA WFS	Hamelinck et al. 2012

a Baseline bzw. Trade Liberalization Scenario | b ohne zusätzliche Ölpalmflächen in Indonesien und Malaysia | c Lower bzw. Upper ILUC conversion factor. ILUC steht für *indirect land-use change*. Der Faktor gibt eine Abschätzung für die umgewandelte Fläche pro Einheit zusätzlich verbrauchten Biokraftstoffs. | d zusätzlicher Flächenbedarf im Jahr 2010 | e Biokraftstoffe auf der Basis von Nahrungsmittelpflanzen (sogenannte 1. Generation) | f Biokraftstoffe auf der Basis von Nichtnahrungsmittelpflanzen, Lignozellulose sowie organischen Rest- und Abfallstoffen (sogenannte 2. Generation) | g Verhältnis in der Kraftstoffverwendung

7.4. Zukünftige Flächenkonkurrenzen und ihre Einflussfaktoren

Förderpolitiken zur Bioenergienutzung bestimmen zukünftige Flächenkonkurrenzen nicht alleine. Der Spielraum für Energiepflanzennutzungen wird wesentlich durch die Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktivität und der Nachfrage nach Nahrungsmitteln beeinflusst.

7.4.1. Die Angebotsentwicklung als wichtige Einflussgröße

Der zukünftige Flächenbedarf für die Nahrungsmittelproduktion ist abhängig von der weiteren Ertragsentwicklung. In den letzten 50 Jahren sind beachtliche Ertragssteigerungen erzielt worden, und die landwirtschaftliche Produktion ist schneller gewachsen als die Weltbevölkerung (Royal Society 2009, S. 12 f.). Allerdings haben sich auf globaler Ebene die Ertragszuwächse in den vergangenen beiden Jahrzehnten deutlich verringert (Alston et al. 2009). Wichtige Gründe waren etwa geringere Steigerungen der Investitionen in landwirtschaftliche Forschung und Produktion sowie die Verschiebung von Forschungsschwerpunkten weg von Ertragssteigerungen in den Industrieländern.

Wenn sich der Trend der sinkenden Agrarpreise der letzten Jahrzehnte längerfristig umkehrt, könnte durch höhere Investitionen wieder ein stärkeres landwirtschaftliches Produktivitätswachstum bewirkt werden (FAO 2008, Murphy et al. 2011). Das Ausmaß, in dem erhöhte Agrarpreise entsprechende Investitionen in Forschung und Produktion und damit über Ertragssteigerungen eine Anpassung der Produktion an die erhöhte Nachfrage bewirken, wird als Angebotselastizität bezeichnet (HLPE 2013, S. 58). Die Einschätzungen der Angebotselastizität gehen allerdings relativ weit auseinander und das Wissen dazu ist begrenzt (Keeney und Hertel 2008).

Diese Unsicherheit hat erhebliche Bedeutung für Modellierungen zur Bestimmung von Landnutzungsänderungen. Beispielsweise zeigt eine Untersuchung zur EU-Biokraftstoffpolitik, dass ein zusätzlicher Ertragszuwachs von 0,3% pro Jahr den in der Simulation berechneten zusätzlichen Flächenbedarf ausgleichen würde (Fonseca et al. 2010, S. 54). Dabei ist jedoch zu beachten, dass dieser scheinbar kleine Betrag eine Erhöhung der absoluten jährlichen Ertragssteigerungen um rund ein Drittel bedeutet (Fischer et al. 2011, S. 404).

Die Rückkopplung zwischen Agrarpreisen und Ertragsentwicklung ist kein Automatismus. Da Ertragssteigerungen von der Existenz von und dem Zugang zu entsprechenden Technologien und Ansätzen zum Produktionsmanagement abhängig sind und mit mehr oder weniger großer zeitlicher Verzögerung erfolgen, werden Marktsignale alleine als nicht ausreichend betrachtet, um Produktivitätssteigerungen, insbesondere umweltverträgliche, zu bewirken. Deshalb wurden in den letzten Jahren wiederholt höhere Investitionen in die landwirtschaftliche Forschung und Produktion gefordert, verbunden mit einem stärkeren öffentlichen Engagement (zum Beispiel Royal Society 2009).

Hinzu kommt, dass neben dem Preisniveau auch die Preisvolatilität die Produktivitätsentwicklung bestimmt. Denn je größer die Unsicherheit im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung der Agrarpreise ist, desto geringer wird die Investitionsbereitschaft in der Landwirtschaft (von Braun und Qaim 2009, S. 11). Wenn die in den letzten Jahren gewachsene Preisvolatilität fortbesteht, könnte dies positive Rückkopplungen behindern.

7.4.2. Die Nachfrageentwicklung als wichtige Einflussgröße

Die Nachfrage nach Nahrungsmitteln, die wesentlich von Trends im Ernährungsverhalten beeinflusst wird, hat einen entscheidenden Einfluss auf den zukünftigen Flächenbedarf. In den Schwellen- und Entwicklungsländern hat in den letzten Jahrzehnten eine aufholende Entwicklung stattgefunden, bedingt durch steigenden Wohlstand, zunehmende Urbanisierung und Globalisierung (Mendez und Popkin 2004). Die neuen Ernährungsmuster enthalten mehr tierische Nahrungsmittel anstelle einer wesentlich auf pflanzlichen Lebensmitteln basierenden Ernährung, außerdem mehr Pflanzenöle und Zucker.

In den Industrieländern stagniert der Fleischverzehr auf hohem Niveau beziehungsweise geht leicht zurück. Treiber für die rückläufigen Tendenzen ist ein Wertewandel in Teilen der Bevölkerung, der sich etwa im Bedeutungszuwachs alternativer Ernährungsformen wie Vegetarismus und Veganismus zeigt. Der Erfolg von Gesundheitskampagnen, gestiegene Fleischpreise im Zuge der Wirtschaftskrise und Lebensmittelskandale werden als weitere Gründe angeführt (Badenschier et al. 2013).

Durch die Reduktion des Konsums tierischer Lebensmittel können erhebliche Flächen eingespart werden, da für deren Produktion im Schnitt die drei- bis sechsfache Fläche im Vergleich zur Getreideproduktion benötigt wird (Peters et al. 2007). Verschiedene Modellrechnungen zeigen für Deutschland, dass schon durch eine Anpassung des Konsums tierischer Produkte an die wissenschaftlichen Ernährungsempfehlungen (aktuelle Werte DGE et al. 2015) beträchtliche Flächen freigesetzt werden könnten: Die Ergebnisse reichen von 1,8 Millionen Hektar (Noleppa und von Witzke 2012) über

2,9 Millionen Hektar (Meier et al. 2014) bis zu vier Millionen Hektar (Woitowitz 2007), was ungefähr 15 bis 34 Prozent der Ackerfläche Deutschlands entspricht.

Dabei werden unterschiedliche methodische Ansätze verwendet: Noleppa und von Witzke (2012) bestimmen den Flächen-Fußabdruck als Netto-Flächeninanspruchnahme Deutschlands außerhalb des eigenen Territoriums für die Nahrungsmittelproduktion, Meier et al. (2014) berechnen den Flächenbedarf der deutschen Nahrungsmittelversorgung unter Berücksichtigung der Import-Export-Bilanz und Woitowitz (2007) schätzt die Flächennutzung der Futterbereitstellung für den Nutztierbestand ab, der für die Deckung der Nachfrage nach tierischen Nahrungsmitteln benötigt wird. Die Unterschiede in den Ergebnissen kommen zudem durch unterschiedliche Referenzzeiträume und die unterschiedlich unterstellten Anpassungen im Verbrauch pflanzlicher Lebensmittel zustande.

Aussagen zur zukünftigen Zusammensetzung der Nahrungsmittelnachfrage und dem damit verbundenen Flächenbedarf sind mit einer Vielzahl an Unsicherheiten verknüpft, da das Ernährungsverhalten von vielen Faktoren (zum Beispiel Einkommen, Lebensmittelpreise, individuelle Präferenzen) beeinflusst wird. Es wird angenommen, dass sich die Konsumgewohnheiten der Industrieländer nur sehr langsam ändern lassen (WBA 2012). Bei den Schwellen- und Entwicklungsländern ist unklar, wie weit Trendfortschreibungen hinsichtlich Wohlstand und Ernährungsverhalten eintreten werden (Grethe et al. 2011, Tomlinson 2013). So ist zum Beispiel unsicher, ob breite Bevölkerungsschichten an der wirtschaftlichen Entwicklung teilhaben werden und ob das westliche Ernährungsmodell in diesen Ländern Vorbild bleibt oder andere Leitbilder an Einfluss gewinnen.

Wenn die Energiepflanzenerzeugung in Flächenkonkurrenz mit der Nahrungsmittelproduktion tritt und zu erhöhten Agrarpreisen führt, kommt es zu Rückwirkungen auf die Nahrungsmittelnachfrage. Allerdings verhält sich die Nachfrage nach Nahrungsmitteln teilweise unelastisch, das heißt, bei einem Preisanstieg von einem Prozent ist der Nachfragerückgang kleiner als ein Prozent. Dabei ist die Nachfrageelastizität in Entwicklungsländern mit niedrigem Einkommen größer als in Industrieländern, und innerhalb eines Landes reagieren arme Haushalte stärker auf Preisveränderungen (Green et al. 2013). Meta-Analysen der Nachfrageelastizitäten zeigen außerdem, dass bei den flächenintensiven und daher teureren tierischen Nahrungsmitteln die Nachfrageänderungen stärker sind als bei pflanzlichen Nahrungsmitteln (Andreyeva et al. 2010, Green et al. 2013). Während diese Rückkopplung somit eine aus Gesundheits- und Umweltgesichtspunkten gewünschte Abnahme des Fleischkonsums in Industrieländern unterstützen und Flächenkonkurrenzen verringern könnte, stellt sie potenziell ein Problem für die Ernährungssicherung in Entwicklungsländern dar.

7.5. Plädoyer für einen integrativen Ansatz zur Vermeidung von Flächenkonkurrenzen

Die Anbauflächen für Energiepflanzen haben in den letzten Jahren stark zugenommen. Der dadurch bewirkte Beitrag zu Flächenkonkurrenzen ist allerdings umstritten, da Flächenkonkurrenzen nicht direkt messbar sind und von komplexen Zusammenhängen bestimmt werden. Die diskutierten Indizien – Anbaufläche für Energiepflanzen, Flächennutzungsänderungen sowie Pacht- und Agrarpreise – liefern insgesamt nur Anhaltspunkte. Mit ihnen lässt sich

insbesondere für regional gebundene Energiepflanzennutzungen (Biogas) belegen, dass in bestimmten Regionen der Energiepflanzenanbau über die vorhandenen Flächenpotenziale hinausgegangen ist, also zu neuen Flächenkonkurrenzen geführt hat. Die wahrgenommenen Folgen (etwa Vermaischung der Landschaft) haben zu Anpassungsreaktionen in der Förderpolitik beigetragen.

Auswirkungen auf globaler Ebene, insbesondere auf Agrarpreise und Flächennutzung, sind nur mit Modellrechnungen abzuschätzen. Die Schwierigkeit besteht darin, den Einfluss des Energiepflanzenanbaus unter sehr vielen anderen Einflussfaktoren zu bestimmen. Somit lassen sich zwar Risiken verschärfter Flächenkonkurrenzen benennen, aufgrund der mangelnden Vergleichbarkeit und bestehender Unsicherheiten ist aber keine zuverlässige Bestimmung des Umfangs möglich.

Für ein besseres Verständnis von Flächenkonkurrenzen sind Rückkopplungen von besonderer Relevanz. Dieser dynamische Aspekt der Rückwirkungen von durch Flächenkonkurrenz verursachten Agrarpreissteigerungen auf Angebot und Nachfrage wurde in der bisherigen Diskussion weitgehend vernachlässigt. Bezieht man diesen stimulierenden Effekt der Flächenkonkurrenz ein, könnten moderat steigende Weltmarktpreise für Agrarprodukte, auch bedingt durch einen begrenzten Anbau von Energiepflanzen, ein wichtiger Anreiz für höhere landwirtschaftliche Investitionen im Bereich umweltverträglicher Produktivitätssteigerungen sein. Steigende Nahrungsmittelpreise könnten eine wünschenswerte Entwicklung sein, wenn sie in den Industrieländern einen Ernährungswandel weg vom Fleischkonsum unterstützten und in Entwicklungsländern mit entsprechenden Schutzmaßnahmen für die ärmere Bevölkerung verbunden wären. Darüber hinaus kann auch ein effizienter und verantwortungsvoller Umgang mit den bereits heute produzierten Lebensmitteln dazu beitragen, die Nachfrage zu reduzieren und damit Flächenkonkurrenzen zu vermeiden.

Ein kurzfristig vollzogener Ausstieg aus dem Energiepflanzenanbau würde nur eine begrenzte Abschwächung potenzieller zukünftiger Flächenkonkurrenzen bewirken, da andere Faktoren wie steigender Nahrungsmittelbedarf und sich ändernde Ernährungsweisen weiter wirken. Zusätzlich geht die verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche auch durch Flächenverbrauch für Siedlungen und Verkehr zurück und die Ausweitung von Naturschutzgebieten führt über die damit verbundene Extensivierung der Landbewirtschaftung tendenziell zu neuem Flächenbedarf. Deshalb plädieren wir dafür, die Entwicklungen in der Landwirtschaft systemisch in den Blick zu nehmen und alle für die Erzeugung und Nutzung landwirtschaftlicher Produkte relevanten Politikfelder in die Diskussion zu integrieren. Neben der Förderpolitik zur Bioenergie nimmt vor allem die Ausgestaltung der Landwirtschafts- und Verbraucherpolitik entscheidenden Einfluss darauf, ob in Zukunft Flächenkonkurrenzen auftreten.

Literatur

- Ajanovic, A. (2011): Biofuels versus food production: Does biofuels production increase food prices? *Energy* 36, 2070–2076.
- Al-Riffai, P.; Dimaranan, B.; Laborde, D. (2010): Global trade and environmental impact study on the EU biofuels mandate. Final Report March 2010. Washington, D.C. Inter-

national Food Policy Institute (IFPRI).
http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2010/march/tradoc_145954.pdf (Link aktualisiert 01.01.2018).

