



# Kapitel 5. Mitigation des Klimawandels

## Inhaltsverzeichnis

<b>5.1 Bodenbedeckung und Landnutzungssysteme</b> .....	276
5.1.1 Agrarische Landnutzung, landwirtschaftliche Böden .....	276
5.1.2 Waldbewirtschaftung .....	283
5.1.3 Ökosysteme mit besonderen Herausforderungen .....	292
<b>5.2 Bioökonomie und relevante Minderungsoptionen</b> .....	296
5.2.1 Minderungspotenziale durch Substitution und Effizienzsteigerung .....	296
5.2.2 Minderungsoptionen durch negative Emissionen .....	302
<b>5.3 Nachfrageseitige Minderungsoptionen</b> .....	306
5.3.1 Mitigationspotenziale konsumseitiger Strategien im Kontext der Landnutzung .....	307
5.3.2 Mitigation durch Änderung der Ernährung und Reduktion der Lebensmittelabfälle und -verluste ..	309
5.3.3 Herausforderungen konsumseitiger Mitigationstrategien .....	314
<b>5.4 Forschungsbedarf und Ausblick</b> .....	315
<b>Literatur</b> .....	317

### Koordinierende Leitautor\_innen:

Florian Kraxner<sup>1</sup>, Werner Zollitsch<sup>2</sup>, Charlotte Kottusch<sup>1</sup>

### Leitautor\_innen:

Viktor J. Bruckman<sup>3</sup>, Stephan Glatzel<sup>4</sup>, Rebecca Hood<sup>2</sup>, Robert Jandl<sup>5</sup>, Thomas Lindenthal<sup>2</sup>, Carmen Schmid<sup>6</sup>, Michaela Theurl<sup>2</sup>, Tanja Tötzer<sup>7</sup>

### Beitragende Autor\_innen:

Michael Anderl<sup>6</sup>, Andreas Bohner<sup>8</sup>, Martin Braun<sup>5</sup>, Bernhard Freyer<sup>2</sup>, Jürgen K. Friedel<sup>2</sup>, Georg Gratzer<sup>2</sup>, Christian Griebler<sup>4</sup>, Stefan Hörtenhuber<sup>2</sup>, Mathias Kirchner<sup>2</sup>, Manfred Lexer<sup>2</sup>, Gudrun Obersteiner<sup>2</sup>, Martin Schlatter<sup>2</sup>, Heide Spiegel<sup>9</sup>, Peter Weiss<sup>6</sup>

### Review Editors:

Marianne Bügelmayer-Blaschek<sup>7</sup>, Klaus Katzensteiner<sup>2</sup>

### Technische Unterstützung:

Bastian Bertsch-Hörmann<sup>2</sup>

### Zitiervorschlag:

Kraxner, F., Zollitsch, W., Kottusch, C., Bruckman, V., Glatzel, S., Hood, R., Jandl, R., Lindenthal, T., Schmid, C.,

Theurl, M., Tötzer, T., 2024: Kapitel 5 Mitigation des Klimawandels. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 275–338.

<sup>1</sup> Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)

<sup>2</sup> Universität für Bodenkultur Wien

<sup>3</sup> Österreichische Akademie der Wissenschaften

<sup>4</sup> Universität Wien

<sup>5</sup> Bundesforschungszentrum für Wald

<sup>6</sup> Umweltbundesamt GmbH

<sup>7</sup> Austrian Institute of Technologie GmbH

<sup>8</sup> HBLFA Raumberg-Gumpenstein

<sup>9</sup> Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Aufgrund der Größe der betroffenen Landflächen, den bei ihrer Nutzung emittierten und sequestrierten Treibhausgasen (THG) und des teilweise ungünstigen Zustands von Böden in Hinblick auf ihren Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (C) kommt der Landnutzung a priori eine wichtige

Rolle bei Mitigationsbemühungen zu. Zur Minderung des Klimawandels ist eine Verringerung der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration erforderlich, die durch eine Abnahme der THG-Emissionen und durch Aufnahme und langfristige Speicherung von atmosphärischem Kohlenstoff in Biomasse und Boden erreicht werden kann (Chenu et al., 2019; Mayer et al., 2018; Paustian et al., 2016; Vos et al., 2018). Der Erhaltung bzw. idealerweise Erhöhung der organischen Substanz des Bodens durch geeignete Bodenschutzmaßnahmen kommt entscheidende Bedeutung zu.