- Alston, J. M.; Beddow, J. M.; Pardey, P. G. (2009): Agricultural research, productivity, and food prices in the long run. *Science* 325, 1209–1210.
- Andreyeva, T.; Long, M. W.; Brownell, K. D. (2010): The impact of food prices on consumption: A systematic review of research on the price elasticity of demand for food. *American Journal of Public Health* 100/2, 216–222.
- Badenschier, F. et al. (2013): *Fleischatlas - Daten und Fakten über Tiere als Nahrungsmittel*. Heinrich Böll Stiftung, Bund für Umwelt- und Naturschutz und Le Monde diplomatique, Berlin.
- BioKraftQuG [Biokraftstoffquotengesetz] (2006): Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote durch Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes und zur Änderung energie- und stromsteuerrechtlicher Vorschriften vom 18. Dezember 2006. *Bundesgesetzblatt, Teil I*, 62, 3180–3188.
- BMELV (2012): *Statisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2012*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL). Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BMVEL (2001): *Statisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2001*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMELV). Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BMWi (2014): *Erneuerbare Energien in Zahlen. Nationale und internationale Entwicklung im Jahr 2013*. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). http://www.erneuerbare-energien.de/EE/Redaktion/DE/Downloads/Berichte/erneuerbare-energien-in-zahlen-2013.pdf?__blob=publicationFile&v=8 (Link aktualisiert 01.01.2018).
- Bowyer, C.; Kretschmer, B. (2011): Anticipated indirect land use change associated with expanded use of biofuels and bioliquids in the EU – An analysis of the national renewable energy action plans. Institute for European Environmental Policy (IEEP), London.
- de Gorter, H.; Drabik, D.; Just, Dr. R. (2013): Biofuel policies and food grain commodity prices 2006-2012: All boom and no bust? *AgBioForum* 16, 1–13.
- DGE et al. (2015): *D-A-CH Referenzwerte für die Nährstoffzufuhr*, 2. Auflage. Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE), Österreichische Gesellschaft für Ernährung (ÖGE), Schweizerische Gesellschaft für Ernährung (SGE) (Hrsg.), Bonn.
- EEG [Erneuerbare-Energien-Gesetz] (2004): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien vom 21. Juli 2004. *Bundesgesetzblatt, Teil I*, 40: 1918–1929.
- EEG (2008): Gesetz über den Vorrang Erneuerbarer Energien vom 25. Oktober 2008. *Bundesgesetzblatt, Teil I*, 49, 2074–2100.
- EEG (2011): Gesetz zur Neuregelung des Rechtsrahmens für die Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien vom 28. Juli 2011. *Bundesgesetzblatt, Teil I*, 33, 1634–1678.
- EEG (2014): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien vom 21. Juli 2014. *Bundesgesetzblatt, Teil I*, 42, 1066–1132.

- EurObservER (2010): Biofuels barometer. <https://www.euroobserv-er.org/biofuels-barometer-2010/> (Link aktualisiert 01.01.2018).
- EurObservER (2014): Biofuels barometer. www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/observ/baro222_en.pdf (Link aktualisiert 01.01.2018).
- Europäische Kommission (2012): Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselmotoren und zur Änderung der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. COM(2012) 595.
- FAO (2008): The state of food and agriculture 2008. Biofuels: Prospects, risks and opportunities. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome.
- FAO et al. (2013): The state of food insecurity in the world 2013: The multiple dimensions of food security. FAO, International Fund for Agricultural Development (IFAD), World Food Programme (WFP), Rome.
- Fischer, G.; Teixeira, E.; Hitznyik, E. T.; van Velthuisen, H. (2008): Land use dynamics and sugarcane production. In: Zuurbier, P.; van de Vooren, J. (eds.): Sugarcane ethanol. Wageningen Academic Publishers, 29–62.
- Fischer, T. R.; Byerlee, D.; Edmeades, G. O. (2011): Can technology deliver on the yield challenge to 2050? In: P. Conforti (ed.): Looking ahead in world food and agriculture: Perspectives to 2050. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, 389-462
- FNR (2007): Daten und Fakten zu nachwachsenden Rohstoffen. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Gülzow.
- FNR (2014): Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland für die Jahre 2013/2014 (in Hektar). http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/a/b/abb03_rgb.jpg (Link aktualisiert 01.01.2018).
- Fonseca, M. B. et al. (2010): Impact of the EU biofuels target on agricultural markets and land use: A comparative modelling assessment. Final Report June 2010. Institute for Prospective Technological Studies, Joint Research Centre, Seville.
- Gerber, N.; van Eckert, M.; Breuer, T. (2008): The impacts of biofuel production on food prices: A review. ZEF Discussion Papers on Development Policy 127. Universität Bonn, Zentrum für Entwicklungsforschung.
- Gesetz zur Änderung der Förderung von Biokraftstoffen vom 15. Juli 2009. Bundesgesetzblatt, Teil I, 49, 1804-1808.
- Gilbert, C. L. (2010): How to understand high food prices. Journal of Agricultural Economics 61, 398–425.
- Green, R. et al. (2013): The effect of rising food prices on food consumption: Systematic review with meta-regression. BMJ 346: f3703.
- Grethe, H.; Dembélé, A.; Duman, N. (2011): How to feed the world's growing billions. Understanding FAO world food projections and their implications. Heinrich Böll Stiftung und WWF Deutschland, Berlin.
- Grethe, H., Deppermann, A.; Marquardt, S. (2013): Biofuels: Effects on global agricultural prices and climate change. Oxfam Deutschland, Heinrich-Böll-Stiftung, Berlin.
- Haberl, H.; Erb, K.-H.; Lauk, C.; Plutzbar, C. (2012): Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Europa: Schlussfolgerungen für Bioenergiepotentiale. In: Nationale

- Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Bioenergy – Chances and limits. Halle (Saale), 102–118.
- Hamelinck et al. (2012): Renewable energy progress and biofuels sustainability. Report for the European Commission, Tender No. ENER/C1/463-2011-Lot2. <http://decarboni.se/sites/default/files/publications/115618/renewable-energy-progress-biofuels-sustainability.pdf> (Link aktualisiert 01.01.2018).
- Headey, D.; Fan, S. (2010): Reflections on the global food crisis. IFPRI Research Monograph 165. International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington, D.C.
- Herbes, C. (2014): Der gesellschaftliche Diskurs um den “Maisdeckel” vor und nach der Novelle des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) 2012. GAIA 23/2, 100–108.
- HLPE (2013): Biofuels and food security. A report by the High Level Panel of Experts (HLPE) on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome
- Horta Nogueira, L. A.; Capaz, R. S. (2013): Biofuels in Brazil: Evolution, achievements and perspectives on food security. *Global Food Security* 2, 117–125.
- Jering, A. et al. (2012): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Keeney, R.; Hertel, T. W. (2008): Yield response to prices: Implications for policy modelling. Working Paper 08-13. Purdue University, Department of Agricultural Economics, West Lafayette, IN.
- Kretschmer, B.; Bowyer, C.; Buckwell, A. (2012): EU biofuel use and agricultural commodity prices: A review of the evidence base. Institute for European Environmental Policy (IEEP), London.
- Laborde, D. (2011): Assessing the land use change consequences of European biofuel policies. Final Report October 2011. International Food Policy Institute (IFPRI), Washington, D.C.
- Meier, T. et al. (2014): Balancing virtual land imports by a shift in the diet. Using a land balance approach to assess the sustainability of food consumption. Germany as an example. *Appetite* 74, 20-34.
- Meijerink, G.; van Berkum, S.; Shutes, K.; Solano, G. (2011): Price and prejudice. Why are food prices so high? LEI report 2011-035. LEI Wageningen UR, The Hague.
- Mendez, M. A. ; Popkin, B. M. (2004): Globalization, urbanization and nutritional change in the developing world. *Journal of Agricultural and Development Economics* 1/2, 220–241.
- Meyer, R.; Priefer, C. (2012): Ökologischer Landbau und Bioenergieerzeugung – Zielkonflikte und Lösungsansätze. Endbericht zum TA-Projekt. TAB-Arbeitsbericht 151. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, Berlin.
- Meyer, R.; Rösch, C.; Sauter, A. (2010): Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen. Endbericht zum TA-Projekt. TAB-Arbeitsbericht 136. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, Berlin.
- Murphy, R.; Woods, J.; Black, M.; McManus, M. (2011): Global development in the competition for land from biofuels. *Food Policy* 36, 52–S61.
- Noleppa, S.; von Witzke, H. (2012): Tonnen für die Tonne. World Wide Fund for Nature (WWF) Deutschland, Berlin.

- Peters, C. J.; Wilkins, J. L.; Fick, G. W. (2007): Testing a complete-diet model for estimating the land resource requirements of food consumption and agricultural carrying capacity: The New York State example. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22/2, 145–153.
- Piessse, J.; Thirtle, C. (2009): Three bubbles and a panic: An explanatory review of recent commodity price events. *Food Policy* 34, 119–129.
- REN21 (2014): *Renewables 2014. Global Status Report*. Renewable Energy Policy Network for the 21st Century (REN21) Secretariat, Paris.
- RL (2009/28/EG): Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. *Amtsblatt der EU L* 140, 16–62.
- Royal Society (2009): *Reaping the benefits. Science and the sustainable intensification of global agriculture*. The Royal Society, London.
- Searchinger, T. et al. (2008): Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319, 1238-1240
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2011): *Agrarstruktur in Deutschland. Einheit in Vielfalt. Regionale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010*. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Statistisches Bundesamt (2014): *Eigentums- und Pachtverhältnisse der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) 2013, Agrarstrukturerhebung 2013*. www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/LandwirtschaftlicheBetriebe/Tabellen/5_1_EigentumsPachtverhaeltnisseBundeslaender.html;jsessionid=797C8D6AC7E703971DC877A13B8C077F.cae1 (Link aktualisiert 01.01.2018).
- Taheripour, F.; Hertel, T. W.; Tyner, W. E.; Beckman, J. F.; Birur, D. K. (2010): Biofuels and their by-products: Global economic and environmental implications. *Biomass and Bioenergy* 34, 278–289.
- Theuvsen, L.; Plumeyer, C.-H.; Emmann, C. (2010): *Einfluss der Biogasproduktion auf den Landpachtmarkt in Niedersachsen. Endbericht*. Georg-August-Universität Göttingen, Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Betriebswirtschaftslehre des Agribusiness.
- Tomlinson, I. (2013): Doubling food production to feed the 9 billion: A critical perspective on a key discourse of food security in the UK. *Journal of Rural Studies* 29, 81–90.
- Von Braun, J.; Qaim, M. (2009): *Herausforderungen der weltweiten Lebensmittelversorgung. Verantwortung und Chancen für die deutsche Landwirtschaft*. Rentenbank, Frankfurt am Main.
- WBA (2011): *Förderung der Biogaserzeugung durch das EEG. Stellungnahme zur geplanten Novellierung des Erneuerbaren-Energie-Gesetzes*. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (WBA), Berlin.
- WBA (2012): *Stellungnahme Ernährungssicherung und nachhaltige Produktivitätssteigerung*. Berlin.
- Westhoff, P. (2010): *The economics of food: How feeding and fueling the planet affects food prices*. FT Press, Upper Saddle River, NJ.

Woitowitz, A. (2007): Auswirkungen einer Einschränkung des Verzehrs von Lebensmitteln tierischer Herkunft auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren – dargestellt am Beispiel konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweisen. Dissertation TU München.

8 Artikel 5: Pathways to shape the bioeconomy

Abstract

In view of the increasing depletion of fossil fuel resources, the concept “bioeconomy” aims at the gradual replacement of fossil fuels by renewable feedstock. Seen as a comprehensive societal transition, the bioeconomy is a complex field that includes a variety of sectors, actors, and interests and is related to far-reaching changes in today’s production systems. While the objectives pursued - such as reducing dependence on fossil fuels, mitigating climate change, ensuring global food security, and increasing the industrial use of biogenic resources - are not generally contentious, there is fierce controversy over the possible pathways for achieving these objectives. Based on a thorough literature review, the article identifies major lines of conflict in the current discourse. Criticism of the prevalent concept refers mainly to the strong focus on technology, the lack of consideration given to alternative implementation pathways, the insufficient differentiation of underlying sustainability requirements, and the inadequate participation of societal stakeholders. Since today it cannot be predicted which pathway will be the most expedient - the one already being taken or one of the others proposed - this paper suggests pursuing a strategy of diversity concerning the approaches to shape the bioeconomy, the funding of research topics, and the involvement of stakeholders.

8.1. Introduction

The core idea of the bioeconomy, also referred to as the bio-based economy or the knowledge-based bioeconomy, is the replacement of non-renewable fossil fuel resources used in industrial production and for energy supply by renewable biogenic feedstock. This replacement should pave the way for a more sustainable, eco-efficient economy and help tackle global challenges such as food security, climate change, resource scarcity, and environmental pressure (FAO 2016). The Baltic Sea Region, the European Union (EU), the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), the West Nordic Countries (Iceland, Greenland and Faroe Islands), Australia, Finland, France, Germany, Japan, Malaysia, South Africa, Spain, Sweden, and the United States already have dedicated bioeconomy strategies (see selection in Table VIII.1). There are also regional strategies for the Canadian provinces of British Columbia, Alberta, and Ontario, Flanders, the German states of North Rhine-Westphalia and Baden-Württemberg, Scotland, and South Australia. For Turkey, Austria, Ireland, and Norway, bioeconomy strategies are currently under development. A study of the German Bioeconomy Council (BÖR) identified 37 further countries that have strategies devoted to certain facets of the bioeconomy, such as bioenergy, biotechnology, or a green or blue economy (Bioökonomierat 2015).

Tab. VIII.1: Selected bioeconomy strategies in chronological order by date of appearance

Country	Strategy	Year	Institution
OECD-countries	The Bioeconomy to 2030 – Designing a policy agenda	2009	OECD
EU	Innovating for Sustainable Growth – A Bioeconomy for Europe	2012	EC
The Netherlands	Framework memorandum on the Bio-based Economy	2012	The Dutch Cabinet
Sweden	Swedish Research and Innovation – Strategy for a Bio-based Economy	2012	Formas ¹
USA	National Bioeconomy Blueprint	2012	The White House
Russian Federation	State Coordination Program for the Development of Biotechnology in the Russian Federation until 2020 “BIO 2020”	2012	BioTECH 2030 ²
Malaysia	Bioeconomy Transformation Program – Enriching the Nation, Securing the Future	2013	Biotechcorp ³
South Africa	The Bio-economy Strategy	2013	DST ⁴
Germany	National Policy Strategy on Bioeconomy (in German)	2014	BMEL ⁵
Finland	Sustainable growth from bioeconomy – The Finnish Bioeconomy Strategy	2014	MEE ⁶
West Nordic countries	Future opportunities for bioeconomy in the West Nordic countries	2014	Matis ⁷
France	A Bioeconomy Strategy for France (in French)	2016	Alim’agri ⁸

¹ Formas is the Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning; ² BioTECH 2030 is the Russian Technology Platform for bioindustry and bioresources; ³ Biotechcorp is the Malaysian Biotechnology Corporation; ⁴ DST is South Africa’s Department of Science and Technology; ⁵ BMEL is the German Ministry of Food and Agriculture; ⁶ MEE is a chosen abbreviation for the Finnish Ministry of Employment and the Economy in cooperation with other ministries; ⁷ Matis is an Icelandic, government-owned research institute in the areas of food and biotechnology; ⁸ Alim’agri is the French Ministry of Agriculture, Agri-Food, and Forestry.

All the bioeconomy strategies use their own definitions. A narrow interpretation is the definition of the OECD, which treats the bioeconomy as equivalent to biotechnology: “bioeconomy can be understood as a world in which biotechnology contributes to a considerable extent to the economic output” (OECD 2009) [p. 8]. In contrast, more holistic approaches such as the German policy strategy (BMEL 2014) understand the bioeconomy to be a comprehensive societal transition that involves a variety of industries such as agriculture, forestry, horticulture, fisheries, plant and animal breeding, food processing, the wood, paper, leather, textile, chemical, and pharmaceutical industries, as well as parts of the energy sector. With the help of new technologies (e.g., biorefineries) and advanced biotechnological conversion processes, plants, animals, microorganisms, and biogenic residues should be used to produce food, feed, materials, chemicals, and energy. The economic use of the human body in terms of organs, blood, stem cells, oocytes, and fetal tissues represents another understanding of bioeconomy, which is mainly the subject of philosophical discourse (Lettow 2015, Bennett 2007, Kent 2008, Fannin 2013, Bahadur & Morrison 2010) and is of no significance for the political bioeconomy strategies. Biomass from agriculture and forestry is seen as the most essential resource for the bioeconomy. The use of animals, in contrast, is given only marginal mention, mostly with regard to the negative ecological effects of meat-dominated nutrition or the exploration of possible alternatives to animal protein.

There are several motivations stimulating countries to promote the development of the bioeconomy. The main drivers are the finiteness of fossil fuels and the expectation that crude oil will become more expensive in the future (Boehlje & Bröring 2011). While there are different renewable alternatives for meeting the future energy demand, such as wind, solar energy, or water power, biomass is the unique carbon source for serving as a substitute for fossil fuels in chemical or material applications (Lewandowski 2015). The replacement of fossil fuels by biogenic alternatives would mitigate global warming and help countries to meet their CO₂ reduction targets. The use of clean, resource-efficient biotechnological conversion procedures would avoid the damage caused by classic petrochemistry and relieve the environment. A shift towards a bio-based economy is also expected to enhance the international competitiveness of domestic industries, create new jobs, and contribute to a revitalization of rural areas (e.g., Staffas et al. 2013, Vandermeulen et al. 2012). In order to gain technological leadership, it is considered crucial to build networks between science, industry, and politics as well as interdisciplinary collaboration within science (De Besi & McCormick 2015, Golembiewski et al. 2015). Although the bioeconomy implies a major transition that will revise today's production patterns and product lines, a fundamental change to the prevailing economic system, or even a turn away from the growth paradigm, as is intended by concepts such as "degrowth" or the solidarity-based economy, is not a subject of bioeconomy strategies.

Besides the abovementioned motivations promoting the bioeconomy, which are more or less relevant in all political strategies, different countries have set varying priorities due to country-specific characteristics or strengths. The position paper for a bioeconomy in North Rhine-Westphalia, for example, emphasizes the importance of the health sector as a key field of action in view of the long tradition and spatial concentration of pharmaceutical companies in this region (MIWF NRW 2013). The Canadian regions focus on the forestry sector due to the high potential of their forest resources (BCC 2017, Alberta Innovates Bio Solutions 2013), and the West Nordic Countries push the use of oceans and marine ecosystems (Matis 2014).

While there is a broad consensus about the objectives pursued by the bioeconomy, such as reducing the dependence on fossil fuels, increasing the industrial use of biogenic resources, mitigating climate change, and ensuring food security, there is fierce controversy over the different pathways for achieving these objectives. The aim of the present article is a survey of the available literature according to three research questions: Which are the key issues of the current debate on shaping the bioeconomy? Are there different views regarding these issues? If yes, which are consensus points and where are the major points of conflict? The paper mainly represents the European debate. Due to the fact that Europe is highly dependent on imported fossil fuels but can make use of a wide range of technological approaches and know-how on biomass utilization, the concept of the bioeconomy seems very promising in order to reach autonomy in raw material supply. However, domestic biomass potentials are quite limited, which raises various questions about how to shape the bioeconomy.

8.2. Methodological approach

To analyze the current bioeconomy discourse, a thorough literature review was carried out, which was primarily based on a survey of scientific articles but supplemented by the inclusion of political strategies and opinion papers of civil society organizations. Relevant articles to be incorporated in the analysis of the scientific discourse were identified by scanning the databases Scopus and Web of Science for peer-reviewed literature. The search was based on different uses of the term bioeconomy (e.g., bio-based economy, knowledge-based bioeconomy), and different spellings created by hyphens and disjunction (e.g., bio-economy, bioeconomy) in English and German, and was related to the occurrence of the terms in the title, abstract, and keywords of articles. If the number of results was too large to permit screening of the abstracts, catchword combinations were used in order to narrow down the results. The selection of catchwords was based on a collection of terms that were identified during an initial review of relevant literature. Examples are: biomass, bioenergy, biotechnolog*, life science, agricultur*, agro, innovation, technolog*, governance, policy, and sustainab*. In order to not prematurely rule out articles, no limitations were set on the timespan or research domain. Papers of a purely technical nature were subsequently excluded by hand. Based on the abstracts, 220 articles were identified that appeared to be potentially of interest, including editorials and conference proceedings. Starting from this basic stock, 65 contributions were selected for further analysis in the course of the study. The majority of these papers were published between 2011 and 2015.

In addition to the scientific literature, political strategies at an international level and reports from civil society organizations were gathered in order to gain insight into the societal discourse. For this purpose, a web search was carried out and the references to the literature contained in overview articles and relevant reports were used. During the inquiry, it soon became clear that alongside the immediate debate on the bioeconomy there are numerous other related discourses that are likewise relevant in the context of the bio-based economy, such as sustainable land use, technological development in agriculture, dietary trends, sustainable consumption, and a circular economy. Therefore, literature on these topics was included. This did not follow a bibliometric approach, but was mainly based upon the authors' previous research. According to the major lines of discussion, thematic clusters were built (e.g., pathways of biomass supply, perspectives on nature, sustainable consumption, participation). The relevant literature was analyzed pursuant to these categories by identifying diverging positions and assigning statements of the articles to certain lines of argumentation. Points of consensus and opposing views were clustered for each topic. Figure VIII.1 illustrates the single steps of the research framework, which also defines the structure of the paper.

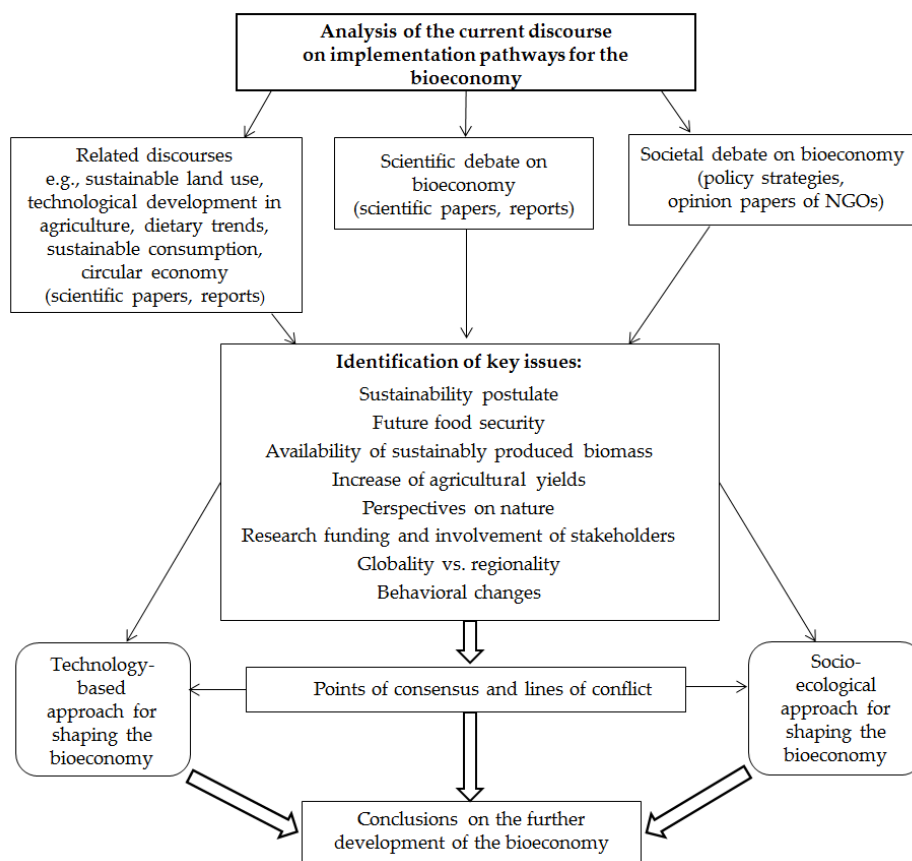


Fig. VIII.1: Research framework

8.3. Main controversies concerning the design of the bioeconomy

There has been considerable criticism of the conceptualization of the bioeconomy, at least of the dominant political agenda, which can be attributed to different topics. In the following sections, the key issues of the current discourse are presented.

8.3.1. Understanding of the sustainability postulate

It is uncontested that the bioeconomy should contribute to a more sustainable future, but the term sustainability is understood differently and the sustainability requirements are often not clearly specified. The positions taken can be roughly divided into three groups: (1) those that consider sustainability an implicit result of a bioeconomy; (2) those that argue that the bioeconomy will only contribute to sustainability if certain preconditions are met; and (3) those that reason that beneficial impacts might be possible, but adverse impacts are likely to prevail (based on Pfau et al. 2014, who defined four groups).

Those who consider sustainability to be a quasi-automatic result of a transition to the bioeconomy base their conviction on the intended replacement of non-renewable resources by renewable ones. So, the bioeconomy follows one of the central principles that Daly had already established in 1990 as one of the five management rules for environmental sustainability (Daly 1990). The use of biogenic feedstock will mitigate climate change since only that amount of CO₂ is emitted that plants have previously absorbed from the atmosphere during their growth; the bioeconomy is thus seen as being climate-neutral. It uses environmentally

friendly biotechnological conversion procedures, offers greater energy security by reducing the dependence on fossil fuels, and contributes to job creation and economic development (The White House 2012, Scarlat et al. 2015, Bruins & Sanders 2012, Navia & Mohanty 2012, Chen 2008).

The second group of authors welcomes a structural remodeling of the production base in principle, but argues that this change will only lead to a more sustainable future if certain preconditions are met (Carus et al. 2008, EC 2015, Elbersen et al. 2013, Wellisch et al. 2010). A multitude of criteria and indicators for a sustainable bioeconomy have been developed in recent years (inter alia, EC 2015, DBFZ 2015, Fritsche & Iriarte 2014). Most of these criteria relate to the stage of biomass production and supply and are based on the already long-standing discourse on criteria for a sustainable agriculture. Different sets of principles, criteria, and indicators for specific types of feedstock have been developed in multi-stakeholder initiatives, such as the Roundtable on Sustainable Palm Oil, the Roundtable Responsible Soy, Bonsucro (for sugar cane) and the Roundtable Biomaterials, in order to provide the basis for certification schemes (Lewandowski 2015). However, an internationally agreed set of criteria for a sustainable bioeconomy still does not exist.

The third group of authors has a rather negative attitude towards a bioeconomy. Although they do not deny that the intended transformation could also have positive effects for a sustainable development, they believe that the negative impacts on environment and society will prevail. One of the most serious objections results from the conviction that the available biomass will be insufficient to meet the demand if food security and the maintenance of environmental capital and ecosystem services are given priority. Therefore, they expect that land use competition between food production and energy cropping will become exacerbated, that the scarcity of resources such as water and phosphorus will be intensified, that the conversion of primary forests, species-rich grassland, or wetlands into agricultural land will continue, that monocultures and the loss of biodiversity will increase, and that this development will be detrimental to indigenous people and small farmers in the developing world (Bringezu et al. 2012, Albrecht et al. 2012, Gottwald 2015, Raghu et al. 2011, Sheppard et al. 2011).

Since 2009, both the EU Renewable Energy Directive (2009/28/EC) (EP 2009a) and the EU Fuel Quality Directive (2009/30/EC) (EP 2009b) include mandatory ecological sustainability criteria for biomass feedstock to be used for conversion into biofuels and other bioliquids. These provisions require that the greenhouse gas reduction resulting from the use of biofuels and bioliquids must be at least 35% compared to the fossil fuel reference; from 2017 onwards, this saving must be at least 50% and from 2018 onwards at least 60%. Furthermore, land with high carbon stock (e.g., wetlands, peatlands) or areas of high biodiversity (e.g., primary forests, nature reserves, and species-rich grasslands) may not be utilized for the cultivation of biomass feedstocks, regardless of whether it takes place inside or outside the European Community. With regard to solid and gaseous biomass feedstocks, there are only recommendations formulated by the European Commission, which are adopted by the EU member states on a voluntary basis (EC 2010).

It has to be emphasized that the selection of criteria and the determination of the limits to be observed have a significant impact on the biomass potential that can be produced sustainably. The EU criteria are related to the potential of biofuels to contribute to greenhouse gas reduction and the avoidance of direct land use changes (LUC). The further inclusion of even stricter criteria would significantly reduce the available biomass potential. Elbersen et al. illustrate this interrelationship with reference to two scenarios (Elbersen et al. 2013). The reference scenario was based on the EU's current legal framework (50% reduction of greenhouse gas emissions compared to the fossil fuel reference, no biomass cropping on soils with high biodiversity or high carbon stock). The sustainability scenario applied a significantly higher greenhouse gas mitigation rate of 70% and broadened this requirement to include emissions from indirect land use change (iLUC). Furthermore, stricter conditions for the use of land with high biodiversity or high carbon stock were applied, such as a ban of the cultivation of energy crops on fallow land and extensively managed farmland. In addition, sustainability criteria – up to now only applied to biofuels and bioliquids – were extended to solid and gaseous bioenergy, used for the generation of heat and electricity. On this basis, the study estimated the available biomass potential in Europe for each scenario. The results showed that the available biomass potential in the sustainability scenario is 32% lower than in the reference scenario.