Kap. 5 beschreibt die unter Minderung/Mitigation (des Klimawandels) verstandenen menschlichen Eingriffe in Ökosysteme, die THG-Emissionen reduzieren bzw. THG-Senken verstärken können. Dabei werden die Minderungspotenziale und systemischen Wechselwirkungen einzelner Maßnahmen für verschiedene Bodenbedeckungs- und Landnutzungssysteme beschrieben. Um die Mitigationspotenziale aufzeigen zu können, wird ihre jeweilige Auswirkung auf den Klimawandel, d. h. die Emissions- bzw. Senkenfunktion – wenn möglich quantitativ – charakterisiert, um dadurch das entsprechende Einsparungspotenzial aufzuzeigen. Damit schließt das Kapitel an Kap. 4 (Anpassung) an; in den beiden Kapiteln diskutierte Maßnahmen werden für ihre gesamthafte Einschätzung aus der Perspektive des jeweils anderen Kapitels betrachtet.

Die unterschiedlichen Landnutzungsformen verlangen unterschiedliche Ansätze zur Mitigation, die entweder auf der systemischen oder technologischen Ebene angesiedelt sind; auch naturbasierte Ansätze werden betrachtet. Bei der Identifizierung der meistversprechenden Optionen sind die Systemspezifika zu berücksichtigen.

Bei der Beschreibung der möglichen Minderungsmaßnahmen werden folgende Potenziale berücksichtigt:

- a) Potenziale technischer Maßnahmen (die auf die Beeinflussung spezifischer, häufig einzelner Ansatzpunkte abzielen)
- b) Potenziale naturbasierter Maßnahmen („Nature Based Solutions“, spezifische Ansätze, die im Einklang mit natürlichen Prozessen stehen, siehe Glossar)
- c) Potenziale systemischer Effekte (einer über technische Maßnahmen hinausgehenden Beeinflussung von Systemen oder Systemelementen, die in der Regel mehrere Ansatzpunkte betrifft)

Zu differenzieren ist zwischen kurz- und mittelfristigen Potenzialen, d. h. schnell umsetzbaren versus längerfristigen Optionen, deren Realisierung von den konkreten Rahmenbedingungen bzw. einer Änderung derselben abhängig sind. Berücksichtigt werden außerdem spezielle biodiversitätserhaltende Maßnahmen, die einen Klimawandelminderungseffekt erwarten lassen. Der potenziellen Problematik „Double Accounting“, die bspw. bei Anrechnung von Mitigationseffekten

sowohl auf der Ebene, auf welcher der Effekt generiert wurde, als auch auf einer übergeordneten (bspw. der nationalstaatlichen) Ebene auftritt, ist Aufmerksamkeit zu schenken (siehe Abschn. 2.1, 2.7).

In Abschn. 5.2 werden für agrarische Landnutzung (Abschn. 5.2.1), Waldbewirtschaftung (Abschn. 5.2.2) und die Nutzung weiterer Ökosysteme (Abschn. 5.1.3) der Status quo der zugeordneten Emissionen und Senken aufgezeigt, die potenziellen Mitigationsansätze und ihre Wirkung erläutert. Spezielle Minderungsmaßnahmen, welche als Querschnittsmaterie der verschiedenen Bodenbedeckungs- und Landnutzungsformen gesondert behandelt werden sollen, werden in Abschn. 5.3 dargestellt. Schwerpunktsthemen sind die Substitution (fossiler Rohstoffe und Produkte) und Effizienzsteigerung sowie negative Emissionen. Prinzipien von Kreislaufwirtschaft, kaskadischen Systemen und der vermehrten Langlebigkeit bestimmter Agrar- und Forstprodukte kommt besondere Bedeutung zu.

Mitigationsoptionen entstehen nicht nur durch Interventionen auf biologisch-technischer Ebene. Wichtige Handlungsfelder der sozialen und wirtschaftlichen Dimensionen der Minderung (Abschn. 5.4) stellen konsumseitige Strategien (Abschn. 5.3.1) sowie, damit in Verbindung stehend, eine Änderung des Ernährungsstils und die Reduktion von Lebensmittelabfällen bzw. -verlusten (Abschn. 5.3.2) dar.