8.3.2. The role of future food security

There is a broad – though not always explicitly expressed – consensus that global food security, specifically the supply of sufficient, nutritious, healthy, and safe food for a growing world population, must be given priority over all other pathways for utilizing biomass. Food security, measured by the criteria of availability, accessibility, and usability, must be guaranteed not only for all people of the present generation, but also for those in future generations. This means that the social, economic, and environmental preconditions for generating future food security should not be compromised by today's economy (HLPE 2013). According to the Sustainable Development Commission (SDC) of the United Kingdom, a sustainable food system should respect the limits of the planet's resources and address the various types of environmental impact, like greenhouse gas emissions, climate change, biodiversity loss, water scarcity, land use competition, and waste, as well as other productive assets on which food depends. It should contribute to human health by preventing food-related diseases, and embody social values such as fairness and animal welfare (SDC 2011). The acceptance of the 'food first' principle limits the operating space of the bioeconomy and has far-reaching implications.

In the coming decades, the food supply will be exposed to increasing pressure, both on the demand side because of global population growth, rising prosperity, progressing urbanization, and changing dietary patterns (increased consumption of dairy and meat products) and on the supply side due to climate change and growing competition for scarce inputs (Godfray & Garnett 2014, Pretty 2008, FAO 2009). Against this background, some authors conclude that the best and most productive soils must be reserved for food production. However, since energy plants, especially those for the production of first-generation biofuels (maize, canola, soybean, sugarcane, sunflower), develop only on good

soil, land use conflicts, the risk of indirect land use change, and competition regarding freshwater resources cannot be excluded (Rosengrant et al. 2013, Pedrolí et al. 2013). Second-generation feedstocks do not place such strict requirements on soil quality, but can significantly limit the availability of water for the production of food crops. *Miscanthus giganteus*, for example, has double the water footprint of maize or sugarcane, but a smaller one than soybeans (Raghu et al. 2011, Gerbens-Leenes et al. 2009). There are also voices that doubt that the cultivation of non-food crops is an appropriate way to avoid land use conflicts. Carus and Dammer instead advocate the cultivation of additional food crops that are grown according to the criteria of sustainable agriculture, provide high yields per hectare, whose ingredients can be efficiently converted into biogenic products using the existing technologies, and that may – in case of food shortages – also be used for nutrition (Carus & Dammer 2013).

There have been proposals that land that is unsuitable for growing food, i.e., that is idle, fallow, marginal, degraded, or abandoned, should mainly be used for the production of energy crops (Sheppard et al. 2011, Zilberman et al. 2012). Marginal soils are often characterized by a combination of geophysical constraints (insufficient soil quality, high risk of erosion, unreliable water supply) and socioeconomic deficits (scarcity of labor, uncertain land tenure, limited infrastructure, poor market accessibility). Despite its low value for food cropping, marginal land often exhibits high biodiversity and provides vital ecosystem services, particularly in intensively farmed areas. This includes soil formation, carbon sequestration, nutrient recycling, genetic diversity, pest and weed suppression, chemical detoxification, water storage, groundwater filtration and purification, flood control, regulation of microclimates, and refuges for wildlife (Raghu et al. 2011, Pretty 2008, Bommarco et al. 2013, Zhang et al. 2007). A conversion of these habitats into monocultures to produce biomass would diminish their capacity to provide the services outlined above. If this capacity should be maintained, alternative environmentally sound methods of cultivation for biomass cropping, such as low-input, high-diversity polycultures, are needed for the production of biomass (Raghu et al. 2011, Pedrolí et al. 2013).

A further option for avoiding land use conflicts is the use of residual and waste materials such as the non-edible parts of food crops, timber and forest residues, agricultural byproducts, and biogenic municipal or industrial waste (Pfau et al. 2014, FNR 2015). However, it should be noted that most of the current biogenic residues and waste streams are already being used and that the volume of those not yet used is likely to be far more limited than commonly believed (Carus et al. 2016, Dornburg et al. 2010). This means that the “food first” principle will not be easy to realize without provoking other conflicts. This fact is not being sufficiently taken into account in the current debate. Instead, the prevailing agenda of the bioeconomy suggests that all targets can be met simultaneously.

8.3.3. Availability of sustainably produced biomass

Another important and contested issue is the question of if or to what extent the attainable potential of sustainably produced biomass will be sufficient to substitute the global demand for fossil fuels. Reliable information about the quantities of biogenic feedstock currently

available, their spatial distribution, and their availability over time is still lacking. In recent years numerous studies that estimate the possible global supply of biomass for energetic and material use have been carried out (e.g., O'Brien et al. 2015, Goh et al. 2014, Sanders & Bos 2013). However, due to the use of different methods of calculation and a broad variety of underlying assumptions, they come to quite divergent results, ranging from less than 50 to several hundred exajoules (EJ) per year on a global level (Hennig et al. 2016).

Various authors have reviewed the analytical steps and assumptions made in the available studies on biomass potentials (e.g., Dornburg et al. 2010, Searle & Marlins 2015, Batidzirai et al. 2012, Offermann et al. 2011). They identified several key factors that have a significant impact on the results, such as future productivity in agricultural production, water limitations, amount of degraded and marginal land incorporated in the calculations, nature conservation and biodiversity requirements, population growth and food demand, expectations about dietary trends, and the development of alternative sources of protein that shift consumption away from animal products. The key factors also include agricultural commodity prices and the cost of biomass production, political instabilities in producer countries, the availability of biogenic residues and wastes, and competing uses (Dornburg et al. 2010, Searle & Malins 2015, Offermann et al. 2011). The effects of different assumptions about these factors are well illustrated by Dornburg et al.

According to some studies, the available biomass potential would be sufficient to satisfy the total global energy demand or at least a significant share of it, even if only land not required for food production is used to grow biomass (Dornburg et al. 2010). Other, more recent, studies arrive at much lower figures (e.g., Lauri et al. 2014). Based on this fact, Lewandowski (2015) supposes that the available biomass potential has often been overestimated because social, technical, and economic constraints, such as post-harvest losses, deficits in the supply chain, lacking infrastructure or poor market access, were ignored. Many authors would apply a top-down-approach, starting from the largest – the theoretical biomass potential – and assuming ideal production conditions, like intensive crop management and high biomass yields. To get a more realistic picture of the available resources, Lewandowski advocates a bottom-up-approach that takes all the limiting factors into account. There is broad consensus that sound information on the attainable biomass potential is an essential prerequisite to shape the bioeconomy. Thus, different authors call for a binding international agreement on methodological standardization covering at least some minimum requirements, such as transparency of the assumptions, specifications on data collection, and regular updating of the existing data (Dornburg et al. 2010, Goh et al. 2014, Hennig et al. 2016, Batidzirai et al. 2012, Bentsen & Felby 2012).

Total global energy demand currently amounts to approximately 550 EJ/yr (Hennig et al. 2016) and is expected to rise by nearly one-third between 2013 and 2040 due to economic growth in non-OECD countries (IEA 2015). The global energy supply is still based on fossil fuels, which account for approximately 500 EJ per year, while biomass contributes approximately 50 EJ (WEC 2016). Against this background, it seems doubtful that a complete substitution of fossil fuels by biogenic alternatives will be possible, especially if food

security is given priority and strict sustainability criteria have to be met. Even if there are some untapped potentials, mainly in Africa, Asia, and South America (Offermann et al. 2011, Lauri et al. 2014), biomass remains a scarce resource and different options for utilization should be balanced carefully. It should be in the public interest to direct biogenic raw materials to the uses most preferable for society in order to avoid misallocations (EC 2015).

Both exponents of a technology-based approach for shaping the bioeconomy and supporters of alternative routes call for the reuse and recycling of materials and the use of waste-streams. However, the views differ significantly. Proponents of a technology-based approach believe that technological progress and increased efficiency in the use of biomass will solve the problem of resource scarcity in the long run, without any need to change the prevailing production patterns. In contrast, supporters of alternative routes argue in favor of a circular economy that embodies the cascading approach. This approach would significantly reduce the demand for new resources but require fundamental changes in product design, including the entire life cycle of a product from cradle to cradle. Cascading means to feed biomass first into the production with the highest societal value, which likely coincides with the highest economic value, then in descending order into the second-best option and so on, until it is “lost by burning” at the very end of its life cycle (Scarlat et al. 2015, EC 2015, Hennig et al. 2016, Essel & Carus 2014, Keegan et al. 2013). In addition to the positive climate effects, the implementation of this principle would increase the total availability of biogenic resources as each unit of raw material might be used several times. This concept is linked to the demand for durable material goods, which in turn requires a product design that allows for the possibility of the repair, replacement of components, and the reuse of raw materials. The higher the number of cycles of repair, upgrading, reuse, and remanufacturing, the lower the ecological footprint of a product. At the same time, the longer the period of each cycle, the fewer resources are needed to create new products (EC 2015).

Given the scarcity of biogenic feedstock, the current practice in the EU of using a significant share of biomass for energy, which is mainly driven by the Renewable Energy Directive’s targets for bioenergy 2020 and the national targets based on them, is viewed rather critically today. Many experts agree that decision makers should give priority to the material use of biomass, rather than creating framework conditions that increase the overall demand for biomass and encourage competition for feedstock between material and energetic use (De Besi & McCormick 2015, Crus et al. 2016, Hennig et al. 2016, Keegan et al. 2013). The German Bioeconomy Council also advocates a revision of the funding schemes for bioenergy at the EU and national levels, especially because other renewable energy sources (wind, solar, water power) are available that have a higher long-term potential and lower risk. In the Council’s view, financial incentives for bioenergy hinder the most efficient use of biomass and undermine the competitiveness of food and biogenic industrial commodities (Bioökonomierat 2015).

Some experts argue that the EU’s waste hierarchy, with prevention of waste at the top and incineration as the last option, already guarantees the implementation of the cascade principle. However, this reading ignores the fact that the waste hierarchy only enters into play when a product has become waste, not before. This creates the paradoxical situation that,

instead of making bio-based products, current incentives direct biomass to energetic use. Only when biomass is turned into a biogenic product that reaches the end of its life cycle does combustion become the least preferred option (EC 2015, Essel & Carus 2014). Besides the current European framework conditions, there are a number of other barriers that hinder the implementation of the cascading approach. This includes logistic and financial restrictions, the lower technical quality of recycled products, the lack of economic incentives for the use of secondary materials, an inadequate infrastructure for repairing products and for their second-hand use, and a lack of information and awareness about resource scarcity among consumers (EC 2015, Essel & Carus 2014, Keegan et al. 2013).

8.3.4. Routes to increase agricultural yields

Given a projected global population growth to 9.3 billion in 2050, changing consumption patterns towards calorie-rich diets, and an increased demand for biogenic raw materials, agricultural productivity needs to increase. Since the early 1960s, advances in agricultural science, success in breeding, the use of synthetic fertilizers and pesticides, irrigation, and the use of new technologies have made possible a significant gain in productivity all over the world. However, this boom has been accompanied by a high consumption of resources and serious environmental impacts in terms of greenhouse gas emissions, soil and groundwater pollution, scarcity of freshwater, and a loss of biodiversity. Considering its adverse impacts, it becomes more and more doubtful whether the continuation of the prevailing model of industrial intensive agriculture is still acceptable and useful (Halberg et al. 2015). However, the question of how much and what kind of growth is needed to cover the rising demand and to ensure food security remains controversial.

An increase in agricultural production by expanding the cultivated area is generally seen as impossible without jeopardizing the last remaining natural habitats and the ecosystem services they provide (Godfray & Garnett 2014, Buckwell et al. 2014, Royal Society 2009). It is, on the contrary, expected that the existing amount of fertile soil will shrink in the course of coming decades due to global environmental changes, including climate change, progressive desertification, land degradation, water scarcity, declining biodiversity, and the extended use of land for settlement and transportation (Godfray & Garnett 2014, Ericksen 2009). In order to achieve the indispensable increase in agricultural yield, many experts advocate a new and different management of agricultural ecosystems. This includes reducing harmful external inputs, promoting nutrient recycling, optimizing energy flows, using natural mechanisms of pest control, and thus creating structures that improve the resilience of the system and maintain its long-term productivity (Pretty 2008, Bommarco et al. 2013, Halberg et al. 2015, Azadi et al. 2015).

One important instrument of this new management is the concept of sustainable intensification, which means gaining more yield per hectare while minimizing environmental damage and maintaining soil fertility (Royal Society 2009, FAO 2011). According to the relevant literature, sustainable intensification does not mean that production will be increased unrestrictedly in all agricultural regions. In certain regions, it may be desirable to dispense with yield increases and remove valuable habitats or unproductive agricultural land

completely from cultivation in order to maintain their ability to provide ecosystem services (Godfray & Garnett 2014). If yields are already well above their sustainability thresholds, which is the case in many European growing areas, some experts even suggest a strategy of sustainable extensification, which may imply a reduction of yield until the balance with the agro-ecosystem carrying capacity is restored (EC 2015, Buckwell et al. 2014, van Grinsven et al. 2015).

In the view of the Royal Society, the concept of sustainable intensification includes all farming and agricultural techniques that serve the twin aims of increasing yields and improving environmental performance; no techniques or technologies should be ruled out for ideological reasons (Royal Society 2009). Meanwhile, two opposing pathways of sustainable intensification have emerged: a high-tech strategy and an agro-ecological strategy (Levidow 2015). The high-tech strategy focuses on improving the efficiency of external inputs, scientific progress in the field of plant breeding and genetic engineering, faster adoption of new agricultural techniques by farmers, and removal of trade barriers. One prominent approach to increase the efficiency of external inputs is precision farming. This is a new management system in crop production, striving for a site- and fruit-specific application of irrigation, seed, fertilizers, herbicides, and pesticides. The aim is to apply the right treatment in the right place at the right time, taking into account the local variations of soil and crop (Meyer 2014). Precision farming is partly supported by digital techniques, such as satellite-based application systems, geographic information systems, yield mapping, sensor technologies, GPS navigation, remote sensing, and computer-assisted decision-support systems for farmers.

Also, genetic engineering plays a significant role in the high-tech strategy for sustainable intensification. The genetic code of plants should be modified in order to enhance their productivity in adverse conditions, e.g., those caused by diseases, pests, drought, and saline or infertile soils, or to meet new requirements such as for optimized nutritional contents. The protagonists of this strategy argue that the cultivation of GM crops protects the environment by reducing the need for mechanical tillage and pesticide use, increases yield, and permits an eco-efficient agriculture, which is able to ensure global food security (Rosengrant et al. 2013, Azadi et al. 2015). Critics of genetic engineering fear environmental risks due to certain features of genetically optimized plants (novel crops) like reduced habitat preferences and pest resistance (Sheppard et al. 2011, Ferdinands et al. 2011, Dubois 2011, Larsen 2012, Levidow & Boschert 2008). The main risks are seen in the possible invasion and introgression of GM-plants into natural ecosystems, the ingestion of toxic substances by humans and animals, allergic reactions to ingredients, or the introduction of new pests.

In contrast, the agro-ecological road to sustainable intensification strives to overcome industrial intensive agriculture, which makes farmers dependent on external inputs, ignores their tacit knowledge, and dissociates consumers from production. In focus are closed cycles, the use of farmers' knowledge about plant species and their management, shorter supply chains, a relocation of production and consumption, and the creation of product identities by certification. External inputs like energy, inorganic fertilizers, pesticides, and irrigation should be replaced by including supportive ecosystem services in agricultural practices. This encompasses regulating processes such as nutrient cycling, water retention, nitrogen fixation (for

example, via the cultivation of legumes), soil regeneration, crop pollination, ecological pests, weeds, and disease regulation (Bommarco et al. 2013, Levidow 2015). These natural processes are supported by agricultural techniques like reduced tillage, use of green manure, cover-cropping, diversified crop rotation including perennial grasses and legumes, intercropping, polyculture cropping, and agro-forest systems (Pretty 2008, Bommarco et al. 2013, Schmidt et al. 2012, Doré et al. 2011, Khanh et al. 2005). Hedgerows and riparian buffer strips should prevent rapid rainwater runoff and soil erosion. Biological pest control avoids the application of synthetic pesticides by using the landscape-specific variety of natural enemies, whose presence is favored by certain agricultural techniques such as diversified crop rotation and intercropping (Bommarco et al. 2013). Biological weed control will replace the application of chemical herbicides by natural plant ingredients (allelochemicals), which suppress the germination and growth of weeds (Khanh et al. 2005). Genetic engineering is rejected completely.

A common objection to agro-ecological farming is that yields per hectare are often lower than in conventional farming. More arable land would be needed in order to ensure food security, which in turn would lead to a loss of natural habitats. Various comparative studies show that yield differences do exist, but that they are highly contextual and hard to generalize. As a rule of thumb, one can assume that the yields of agro-ecological cultivation may be 15% to 20% lower than yields of high-performance agriculture in industrial countries, while they can be 10% to 80% higher compared to the yields of locally prevalent low-input systems in developing countries (Pretty 2008, Halberg et al. 2015, Meyer 2014, Seufert et al. 2012). There is abundant evidence that food security and living conditions of smallholders in resource-poor rural environments in developing countries can be significantly improved by applying agro-ecological approaches in participatory processes of co-development and learning to build natural, human, and social capital simultaneously (Halberg et al. 2015). However, regarding the three major global staple foods (rice, wheat, and maize) a drop in yields cannot be completely excluded. That is why most proponents of an agro-ecological strategy advocate accompanying political measures, such as a reduction in food waste and a change in nutrition patterns towards the consumption of fewer animal products (Godfray & Garnett 2014, Bommarco et al. 2013, Halberg et al. 2015).

It should be noted that the degree of intervention in each of the two roads to sustainable intensification is rather different. While the high-tech strategy can be seen more or less as a correction and completion of conventional intensive farming, the agro-ecological strategy implies a radical shift away from the prevailing model and a transition to a knowledge-based, site-sensitive agriculture, in which insights from scientific research and the tacit knowledge of local farmers play an equally important role. Given the great diversity of existing European farming systems, the Strategic Implementation Plan of the European Partnership for Agricultural Productivity and Sustainability (EIP 2013) pleads for a combination of both pathways, depending on the conditions of the respective site.

8.3.5. Perspectives on nature

Compared to its original meaning, the currently prevailing understanding of bioeconomy has undergone major changes. Nicholas Georgescu-Roegen, considered a pioneer of bioeconomy, called 1971 in his book *The Entropy Law and the Economic Process* for a new economic model that will be compatible with the biophysical limits of the planet. In his concept nature is seen as the limiting factor for economic activities on the one hand, and on the other hand as a paragon for improving the functionality of economic systems (Georgescu-Roegen 1971). This early understanding of an “ecologization of the economy” has been reversed by present bioeconomists (Grefe 2012). Instead of adapting industrial material flows to natural metabolic cycles, nature should be manipulated and optimized to fit economic purposes. Critics regard today’s bioeconomy as “economization of ecology”, “neo-liberalisation of nature”, or “biocapitalism” (see Lettow 2015, Gottwald 2015, Levidow 2015, Hamilton 2008, Birch et al. 2010, Kitchen & Marsden 2011).

The technical view of nature implies the presumption that natural ecosystems can be partially or even entirely replaced by human artifacts. Proponents of this position argue in favor of methods to produce biomass under controlled technological conditions. This includes approaches like indoor crop production in high-rise buildings (vertical farming) or site-independent breeding of algae in bio-reactors. Other important technologies are synthetic biology, which pursues the development of biological systems with new properties in the laboratory (Philp et al. 2013), and metabolic engineering, which refers to the production of desired chemical compounds by intervention in the metabolism of organisms (e.g., Zhang et al. 2012, Schreiner Garcez Lopes 2015). For these approaches the metaphor of a cell factory or micro-biological factory has become established (among others, Jiménez Sánchez & Philp 2015). Some of these technologies are still dependent on naturally grown raw materials, such as lignocellulose and sugary plants, while others are aligned to a complete replacement of the natural precursors. In this philosophy resource scarcity is seen as a result of deficiencies in resource productivity, rather than as a result of the inherent limits of the biosphere. Correspondingly, the productivity of ecosystems should be improved by biotechnological manipulations. Supporters of this approach stress that the technological options will increase the availability of biogenic feedstock, reduce the need for external inputs, and lower environmental burdens. Possible fields of application are genetically modified cows, which produce milk with increased protein content, plants with higher tolerance to water stress and soil contamination, or fish with resistance to diseases in fish farms (Jiménez-Sánchez & Philp 2015).

In contrast, supporters of an ecologization of economy favor a cyclical use of resources that follows the metabolic cycles of nature (the cradle-to-cradle principle). Human economy should be integrated in the systemic interrelationships of nature. A sparing and responsible use of scarce biogenic feedstock, the prevention of waste, and the reuse of raw materials in succeeding cascades (see Section 8.3.3) are the guiding principles in this concept. According to Gottwald, the preservation of the natural living conditions of as many animal and plant species as possible will meet basic human needs as well as economic interests (Sheppard et al. 2011). The variety of living forms concerning both biodiversity as

well as cultural diversity is considered a key element for the viability of modern societies and the guarantee of livelihood for future generations. Defenders of traditional cultivation methods of biomass further emphasize the social value and the multiple environmental and sociocultural services provided by agriculture, which cannot be furnished by new biotechnological approaches that are carried out in isolation from nature (Sheppard et al. 2011).

8.3.6. Priority setting in research funding and involvement of stakeholders

There is a broad consensus that research funding is an important tool for stimulating the bioeconomy, but the discussion of which research areas and what type of knowledge should be promoted is highly controversial. The dominant political agenda builds on progress in the life sciences to ensure an efficient use of biomass and to produce high value added bio-based products (Levidow et al. 2012). The main objectives are a close alignment of policy, science, and industry, global value chains, improved competitiveness, and the granting of international patents (see e.g., BMBF 2010). Public–private partnerships and the creation of technological clusters are given high priority. Critics complain that the original variety of possible implementation pathways for the bioeconomy has been limited to technical solutions from the very beginning, including socially strongly contested technologies such as genetic engineering and synthetic biology (e.g., Schaper-Rinkel 2012). According to the critics, the prevailing vision represents only certain interests and not society as a whole, and excludes alternative pathways right from the start (Levidow 2015, Birch et al. 2014, Zwier et al. 2015). While funding is strongly focused on the life sciences, little attention is paid to other areas of research, such as agro-ecological farming, breeding of alternative crops for marginal sites, or social innovations (De Besi & McCormick 2015, Gottwald 2015). Referring to various examples of smallholder agriculture in developing countries, Grefe calls for a broad understanding of innovation. In her view, even in a peasant rural environment, innovations are taking place (e.g., mutual learning, joint marketing activities) that focus on the conservation of native plant species and traditional cultivation methods (Grefe 2012) [p. 237]. This includes a wide variety of locally adapted solutions, whose development and dissemination depend strongly on social interactions. Social innovations are also attributed a key role with regard to the promotion of sustainable consumption patterns (Jaeger-Erben et al. 2015, UBA 2014). The social sciences are generally perceived as under-represented in bioeconomy research, and more interdisciplinary research is claimed (Kleinschmit et al. 2014, Wield et al. 2013, Bugge et al. 2016).

The setting of priorities in research funding is closely linked to the question of what kind of stakeholders should be involved in shaping the bioeconomy. The dominant political agenda highlights the importance of enhanced cooperation between policy, science, and industry. Critics assume that these three players have negotiated much behind closed doors, while the participation of societal groups and the general public has been insufficient and unsystematic (FAO 2016, Albrecht et al. 2012). Although the German research strategy states that a “dialog with the public” is important (BMBF 2010), the issue of how and for what purpose this should take place is still unresolved. It is supposed that this dialogue will serve to create acceptance for priorities that have already been set rather than to reach real democratic

participation and active involvement in shaping the bioeconomy (Albrecht 2012, Kircher 2012). Since the German strategy, like many others, is purely a governmental initiative, the possibility of control and intervention by Parliament is deemed to be insufficient as well (NABU 2014).

The equal distribution of powers and the establishment of a “bioeconomy democracy” are seen as crucial success factors for a comprehensive societal transition to the bioeconomy (Grefe 2012). It is important to clarify which implementation pathway society wants to promote, whether the effort should be focused on a particular research area or whether different research subjects should be encouraged, and which stakeholders should be involved in the decision-making process and with regard to which issues. According to McCormick, a combination of consumer information that informs on the advantages of bio-based products and possibilities for participation by citizens and civil society organizations in the implementation process should be provided (McCormick 2011). There are different proposals for achieving successful participation, such as the creation of transparency and equal levels of knowledge, building trust between stakeholders, a willingness to critically reflect opposing positions, and early conflict management (e.g., Albrecht et al. 2012, Asveld et al. 2015). However, these approaches have not been implemented in the context of the bioeconomy up to now.

8.3.7. Globality versus regionality

Another controversy concerns the question of whether the spatial perspective of the bioeconomy should be regional or global. In a global perspective, which is currently the main orientation within most political bioeconomy strategies, industrialized countries claim the technology leadership and see other countries as feedstock suppliers on the one hand and markets for the produced bio-based products and the developed technologies on the other hand (OECD 2009, The White House 2012, BMBF 2010). Due to the fact that the domestic biomass potential that can be mobilized in Germany and Europe will not be sufficient to meet demand, industrial players have built on the import of cheap biomass from abroad (e.g., Essent New Energy 2011, Confederation European Paper Industries 2011). Sixty-five percent of the cropland satisfying EU consumption is located in other world regions, primarily in Asia, including China, Indonesia, and Thailand (Friends of the Earth 2016). One can anticipate that the increased demand for biomass in industrialized countries will continue the process of land acquisition by foreign companies in developing countries (so-called land grabbing). Experiences from the past have shown that this practice can have negative environmental and social consequences, mainly on subsistence farmers with uncertain rights to land access. Studies have further revealed that the development of human capital and democratic institutions in the countries concerned is delayed compared to countries with established smallholder structures (Deininger 2013). There is broad agreement that land investments, whether by private or public organizations, can also have positive effects on the economic and social situation of the local population if certain preconditions are met. Therefore, many authors call for a mandatory, globally valid sustainability certification procedure for biomass production that takes ecological, economic, and social aspects into account. Existing schemes should be continuously updated (De Besi & McCormick 2015, Fritsche & Iriarte 2014). In addition, measures to improve the situation of smallholders, such

as capacity building, the opening of markets for their products, and the establishment of formal land tenure systems, are considered necessary.

In contrast, the regional perspective relies on site-specific solutions, based on flexible, regional networks with largely closed cycles, a regional supply of food and renewable energy, and an orientation towards autarchy (Gottwald 2015). This philosophy is based on the thesis that innovation always includes a social and a cultural component that evolves primarily at the regional level. Regions accommodate a critical mass of scientists, companies, and sponsors, and short distances facilitate the establishment of communication structures (De Besi & McCormick 2015, Kircher 2012). Each region has specific strengths that can mobilize particular innovation potential. Examples are Silicon Valley and also trans-regional arrangements, like the so-called bio-based Delta in South Holland, where the regions of Zeeland, Zuid-Holland, and Brabant jointly foster a bio-based economy (McCormick 2011, Kircher 2012). In addition to the favorable conditions of cooperation, the entire use of biomass, structures for recycling, and the recovery of waste can be optimized more easily in a regional context. This in turn would reduce the demand for raw materials. Furthermore, the objectives of the bioeconomy can be specified and monitored better at the regional than at the global level (McCormick 2011).

The Finnish strategy strives for a middle way and introduces the term “glocal solutions”, which means that the local and global levels need to be interlinked (MEE 2014). Kircher highlights that the regional level has limitations too and that the global level is important to facilitate exchange between innovation clusters specialized in certain areas, such as industrial biotechnology in Germany or the palm oil industry in Malaysia (Kircher 2012). In his opinion, progress towards a bioeconomy could only be accelerated by sharing knowledge with clusters from other countries.

The tension between globality and regionality is also reflected in the question of whether large- or small-scale facilities, and centralized or decentralized solutions, should be pursued. According to the prevailing opinion, bio-refineries, as a prime example of the bioeconomy, should be planned as large-scale facilities with a throughput of several million tons of biomass per year in order to benefit from economies of scale (e.g., Hennig et al. 2016). Plants of this size could only be economically operated at a couple of sites in order to keep the transportation costs of biomass (a feedstock with rather low energy content compared to the fossil fuel reference) within reasonable limits. This includes large ports (e.g., Hamburg, Rotterdam, and Antwerp) where an import of cheap biomass from abroad is possible or regions with huge untapped biomass potentials like Russia, Finland, or Sweden. Instead of large-scale technologies, some authors advocate decentralized, smaller, and specialized bio-refineries that are tailored to the respective regional biomass supply and produce high-value products, such as fine chemicals (Bruins & Sanders 2012, Carus et al. 2016, Hennig et al. 2016). If raw materials are processed locally, the added value remains in the region, transport costs are minimized, and new jobs are created in the rural area.