Im letzten Teil zum Thema Forschungsbedarf und Ausblick (Abschn. 5.4) erfolgt eine Zusammenführung der Forschungslücken in Bezug auf die Potenziale aus den vorangegangenen Abschnitten. Damit wird aufgezeigt, wo Daten oder Informationen fehlen, um eindeutigere, wissenschaftlich gesicherte Aussagen in Bezug auf mögliche Mitigationspotenziale treffen zu können – insbesondere mit Fokus auf Österreich.

## 5.1 Bodenbedeckung und Landnutzungssysteme

### 5.1.1 Agrarische Landnutzung, landwirtschaftliche Böden

Historische Landnutzungsänderungen von ursprünglichen Graslandschaften und Wald zu landwirtschaftlich bewirtschafteten Böden haben zur Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte im Boden und zu THG-Emissionen in die Atmosphäre beigetragen (Janzen, 2004; Paustian et al., 2016; Sanderman et al., 2017).

Initiativen wie die 4-Promille-Initiative, die 2015 auf der Klimakonferenz COP21 in Paris gestartet wurde, zielen darauf ab, die Vorräte an organischem Kohlenstoff im (Ober-)Boden durch optimiertes landwirtschaftliches Bodenmanagement jährlich um vier Promille zu erhöhen. Dadurch soll neben dem Mitigationseffekt auch zu einer Verbesse-

rung der Bodengesundheit, der Ernährungssicherheit und einer Anpassung an den Klimawandel beigetragen werden (Chenu et al., 2019; Rumpel et al., 2020, 2018) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Substanzielle Differenzen in den Schätzungen des Sequestrierungspotenzials (Minasny et al., 2017; Schlesinger & Amundson, 2019) weisen auf die großen Unsicherheiten dieser Schätzungen hin.

Bei Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Erhöhung der Menge organischen Bodenkohlenstoffs (SOC) ist einerseits die Möglichkeit des Anstiegs insbesondere der N<sub>2</sub>O-Emissionen (Lehtinen et al., 2014; Lugato et al., 2018) und andererseits das Eintreten eines neuen Gleichgewichts (Dersch & Spiegel, 2020) zu beachten. Der gesamte organische Bodenkohlenstoff ist in verschiedene Kohlenstofffraktionen (labile und stabile Kohlenstoffpools mit unterschiedlicher Verweildauer) zu differenzieren, Kohlenstoff-(C-) und Stickstoff-(N-)Flüsse sind gemeinsam zu betrachten (Chenu et al., 2019; Lugato et al., 2018).

Die zusätzliche Speicherung von atmosphärischem CO<sub>2</sub> in Form von organischem Bodenkohlenstoff stellt eine mittelfristige Option zur Minderung des Klimawandels dar, das Sequestrierungspotenzial ist jedoch von vielen Faktoren wie Bodenart, Wasserhaushalt, Temperatur (Abschn. 2.5) abhängig. Die Wirkung der Kohlenstoffspeicherung auf Emissionen von anderen THG ist mit vielen Unsicherheiten behaftet und muss weiter quantifiziert und berücksichtigt werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Abhängigkeit von Vegetationstyp, Standortbedingungen und der Art der Bewirtschaftung sind große Mengen an organischem Kohlenstoff in den Böden des in Österreich besonders weit verbreiteten Dauergrünlandes gespeichert (Bohner et al., 2016). Bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität ist die Kohlenstoffspeicherung in Böden unter Grünland am höchsten, eine Nutzungsintensivierung vermindert den Kohlenstoffpool im Boden (Bohner et al., 2016; Bohner & Herndl, 2011). Bewirtschaftungsbedingte Kohlenstoffvorratsänderungen erfolgen dabei grundsätzlich nur sehr langsam und mit geringen quantitativen Veränderungen je Zeiteinheit.

In der landwirtschaftlichen Tierhaltung besteht weiterhin Mitigationspotenzial, sowohl in der Reduktion der Tierbestände als auch in spezifischen Maßnahmen innerhalb der Produktionssysteme.