8.3.8. The role of behavioral changes

Current attempts to advance the bioeconomy are focused on increasing the efficiency of biomass production and use, while changes in consumer behavior hardly matter. Only a few policy strategies [e.g., Germany (BMEL 2014), and Sweden (Formas 2012)] include sustainable consumption as a relevant part of the transition process. Critics suppose that the bioeconomy in its prevailing technology-based understanding will reinforce the excessive consumption of resources and represents the exact opposite of alternative growth paradigms (Birch et al. 2010, Demaria et al. 2013). In their view, a societal transition towards a bioeconomy can only provide sustainable solutions to global challenges if it also includes changes in consumer behavior (e.g., Birch et al. 2010, Zwier et al. 2015).

The importance of behavioral changes towards sparing and responsible handling of goods and the prevention of waste can be illustrated by the example of nutrition. It is estimated that roughly one-third of the food produced for human nutrition gets lost globally, which amounts to approximately 1.3 billion tons per year (FAO 2013). Thus, a reduction in food waste would be equally important for meeting the future food demand as an increase in agricultural yields (Godfray & Garnett 2014, Bommarco et al. 2013, Halberg et al. 2015, HLPE 2014). In low-income countries, food is mainly lost during the early stages of the supply chain as a result of limited harvesting and storing techniques, while in industrialized countries food is mainly lost at the consumption stage due to consumer behavior. On a per capita basis, much more food is wasted in industrialized than in developing countries. The avoidance of food waste would result in considerable savings of resources in terms of land, water, energy, and labor. According to calculations by Noleppa and von Witzke, 1.2 million hectares of arable land could be saved by halving the avoidable food waste in Germany (Noleppa & von Witzke 2012). The freed-up farmland could be made available for other uses, such as cropping of biomass for material or energetic purposes. Complementary to the saving of resources, an efficient handling of food would reduce agricultural emissions.

A further example of the importance of consumer behavior to the availability of biomass is a change in dietary patterns. Due to increasing prosperity in developing countries, the per capita caloric intake from animal-based products is set to rise by 40% by midcentury (IMEchE 2013). The production of meat and dairy products requires significantly more resources than the production of grain-based food (Kastner et al. 2012, Gerbens-Leenes & Nonhebel 2005). Livestock farming occupies 70% of global farmland and 30% of global land. It is responsible for 18% of worldwide greenhouse gas emissions (measured in CO₂ equivalents), and for 37% of anthropogenic methane and 65% of nitrous oxide emissions. The ongoing expansion of farmland and pastures in protected habitats, such as rainforests or wetlands, is an important factor in the loss of biodiversity (FAO 2006). The largest demand for resources and the highest greenhouse gas emissions per kg are caused by meat products, of which beef products are the most serious (FAO 2013, Lee & Willis 2010, Scholz et al. 2015). In view of rapid population growth, consumer education towards the development of sustainable dietary patterns with reduced meat intake and the avoidance of food waste is considered crucial for future food security (Garnett 2011) and the preservation of the resource base of the bioeconomy.

Because of its high demand for resources, the nutrition sector is particularly important. However, in the face of a limited availability of biogenic as well as fossil resources, the call for sustainable consumption habits applies to all material goods. In recent years, a number of alternative consumption and ownership models have been developed in the field of mobility, clothing, housing, and leisure, which replace ownership of products with utilization of products (Rückert-John & Jaeger-Erben 2016). These approaches encompass: extension of a product's life cycle (e.g., by repairing, upgrading, or re-use as second-hand goods), time-limited periods of use (e.g., rental or lease), and collaborative use (e.g., networks for sharing and exchanging) (Gullstrand Edbring et al. 2016). The dissemination of these developments ranges from niche applications (e.g., food sharing networks) to concepts like car sharing, which have already reached a mass market. Although the market potential and acceptance of these options have not been sufficiently investigated and possible rebound effects have not been fully clarified, a relevant contribution to reducing the demand for resources is expected.

8.4. Facet

Assessing the contrasting positions taken on the key issues discussed in the previous paragraphs, two different pathways for shaping the bioeconomy emerge: a technology-based approach, which is the currently prevailing one, and a socio-ecological approach (Table VIII.2; see similar distinctions in Levidow et al. 2012, Bugge et al. 2016).

The technology-based approach is built on advances in the life sciences and the support of biotechnology as an enabling technology in various sectors. A strong partnership between policy, science, and industry, the promotion of international cooperation, the establishment of global value chains, and the granting of patents should improve international competitiveness and contribute to economic growth and employment. Since technological progress and an increased efficiency of biomass use are expected to solve resource shortages, changes in the ruling consumption patterns are not seen as necessary. Due to the fact that renewable biogenic feedstock and environmentally friendly biotechnological conversion processes are used, the bioeconomy is considered to be inherently sustainable. Thus, there would be no need for further sustainability requirements. To meet the demand for biomass, the yields of intensive agriculture must be enhanced by improving the efficiency of external inputs, speeding up scientific progress in the field of plant breeding and genetic engineering, faster adoption of new agricultural techniques by farmers, and removal of trade barriers. In addition to raising yields in conventional agriculture, the development of anthropogenically created biological systems with new properties in the laboratory is envisaged. Nature should be manipulated to fit economic purposes. Biomass conversion should happen in large-scale facilities with a throughput of several million tons per year in order to profit from economies of scale. These plants should be situated in regions with high untapped biomass potentials (e.g., Russia, Finland, and Sweden) or close to big harbors using imports of cheap biomass from abroad in order to minimize the transportation costs. While a close cooperation between policy, science, and industry is paramount, the participation of societal stakeholders and the general public is not considered a major factor. Dialogue with the public is thought to create

acceptance for already fixed priorities and to promote openness to technology by providing information about the advantages of new technologies.

Tab. VIII.2: Overview of contrasting implementation pathways for the bioeconomy

Elements	Implementation Pathways	
	Technology-Based Approach	Socio-Ecological Approach
<i>Understanding of sustainability</i>	Sustainability as an implicit result of the bioeconomy	Bioeconomy will contribute to sustainability if certain preconditions are met
<i>Biomass production</i>	Increased production within the framework of conventional intensive agriculture; In the long run, detachment of agricultural production from land and increased biomass production in the laboratory	Transition to a multifunctional, decentralized, agro-ecological agriculture
<i>Perspectives on nature</i>	Adaptation of nature to industrial processes and cycles	Adaptation of industrial material flows to natural cycles
<i>Resource utilization</i>	Increased resource efficiency due to new conversion technologies (lower raw material input per unit of product)	Reduction of resource demand by implementation of a circular economy
<i>Consumer behavior</i>	Technology will bridge resource gaps, persistence of today's consumption patterns	Sufficiency approaches and sustainable consumption
<i>Innovation</i>	Technology leadership, intellectual property (e.g., patents) and multinational companies	Promoting social innovations, use of the local experience of different stakeholders and tacit knowledge of farmers
<i>Spatial level</i>	Promoting international cooperation and establishment of global value-chains, strengthening the international competitiveness through export of innovations	Strengthening of rural areas, creation of regional value chains, autarchy in supply of food and energy, linking local stakeholders
<i>Scale of technology solutions</i>	Promotion of central large-scale solutions to benefit from economies of scale	Promotion of small-scale solutions tailored to the region-specific biomass supply
<i>Participation</i>	Strong partnerships between policy, science, and industry	Participation of civil society in shaping and advancing a bioeconomy
<i>Research funding</i>	Increased support in the field of life sciences as key enabling technologies for the bioeconomy	Wide range of research, concerning both the natural and the social sciences, inter- and transdisciplinary approaches

In the socio-ecological approach to shaping bioeconomy, sustainability concerns are given high priority. This implies a radical shift away from the conventional intensive agriculture and a transition to a site-specific agriculture, in which insights from scientific research and the tacit knowledge of local farmers play an equally important role. External inputs like energy, inorganic fertilizers, agrochemicals, and irrigation are replaced by the integration of natural regulation processes such as nutrient cycling, water retention, nitrogen fixation, soil regeneration, and ecological pest, weed, and disease regulation. Genetic engineering is ruled out completely. Regarding production, a cyclical use of resources that follows the metabolic cycles of nature, is favored. Sparing and responsible handling of scarce biogenic feedstock, the prevention of waste, and the reuse of raw materials in succeeding cascades are the guiding principles, which also apply to consumer behavior. The spatial orientation of the socio-ecological approach is regional in nature rather than global. It relies on site-specific solutions,

based on flexible, regional networks with largely closed cycles and regional autonomy concerning food and renewable energy. Correspondingly decentralized, smaller conversion facilities are preferred, which are tailored to the specific regional biomass supply. Research funding will be focused on a variety of topics, such as agro-ecological farming, breeding of alternative crops for marginal sites, and social innovation. The involvement of civil society organizations and the general public in the process of shaping the bioeconomy are seen as crucial factors for a successful transition.

These two pathways are characterized by the linking of extreme positions. However, the individual features listed in Table VIII.2 are not always mutually exclusive. Some of them can be linked; for others compatibility is at least theoretically conceivable. So, further efforts to shape the bioeconomy may originate from other combinations. Since it is impossible today to predict which pathway will be the most expedient – the one already taken or others proposed in the debate – it would contradict the precautionary principle to exclude certain roads from the outset and to dispense with their possible benefits to society.

8.5. Conclusions

The orientation towards sustainability is a major challenge, but also an important prerequisite for a successful transition to the bioeconomy. As the analysis of the current discourse has shown, there are different understandings of the relationship between sustainability and the bioeconomy. To follow the opinion that sustainability will be an implicit result of the bioeconomy would reinforce the excessive consumption of resources and restrain development. According to the majority of experts, the bioeconomy will only contribute to a more sustainable future if certain requirements are met. The development of a framework of principles and criteria for a sustainable bioeconomy, involving ecological, social, and economic aspects, is a key task for policy, science, and society (FAO 2016). This is actually addressed by the program on sustainable bioeconomy guidelines being developed under the FAO's coordination. The debate on this topic is still in its infancy and needs to be strengthened in order to reach an internationally agreed set of criteria, including appropriate indicators for measuring progress towards sustainability. It has to be noted that the selection of criteria and the determination of limits to be observed have a significant impact on the biomass potential that can be produced sustainably. Another factor that limits operating space for the bioeconomy is the commonly accepted principle of 'food first', which requires giving global food security and the supply with sufficient, nutritious, healthy, and safe food for a growing world population priority over all other pathways for utilizing biomass.

There is a broad consensus that sound information on the attainable potential of sustainably produced biomass is essential to shaping the bioeconomy. However, reliable knowledge about the biogenic feedstock quantities currently available, their spatial distribution, and their availability over time is still lacking. Without that knowledge, neither an estimate of the extent to which fossil fuels can be replaced by biogenic feedstock, nor an assessment of the extent to which society can rely on bio-based products in the long run, is possible (Hennig et al. 2016). Against this background, there is an urgent need for a binding international agreement on methodological standardization covering at least some of the minimum requirements,

such as the transparency of the assumptions, specifications on data collection, and regular updating of the existing database.

Global population growth, changing consumption patterns towards calorie-rich diets, and rising demand for biogenic raw materials necessitate an increase in agricultural productivity. The option of expanding the cultivated area is generally seen as hardly feasible without endangering the remaining natural habitats and the ecosystem services they provide. It is rather expected that the availability of fertile soil will shrink due to global environmental changes. To increase yields and simultaneously improve the environmental performance, there are two different roads to sustainable intensification. The high-tech strategy can be seen more or less as a correction and completion of conventional intensive farming, while the agro-ecological strategy implies a radical shift away from the prevailing model and a transition to a knowledge-based, site-sensitive agriculture, in which insights from scientific research and the tacit knowledge of local farmers play an equally important role. Given the great diversity of existing European farming systems, a combination of both pathways might be prudent, depending on the conditions of the respective site.

Even if there are certain untapped potentials, biomass remains a scarce resource, especially if food security is given priority and ambitious sustainability criteria have to be met. Thus, the different options for use should be balanced carefully and biogenic raw materials should be directed to the uses most preferable for society, e.g., those with the highest added value or the highest CO₂ mitigation potential. It has been increasingly recognized that the use of biomass for the provision of heat and electricity in a so-called single-stage cascade, which has been considerably pushed by the current incentive structure, is no longer acceptable. This is above all because biomass is the only available carbon source that can replace the fossil fuels utilized for chemical or material purposes, while there are different renewable alternatives to cover future energy demand, such as wind, solar energy, or water power. Against this backdrop, the energetic use of biomass should be limited to exceptions, such as the decentralized supply of heat and power in sparsely populated rural areas or in the form of bio-fuels for certain uses (e.g., shipping, air transport) where sun and wind energy do not offer viable alternatives (Bioökonomierat 2015). According to the European waste hierarchy, combustion should only be considered an option for the final stage of a cascade, i.e., at the very end of the life cycle of biogenic products. Up to now, other renewable energy sources have not played an adequate role within political bioeconomy strategies.

The implementation of a sustainable bioeconomy depends not least on the extent to which the behavior of consumers is included in the concept. Many experts agree that solutions that solely address increases in resource efficiency and improvements in conversion procedures are not sufficient to meet the needs of a growing world population (De Besi & McCormick 2015, Schmidt et al. 2012, Levidow et al. 2012, Birch & Tyfield 2012). Environmentally conscious consumption patterns (e.g., avoidance of food waste) and sufficiency approaches (e.g., reduced meat consumption) are important levers for reducing the demand for biomass and lessening the pressure on land as the limiting factor. The realization of sustainable consumption patterns requires not only greater consciousness on the part of consumers, but also responsible behavior from producers. The call for longer

durability of material goods necessitates a product design that opens up the possibility of repair, upgrading, replacement of components, and reuse of raw materials. The higher the number of cycles of repair, upgrading, reuse, and remanufacturing, the lower the ecological footprint of a product and the need for raw materials to produce new products (EC 2015).

At the core of the critical dispute on the bio-economy is the finding that the pathway currently being pursued is too reliant on technology, both in terms of the research focused on the area of the life sciences and related technologies and the stakeholders involved. According to critics, two shortcomings result from this narrow understanding of the concept: on the one hand, an underrepresentation of certain disciplines and research topics, mainly in the social sciences; and, on the other hand, insufficient involvement of different societal stakeholders. The more far-reaching the consequences of a switch-over to another resource base, the more important a holistic view that encompasses different aspects of societal life, a variety of alternative implementation pathways, and a broad spectrum of research topics becomes (inter alia, Gottwald 2015, Kleinschmit et al. 2014, Albrecht 2012). Since this transition is a highly complex process that leads to fundamental changes in society, a strategy of diversity is needed that broadens the prevailing technology-based road by integrating socio-ecological approaches and opening up to new ideas that may arise from future challenges.

Acknowledgments: This work was supported by the Research Program “Technology, Innovation and Society” of the Helmholtz Association and the Ministry of Science, Research and the Arts of Baden-Württemberg within the framework of the Bioeconomy Research Program Baden-Württemberg.

References

- Alberta Innovates Bio Solutions (2013): Recommendations to build Alberta’s Bioeconomy; Alberta Innovates Bio Solutions: Edmonton, AB, Canada.
- Albrecht, S. (2012): Bioökonomie am Scheideweg – Industrialisierung von Biomasse oder nachhaltige Produktion? *GAIA*, 21, 33–37.
- Albrecht, S.; Gottschick, M.; Schorling, M.; Stirn, S. (2012): Bio-Ökonomie: Gesellschaftliche Transformation ohne Verständigung über Ziele und Wege? *BIOGUM-Forschungsbericht FG Landwirtschaft Nr. 27*, Universität Hamburg.
- Asveld, L.; Ganzevles J.; Osseweijer, P. (2015): Trustworthiness and Responsible Research and Innovation: The Case of the Bio-Economy. *J. Agric. Environ. Ethics*, Vol. 28, 571–588.
- Azadi, H.; Ghanian, M.; Ghoochani, O.M.; Rafiaani, P.; Taning, C.N.; Hajivand, R.Y.; Dogot, T. (2015): Genetically modified crops: Towards agricultural growth, agricultural development, or agricultural sustainability? *Food Rev. Int.*, Vol. 31, 195–221.
- Bahadur, G.; Morrison, M. (2010): Patenting human pluripotent cells: Balancing commercial, academic and ethical interests. *Hum. Reprod.*, Vol. 25, 14–21.
- Batidzirai, B.; Smeets, E.M.W.; Faaij, A.P.C. (2012): Harmonising bioenergy resource potentials – Methodological lessons from review of state of the art bioenergy potential assessments. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, Vol. 16, 6598–6630.

- Bennett, B. (2007): Law and ethics for the bioeconomy and beyond. *J. Law Med.*, Vol. 15, 7–13.
- Bentsen, N.S.; Felby, C. (2012): Biomass for energy in the European Union – A review of bioenergy resource assessments. *Biotechnol. Biofuels*, Vol. 5, 1–10.
- Bioökonomierat – German Bioeconomy Council (2015): Bioenergiepolitik in Deutschland und gesellschaftliche Herausforderungen. BÖRMEMO 04 vom 1.11.2015, Berlin.
- Bioökonomierat (2015): Landwirtschaft in Deutschland – Ihre Rolle für die Wettbewerbsfähigkeit der Bioökonomie. BÖRMEMO 01 vom 13.01.2015, Berlin.
- Bioökonomierat (2015): Bioeconomy Policy (Part II). Synopsis of National Strategies around the World. Berlin.
- Birch, K.; Levidow, L.; Papaioannou, T. (2014): Self-fulfilling prophecies of the European knowledge-based bio-economy. The discursive shaping of institutional and policy frameworks in the biopharmaceuticals sector. *J. Knowl. Econ.*, Vol. 5, 1–18.
- Birch, K.; Levidow, L.; Papaioannou, T. (2010): Sustainable Capital? The Neoliberalization of Nature and Knowledge in the European “Knowledge-based Bio-economy”. *Sustainability*, Vol. 2, 2898–2918.
- Birch, K.; Tyfield, D. (2012): Theorizing the Bioeconomy: Biovalue, Biocapital, Bioeconomics or What? *Sci. Technol. Hum. Values*, Vol. 38, 299–327.
- Boehlje, M.; Bröring, S. (2011): The increasing multifunctionality of agricultural raw materials: Three dilemmas for innovation and adoption. *Int. Food Agribus. Man.*, Vol. 14, 1–16.
- Bommarco, R.; Kleijn, D.; Potts, S.G. (2013): Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol. Evol.*, Vol. 28, 230–238.
- Bringezu, S.; O’Brien, M.; Schütz, H. (2012): Beyond biofuels: Assessing global land use for domestic consumption of biomass. A conceptual and empirical contribution to sustainable management of global resources. *Land Use Policy*, Vol. 29, 224–232.
- British Columbia Committee on Bio-Economy (2011): BC Bio-Economy. British Columbia Committee on Bio-Economy, Victoria, BC, Canada.
- Bruins, M.E.; Sanders, J.P.M. (2012): Small-scale processing of biomass for biorefinery. *Biofuels Bioprod. Biorefin.*, Vol. 6, 135–145.
- Buckwell, A.; Heissenhuber, A.; Blum, W. (2014): The Sustainable Intensification of European Agriculture. The RISE Foundation, Brussels. http://www.risefoundation.eu/images/files/2014/2014_%20SI_RISE_FULL_EN.pdf (link updated January 1, 2018).
- Bugge, M.M.; Hansen, T.; Klitkou, A. (2016): What is the bioeconomy? A review of the literature. *Sustainability*, Vol. 8, 691–712.
- BMBF – German Ministry of Education and Research (2010): Nationale Forschungsstrategie Bioökonomie. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft. Bundesministerium für Forschung und Bildung (BMBF), Berlin.
- BMEL – German Ministry of Food and Agriculture (2014): Nationale Politikstrategie Bioökonomie – Nachwachsende Ressourcen und biotechnologische Verfahren als Basis für Ernährung, Industrie und Energie. Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung (BMEL), Berlin.
- Carus, M.; Dammer, L. (2013): Food or non-food: Which agricultural feedstocks are best for industrial uses? Nova-Paper #2 on Bio-Based Economy. nova-Institute, Hürth.

- Carus, M.; Raschka, A.; Iffland, K.; Dammer, L.; Essel, R.; Piotrowski, S. (2016): How to Shape the Next Level of the European Bio-Based Economy? The Reasons for the Delay and the Prospects of Recovery in Europe. nova-Institute, Hürth.
- Chen, S. (2008): Industrial biosystems engineering and biorefinery. *Chin. J. Biotechnol.*, Vol. 24, 940–945.
- Confederation of European Paper Industries (2011): The Forest Fibre Industry – 2050 Roadmap to a Low-Carbon Bio-Economy. Brussels.
- Daly, H. (1990): Towards some Operational Principles of Sustainable Development. *Ecol. Econ.*, Vol. 2, 1–6.
- De Besi, M.; McCormick, K. (2015): Towards a bioeconomy in Europe. National, regional and industrial strategies. *Sustainability*, Vol. 7, 10461–10478.
- Deiniger, K. (2013): Global land investments in the bio-economy: Evidence and policy implications. *Agric. Econ.*, Vol. 44, 115–127.
- Demaria, F.; Schneider, F.; Sekulova, F.; Martinez-Alier, J. (2013): What is degrowth? From an activist slogan to a social movement. *Environ. Values*, Vol. 22, 191–215.
- DBFZ – German Biomass Research Centre (2015): Sachstandsbericht über Vorhandene Grundlagen für ein Monitoring der Bioökonomie: Nachhaltigkeit und Ressourcenbasis der Bioökonomie. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig.
- Doré, T.; Makowski, D.; Malézieux, E.; Munier-Jolain, N.; Tchamitchian, M.; Tittone, P. (2011): Facing up the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur. J. Agron.*, Vol. 34, 197–210.
- Dornburg, V.; van Vuuren, D.; van de Ven, G.; Langeveld, H.; Meeusen, M.; Banse, M.; van Oorschot, M.; Ros, J.; van den Born, G.J.; Aiking, H.; et al. (2010): Bioenergy revisited: Key factors in global potentials of bioenergy. *Energy Environ. Sci.*, Vol. 3, 258–267.
- Dubois, J.-L. (2011): Requirements for the development of a bioeconomy for chemicals. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, Vol. 3, 11–14.
- Elbersen, B.; Fritsche, U.; Petersen, J.E.; Lesschen, J.P.; Böttcher, H.; Overmars, K. (2013): Accessing the effect of stricter sustainability criteria on EU biomass crop potential. *Biofuels Bioprod. Biorefin.*, Vol. 7, 173–192.
- Ericksen, P.J. (2009): Food security and global environmental change: Emerging challenges. *Environ. Sci. Policy*, Vol. 12, 373–377.
- Essel, R.; Carus, M. (2014): Increasing resource efficiency by cascading use of biomass. *Rural*, Vol. 21, 28–29.
- Essent New Energy (2011): Natural Power – Essent and the Bio-Based Economy. Essent New Energy, a RWE company, Hertogenbosch (Netherlands).
- EC (2010): Commission Adopts Biomass Sustainability Report. European Commission (EC), Brussels. http://europa.eu/rapid/press-release_IP-10-192_en.htm (link updated January 1, 2018).
- EC (2015): Sustainable Agriculture, Forestry and Fisheries in the Bioeconomy – A challenge for Europe. 4th SCAR Foresight Exercise. European Commission (EC), Brussels.
- EIP (2013): Strategic Implementation Plan European Innovation Partnership ‘Agricultural Productivity and Sustainability’. Adopted by the High Level Steering Board on 11 July 2013. European Innovation Partnership (EIP), Brussels.

- EP (2009): Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. European Parliament (EP), Strasbourg.
- EP (2009): Directive 2009/30/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 98/70/EC as regards the specification of petrol, diesel and gas-oil and introducing a mechanism to monitor and reduce greenhouse gas emissions and amending Council Directive 1999/32/EC as regards the specification of fuel used by inland waterway vessels and repealing Directive 93/12/EEC. European Parliament (EP), Strasbourg.
- FNR – Agency of Renewable Resources (2015): Biomassepotenziale von Rest- und Abfallstoffen. Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Gülzow.
- Fannin, M. (2013): The hoarding economy of endometrial stem cell storage. *Body Soc.*, Vol. 19, 32–60.
- Ferdinands, K.; Virtue, J.; Johnson, S.B.; Setterfield, S.A. (2011): ‘Bio-insecurities’: Managing demand for potentially invasive plants in the bioeconomy. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, Vol. 3, 43–49.
- FAO (2006): *Livestock’s Long Shadows. Environmental Issues and Options*; Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2009): *How to feed the world in 2050*. In: *Proceedings of the High Level Expert Forum*, Rome, Italy, 12–19 October 2009. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2011): *Save and Grow. A Policymaker’s Guide to the Sustainable Intensification of Smallholder Crop Production*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2013): *Food Wastage Footprint: Impacts on Natural Resources*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2016): *How Sustainability Is Addressed in Official Bioeconomy Strategies at International, National and Regional Levels*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Formas (2012): *Swedish Research and Innovation Strategy for a Bio-based Economy*. The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning (formas), Stockholm.
- Friends of the Earth (2016): *Land under pressure – Global impacts of the EU bioeconomy*. Brussels.
- Fritsche, U.R.; Iriarte, L. (2014): Sustainability criteria and indicators for the bio-based economy in Europe: State of discussion and way forward. *Energies*, Vol. 7, 6825–6836.
- Garnett, T. (2011): Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, Vol. 36, 23–32.
- Georgescu-Roegen, N. (1971): *The Entropy Law and the Economic Process*. Harvard University Press, Lincoln, NE, USA.
- Gerbens-Leenes, P.W.; Hoekstra, A.Y.; van der Meer, T. (2009): The water footprint of energy from biomass. A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. *Ecol. Econ.*, Vol. 68, 1052–1060.

- Gerbens-Leenes, W.; Nonhebel, S. (2005): Food and land use. The influence of consumption patterns on the use of agricultural resources. *Appetite*, Vol. 45, 24–31.
- Godfray, J.; Garnett, T. (2014): Food security and sustainable intensification. *Philos. Trans. R. Soc.*, Vol. 369, doi:10.1098/rstb.2012.0273.
- Goh, C.S.; Junginger, M.; Faaij, A. (2014): Monitoring sustainable biomass flows: General methodology development. *Biofuels Bioprod. Biorefin.*, Vol. 8, 83–102.
- Golembiewski, B.; Sick, N.; Bröring, S (2015): The emerging research landscape on bioeconomy: What has been done so far and what is essential from a technology and innovation management perspective? *Innov. Food Sci. Emerg. Technol.*, Vol. 29, 308–317.
- Gottwald, F.-T. (2015): Irrweg Bioökonomie. Über die zunehmende Kommerzialisierung des Lebens. In: *Der kritische Agrarbericht 2015. Schwerpunkt "Agrarindustrie und Bäuerlichkeit"*. ABL-Verlag, München. pp. 259–264.
- Grefe, C. (2012): *Global gardening. Bioökonomie – Neuer Raubbau oder Wirtschaftsform der Zukunft*. Verlag Antje Kunstmann, München.
- Gullstrand Edbring, E.; Lehner, M.; Mont, O. (2016): Exploring consumer attitudes to alternative models of consumption: Motivations and barriers. *J. Clean. Prod.*, Vol. 123, 5–15.
- Halberg, N.; Panneerselvam, P.; Treyer, S. (2015): Eco-functional Intensification and Food security. Synergy or Compromise? *SAR*, Vol. 4, 126–139.
- Hamilton, C. (2008): Intellectual property rights, the bioeconomy and the challenges of bio-piracy. *Genome Soc. Policy*, Vol. 4, 26–45.
- Hennig, C.; Brosowski, A.; Majer, S. (2016): Sustainable feedstock potential – A limitation for the bio-based economy? *J. Clean. Prod.*, Vol. 123, 200–202.
- HLPE (2014): *Food Losses and Waste in the Context of Sustainable Food Systems*. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security (HLPE), Rome.
- HLPE (2013): *Investing in Smallholder Agriculture for Food Security*. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security (HLPE), Rome.
- IMechE (2013): *Global Food: Waste Not, Want Not*. Institution of Mechanical Engineers (IMechE), London.
- IEA (2015): *International Energy Agency. World Energy Outlook 2015 Factsheet – Global Energy Trends to 2040*; International Energy Agency (IEA), Paris.
- Jaeger-Erben, M.; Rückert-John, J.; Schäfer, M. (2015): Sustainable consumption through social innovation: A typology of innovations for sustainable consumption practices. *J. Clean. Prod.*, 108 Pt A, 784–798.
- Jiménez-Sánchez, G.; Philp, J. (2015): Omics and the bioeconomy. Applications of genomics hold great potential for a future bio-based economy and sustainable development. *EM-BO Rep.*, Vol. 16, 17–20.
- Kastner, T.; Ibarrola Rivas, M.J.; Koch, W.; Nonhebel, S. (2012): Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, Vol. 109, 6868–6872.
- Keegan, D.; Kretschmer, B.; Elbersen, B.; Panoutsou, C. *Cascading use* (2013): A systematic approach to biomass beyond the energy sector. *Biofuels Bioprod. Biorefin.*, Vol. 7, 193–206.