### 5.1.1.1 Acker- und Gartenbau, Dauerkulturen

Durch agronomische Verfahren können einerseits die THG-Emissionen reduziert und andererseits die Bodeneigenschaften in Hinblick auf Mitigation und Adaptation (siehe Kap. 4) günstig beeinflusst werden. Intensive Formen der Bodenbearbeitung wie tiefes Lockern (primär in Kombination mit Wenden des Bodens) wirken sich grundsätzlich negativ auf den Humusvorrat aus, erhöhen die Erosionsgefahr und fördern damit die Freisetzung von THG (Dignac et al., 2017;

Hösl & Strauss, 2016; Minasny et al., 2017; West & Post, 2002) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei besteht eine Variabilität, die durch Standort- (u. a. Bodentextur) und Verfahrenscharakteristika verursacht wird. Auf niederschlagsärmeren Standorten sind die THG-Emissionen im Allgemeinen geringer. Bodenerosion führt zu einem lokalen, oft bewirtschaftungsbedingten Verlust an Bodenkohlenstoff. Der weitere Verbleib von erodiertem Bodenkohlenstoff ist in Österreich nicht ausreichend untersucht. Allerdings greift die generelle Annahme, dass erodierter Kohlenstoff dem Ökosystem verloren geht, zu kurz, da der Kohlenstoff nicht notwendigerweise verloren ist, sondern vor Ort im Sediment als „begrabener Kohlenstoff“ verbleiben kann (Van Oost & Six, 2023).

Neueste Untersuchungen weisen darauf hin, dass zwar durch nicht wendende Bodenbearbeitung die organischen Bodenkohlenstoffgehalte im Oberboden zunehmen, jedoch in den unteren Bodenschichten abnehmen (Luo et al., 2010; Powlson et al., 2014; Sainju et al., 2008) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die berichteten Netto-Effekte widersprechen sich teilweise und sind abhängig von Bodentyp, Klima und dem jeweiligen Anbausystem (Hunt et al., 2020). Auch kann Fruchtfolge durch erhöhte Biomassezufuhr über Futterleguminosen negative Effekte einer intensiven Bodenbearbeitung auf den organischen Bodenkohlenstoffgehalt ausgleichen (Delate et al., 2017; Teasdale et al., 2007). Die Zunahme der Bodenkohlenstoffgehalte österreichischer Böden um 0,58–2,03 mg/g seit Beginn des ÖPUL im Jahr 1995 wird auf eine Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität (konservierende Bodenbearbeitung) sowie Maßnahmen wie die Begrünung von Ackerflächen zurückgeführt (Higashi et al., 2014; Tiefenbacher et al., 2021; Valkama et al., 2020) [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Verfahren der Minimalbodenbearbeitung sind wassersparend (Panagea et al., 2021; AGES, 2015) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Ergebnisse zu den Auswirkungen auf den Ertrag streuen erheblich, wobei ein leicht negativer Trend dokumentiert wird (Schlatter et al., 2015; Zavattaro et al., 2015; Pittelkow et al., 2015; Cooper et al., 2016) [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Durch Mineraldünger verursachte CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen einschließlich denjenigen aus Herstellung, Verpackung und Transport liegen mit 76 % an erster Stelle, weit vor den Emissionen durch Maschinen- (9,7 %) und Pestizideinsatz (1,6 %) im Ackerbau (Rebolledo-Leiva et al., 2017; Osterburg et al., 2013; Kramer et al., 1999) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Stickstoffüberschuss (positive betriebliche N-Bilanz) auf den Marktfruchtbetrieben Österreichs liegt je nach Betriebsform in den konventionell wirtschaftenden Betrieben zwischen 34,4 und 44,8 kg/ha, während die Biobetriebe mit Werten zwischen 22,0 und –5,6 deutlich darunter liegen (Friedel, 2012). Maßnahmen zur Reduktion von N-Überschüssen (Baumgarten et al., 2017;

Dersch, 2007) reichen nicht für eine substanzielle und anhaltende Reduktion der THG aus [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Gemäß einer Untersuchung von Foldal et al. (2019) erreicht das ÖPUL-Programm „Umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung“ (UBB) mit entsprechenden Optimierungsmaßnahmen bei gleich hohen N-Düngermengen generell nur etwas geringere N<sub>2</sub>O-Emissionen im Vergleich zur herkömmlichen Praxis.