- Kent, J. (2008): The fetal tissue economy: From the abortion clinic to the stem cell laboratory. *Soc. Sci. Med.*, Vol. 67, 1747–1756.
- Khanh, T.D.; Chung, M.I.; Xuan, T.D.; Tawata, S. (2005): The exploitation of crop allelopathy in sustainable agricultural production. *J. Agron. Crop Sci.*, Vol. 191, 172–184.
- Kircher, M. (2012): The transition to a bio-economy: Emerging from the oil age. *Biofuel. Bioprod. Biorefin.*, Vol. 6, 396–375.
- Kircher, M. (2012): The transition to a bio-economy: National perspectives. *Biofuel. Bioprod. Biorefin.*, Vol. 6, 240–245.
- Kitchen, L.; Marsden, T. (2011): Constructing sustainable communities: A theoretical exploration of the bio-economy and eco-economy paradigm. *Local Environ. Int. J. Justice Sustain.*, Vol. 16, 753–769.
- Kleinschmit, D.; Hauger Lindstad, B.; Jellesmark Thorsen, B.; Toppinen, A., Roos, A.; Baardsen, S. (2014): Shades of green: A social scientific view on bioeconomy in the forest sector. *Scand. J. For. Res.*, Vol. 29, 402–410.
- Larsen, Y. (2012): Bioökonomie – Gefahr oder Chance? Eine kritische Anmerkung zu den Prioritäten der Bioökonomieforschung in Bezug auf den Erhalt der biologischen Vielfalt. In: Feit, U., Korn, H. (eds.): *Treffpunkt Biologische Vielfalt XI*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. pp. 145–148.
- Lauri, P.; Havlík, P.; Kindermann, G.; Forsell, N.; Böttcher, H.; Obersteiner, M. (2014): Woody biomass energy potential in 2050. *Energy Policy*, Vol. 66, 19–31.
- Lee, P.; Willis, P. (2010): Final Report - Waste Arisings in the Supply of Food and Drink to Households in the UK. Waste & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Lettow, S. (2015): Biokapitalismus und Inwertsetzung der Körper – Perspektiven der Kritik. *PROKLA*, Vol. 1, 33–49.
- Levidow, J.; Boschert, K. (2008): Coexistence or contradiction? GM crops versus alternative agriculture in Europe. *Geoforum*, Vol. 39, 174–190.
- Levidow, L. (2015): European transitions towards a corporate-environmental food regime: Agroecological incorporation or contestation? *J. Rural Stud.*, Vol. 40, 76–89.
- Levidow, L.; Birch, K.; Papaioannou, T. (2012): EU agri-innovation policy: Two contending visions of the bio-economy. *Crit. Policy Stud.*, Vol. 6, 40–65.
- Lewandowski, I. (2015): Securing a sustainable biomass supply in a growing bioeconomy. *Glob. Food Secur.*, Vol. 6, 34–42.
- Matis (2014): Future Opportunities for Bioeconomy in the West Nordic Countries. Matis Reports 37-14. Reykjavík (Iceland).
- McCormick, K. (2011): The emerging bio-economy in Europe: Exploring the key governance challenges. In: *Proceedings of the World Renewable Energy Congress, Linköping, Sweden, 8–13 May 2011*.
- Meyer, R. (2014): Diversity of European farming systems and pathways to sustainable intensification. *TATuP*, Vol. 23, 11–21.
- MIWF NRW – Ministry of Innovation, Science and Research of North Rhine-Westphalia (2013): *Eckpunkte einer Bioökonomiestrategie für Nordrhein-Westfalen*. Ministerium für Innovation, Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen (MIWF NRW), Düsseldorf.

- MEE (2014): Sustainable Growth from Bioeconomy – The Finnish Bioeconomy Strategy. Ministry of Employment and the Economy, Ministry of Agriculture and Forestry, Ministry of the Environment, Helsinki.
- NABU (2014): Nachhaltigkeit in der Bioökonomie. Zusammenfassung und Thesen als Ergebnis eines Workshops auf VILM Dezember 2013. Naturschutzbund Deutschland e. V., Berlin.
- Navia, R.; Mohanty, A.K. (2012): Resources and waste management in a bio-based economy. *Waste Manag. Res.*, Vol. 30, 215–216.
- Noleppa, S.; von Witzke, H. (2012): Tonnen für die Tonne. World Wide Fund for Nature (WWF) Deutschland, Berlin.
- O'Brien, M.; Schütz, H.; Bringezu, S. (2015): The land footprint of the EU bioeconomy: Monitoring tools, gaps and needs. *Land Use Policy*, Vol. 47, 235–246.
- Offermann, R.; Seidenberger, T.; Thrän, D.; Kaltschmitt, M.; Zinoviev, S.; Miertus, S. (2011): Assessment of global bioenergy potentials. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, Vol. 16, 103–115.
- OECD (2009): The Bioeconomy to 2030: Designing a Policy Agenda. Main Findings and Policy Conclusions. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris.
- Pedroli, B.; Elbersen, B.; Frederiksen, P.; Grandin, U.; Heikkilä, R.; Krogh, P.H.; Izakovicova, Z.; Johansen, A.; Meiresonne, L.; Spijker, J. (2013): Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Biomass Bioenergy*, Vol. 55, 73–86.
- Pfau, S.F.; Hagens, J.E.; Dankbaar, B.; Smits, A.J.M. (2014): Visions of Sustainability in Bioeconomy Research. *Sustainability*, Vol. 6, 1222–1249.
- Philp, J.; Ritchie, R.J.; Allan, J.E.M. (2013): Synthetic biology, the bioeconomy, and a societal quandary. *Trends Biotechnol.*, Vol. 31, 269–272.
- Pretty, J. (2008): Agricultural sustainability: Concepts, principles and evidence. *Philos. Trans. R. Soc.*, Vol. 363, 447–465.
- Raghu, S.; Spencer, J.L.; Davis, A.S.; Wiedenmann, R.N. (2011): Ecological consideration in the sustainable development of terrestrial biofuel crops. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, Vol. 3, 15–23.
- Rosengrant, M.W.; Ringler, C.; Zhu, T.; Tokgoz, S.; Bhandary, P. (2013): Water and food in the bioeconomy: Challenges and opportunities for development. *Agric. Econ.*, Vol. 44, 139–150.
- Royal Society (2009): Reaping the Benefits: Science and the Sustainable Intensification of Global Agriculture. The Royal Society, London.
- Rückert-John, J.; Jaeger-Erben, M. (2016): Alternative Konsumformen als Herausforderungen für die Verbraucherpolitik. In: Bala, C., Schuldzinski, W., (eds.): Prosuming und Sharing – Neuer Sozialer Konsum: Aspekte kollaborativer Formen von Konsumtion und Produktion. Bd. 4. Beiträge zur Verbraucherforschung. Verbraucherzentrale NRW, Düsseldorf. pp. 63–83.
- Sanders, J.P.M.; Bos, H.L. (2013): Raw material demand and sourcing options for the development of a bio-based chemical industry in Europe: Part 2: Sourcing options. *Biofuel. Bioprod. Biorefin.*, Vol. 7, 260–272.

- Scarlat, N.; Dallemand, J.F.; Monforti-Ferrario, F.; Nita, V. (2015): The role of biomass and bioenergy in a future bioeconomy: Policies and facts. *Environ. Dev.*, Vol. 15, 3–34.
- Schaper-Rinkel, P. (2012): Bio-Politische Ökonomie. Zur Zukunft des Regierens von Biotechnologien. In: Lettow, S. (ed.): *Bioökonomie – Die Lebenswissenschaften und die Bewirtschaftung der Körper*. Transcript Verlag, Bielefeld. pp. 155–180.
- Schmidt, O.; Padel, S.; Levidow, L. (2012): The Bio-Economy Concept and Knowledge Base in a Public Goods and Farmer Perspective. *Biobased Appl. Econ.*, 1, 47–63.
- Scholz, K.; Erikkson, M.; Strid, I. (2015): Carbon footprint of supermarket food waste. *Resour. Conserv. Recycl.*, 94, 56–65.
- Schreiner Garcez Lopes, M. (2015): Engineering biological systems toward a sustainable bioeconomy. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 42, 813–838.
- Searle, S.; Malins, C. (2015): A reassessment of global bioenergy potential in 2050. *GCB Bioenergy*, 7, 328–336.
- Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J.A. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485, 229–232.
- Sheppard, A.W.; Gillespie, I.; Hirsch, M.; Begley, C. (2011): Biosecurity and sustainability within the growing global bioeconomy. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 3, 4–10.
- Staffas, L.; Gustavsson, M.; McCormick, K. (2013): Strategies and Policies for the Bioeconomy and Bio-Based Economy: An Analysis of Official National Approaches. *Sustainability*, 5, 2751–2769.
- SDC (2011): *Looking Back, Looking Forward – Sustainability and UK Food Policy 2000–2011*. Sustainable Development Commission (SDC), London.
- The White House (2012): *National Bioeconomy Blueprint*. Washington DC, USA.
- Umweltbundesamt (2014): *Soziale Innovationen im Aufwind. Ein Leitfaden zur Förderung sozialer Innovationen für nachhaltigen Konsum*. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Van Grinsven, H.J.M.; Erisman, J.W.; de Vries, W.; Westhoek, H. (2015): Potential of extensification of European agriculture for a more sustainable food system, focusing on nitrogen. *Environ. Res. Lett.*, 10, 1–9.
- Vandermeulen, V.; Van der Stee, M.; Stevens, C.V.; Van Huylenbroeck, G. (2012): Industry expectations regarding the transition toward a biobased economy. *Biofuels Bioprod. Biorefin.*, 6, 453–464.
- Wellisch, M.; Jungmeier, G.; Karbowski, A.; Patel, A.; Rogulska, M.K. (2010): Biorefinery systems – Potential contributors to sustainable innovation. *Biofuel. Bioprod. Bior.*, 4, 275–286.
- Wield, D.; Hanlin, R.; Mittra, J.; Smith, J. (2013): Twenty-first century bioeconomy: Global challenges of biological knowledge for health and agriculture. *Sci. Public Policy*, 40, 17–24.
- WEC (2016): *World Energy Resources 2016*; World Energy Council (WEC), London.
- Zhang, J.; Babbie, A.; Stephanopoulos, G. (2012): Metabolic engineering: Enabling technology of a bio-based economy. *Curr. Opin. Chem. Eng.*, 1, 355–362.
- Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M. (2007): Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.*, 64, 253–260.

- Zilberman, D.; Hochman, G.; Rajagopal, D.; Sexton, S.; Timilsina, G. (2012): The impact of biofuels on commodity food prices: Assessment of findings. *Am. J. Agric. Econ.*, 95, 275–281.
- Zwier, J.; Blok, V.; Lemmens, P.; Geerts, R.-J. (2015): The ideal of a zero-waste humanity: Philosophical reflections on the demand for a bio-based economy. *J. Agric. Environ. Ethics*, 28, 353–374.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die eingereichte Dissertation selbstständig verfasst habe und alle von mir für die Arbeit benutzten Hilfsmittel und Quellen in der Arbeit angegeben sowie die Anteile etwaig beteiligter Mitarbeiterinnen oder Mitarbeiter sowie anderer Autorinnen oder Autoren klar gekennzeichnet sind. Bei der Erstellung der Arbeit wurde keine entgeltliche Hilfe von Vermittlungs- oder Beratungsdiensten (Promotionsberater oder andere Personen) in Anspruch genommen. Die Dissertation wurde nicht in gleicher oder ähnlicher Form als Prüfungsarbeit für eine staatliche oder andere wissenschaftliche Prüfung im In- oder Ausland eingereicht. Auch wurde die gleiche oder eine andere Abhandlung nicht in einem anderen Fachbereich oder einer anderen wissenschaftlichen Hochschule als Dissertation eingereicht. Mir ist bewusst, dass ein Verstoß gegen einen der vorgenannten Punkte den Entzug des Dokortitels bedeuten und ggf. auch weitere rechtliche Konsequenzen haben kann.

Curriculum vitae

Carmen Priefer
Geboren am 02.05.1987 in Germersheim



Bildungsgang und beruflicher Werdegang

2014 bis 2018

Promotion bei Prof. Dr. Oliver Frör, Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Umweltökonomie

2011 bis dato

Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS), Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

Bearbeitung verschiedener Projekte im Forschungsbereich „Nachhaltigkeit und Umwelt“:

- **Systemanalyse der Bioökonomie:** Sozial-ökologische Begleitforschung über Ziele, Visionen, Wertschöpfungsketten und Implementierungsschritte einer Bioökonomie in Baden-Württemberg, im Rahmen des baden-württembergischen Forschungsprogramms Bioökonomie (2015–2018)
- **Bioökonomie:** Kritische Reflexion des Konzepts einer bio-basierten Wirtschaft, ITAS-Eigenprojekt im Rahmen der Helmholtz-Forschung (2015–2016)
- **Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme** für das Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) (2017–2018)
- **Digitalisierung in der Landwirtschaft** für das TAB, *Co-Projektleitung* (2017–2018)
- **Feeding 10 billion people, Projektleitung** Teilstudie „Option for cutting food waste“ über Strategien zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen“ im Auftrag des Europäischen Parlaments (2012–2013)
- **ITA-Monitoring:** Projekt zur Früherkennung gesellschaftsrelevanter Themen für das BMBF, Erstellung einer Kurzstudie „Frisch auf den Müll“ (2011–2012)
- **Ökologischer Landbau und Biomasseerzeugung** – Zielkonflikte und Lösungsansätze für das TAB (2010–2012)
- **GREENENERGY:** Machbarkeitsstudie über den Anbau schnellwachsender Baumarten zur umweltverträglichen Gestaltung der Energieholzproduktion (2010–2011)

2006 – 2011

Studium der Umweltwissenschaften an der Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften
Schwerpunkte: Biodiversität und Naturschutz, Ökotoxikologie, Soziökonomie und Umweltmanagement

Diplomarbeit:

Motivation der Betreiber, Hemmnisse und Nutzungskonflikte bei der Anlage von Kurzumtriebsplantagen (KUP) – Eine empirische Untersuchung in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz (KUP)

2003 – 2006

Abitur am PAMINA-Schulzentrum, Herxheim