Unter pflanzenbaulichen Gesichtspunkten ist der legume Feldfutteranbau, bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils, die effizienteste Maßnahme zur Reduktion des mineralischen Stickstoffeinsatzes und eines Teils der damit verbundenen N<sub>2</sub>O-Emissionen (Freyer & Ellssel, 2019). Leguminosenbasierte Pflanzenbestände emittieren deutlich weniger CO<sub>2</sub>-Äquivalente (CO<sub>2</sub>e) als N-gedüngte (Schmeer et al., 2014) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Wirtschaftsdünger erhöhen im Vergleich zu mineralischem Stickstoffdünger die Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff zwischen +17 und +31 % und die Gesamtstickstoffgehalte und -vorräte im Oberboden im Mittel um +10 bis +14 % (Schlatte et al., 2015; Kaur et al., 2005). Eingearbeiteter Kompost reduziert Emissionen im Vergleich zur Anwendung von Harnstoffdüngung (Alluvione et al., 2013) [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung], bedarf aber einer Stickstoffergänzung über den Anbau von Futterleguminosen. Das Wirtschaftsdüngermanagement hat einen erheblichen Einfluss auf die Minderung von THG (v. a. CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O; Abschn. 5.2.1.2; Dutreuil et al., 2014). Schleppschlauchtechnik, die Injektion von Gülle direkt in den Boden, die Reduktion ausgebrachter Mengen (Webb et al., 2010; Roggendorf, 2019), angepasst an den zeitlichen Bedarf (Ladha et al., 2011), sowie die Einarbeitung von Stallmist tragen zu weiteren THG-Reduktionen bei (Abschn. 2.2.3, Abb. 2.2) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Anpassung der Tierhaltung an die Flächenproduktivität leistet einen weiteren Beitrag zur Minderung der THG-Emissionen (Abschn. 5.2.1.2, 2.2.3).

Die potenziellen Mitigationseffekte von systemisch eingesetzten Techniken der Precision Agriculture (PAT) haben eine große Bandbreite, sind in ihrer Richtung aber unumstritten (Balafoutis et al., 2017; Finger et al., 2019). PAT trägt zu einer Verringerung der Düngemittel- und Energieassoziierten THG-Emissionen bei, besonders von N<sub>2</sub>O (Soto et al., 2019) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Optimierung der Maschinen- und Fahrzeugnutzung mindert den Treibstoffeinsatz (Finger et al., 2019). Hohe Investitionskosten (Möckel, 2015), der hohe Bedarf an Fachwissen und fehlende Lehrmaterialien werden als Hindernisse für den Einsatz von PAT genannt (Aubert et al., 2012; Reichardt et al., 2009). Forschungsbedarf besteht v. a. in Bezug auf ihre Anwendungspotenziale, den Beitrag zur Erhaltung bzw. Erhöhung der organischen Bodenkohlenstoffgehalte und die Wirtschaftlichkeit.

Die Kombination neuer Technologien in der agrarischen Landnutzung ist auch aus Mitigationperspektive von Interesse. Als Beispiel wird die Agrovoltaik mit Synergie aus Pflanzenbau und der Produktion erneuerbarer Energie genannt (Amaducci et al., 2018; Barron-Gafford et al., 2019; Dinesh & Pearce, 2016; Xue, 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Sowohl was das Mitigationspotenzial in spezifischen Landnutzungssystemen als auch Auswirkungen auf das Landschaftsbild betrifft, besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Systemische pflanzenbauliche Maßnahmen kombinieren die Vorzüge der oben genannten Maßnahmen, welche zu multiplen Effekten in den Anbausystemen beitragen. Fruchtfolgen mit Feldfutterleguminosen und -Gemengen wie Luzerne und Klee gras (Bolinder et al., 2010; Wang et al., 2010) und überjährige Zwischenfruchtgemenge tragen sowohl zum Humusaufbau als auch zur Bildung einer stabilen, porenreichen Bodenstruktur und einer guten Durchwurzelbarkeit im Unterboden bei (Bolinder et al., 2010; Wang et al., 2010). So zeigen Böden unter biologischem Landbau um 2 bis 5 t/ha höhere Kohlenstoffvorräte als konventionell bewirtschaftete Böden (Gattinger et al., 2012). Nach mindestens zehnjähriger biologischer Bewirtschaftung zeigen Ackerböden im oberösterreichischen Alpenvorland um +0,14 %-Punkte und im Mühlviertel um +0,28 %-Punkte höhere Humusgehalte als bei konventioneller Bewirtschaftung (AGES, 2015). Auch Kasper et al. (2015) unterstützen diese Ergebnisse. Dem widersprechen Untersuchungen in Deutschland, da die zum Teil deutlich höheren Biomasserträge in der konventionellen Produktion zu entsprechend guter Humusversorgung beitragen, allerdings mit einem hohen Energieeinsatz, bedingt durch die mineralische Stickstoffdüngung (Jacobs et al., 2018) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Als kritisch für die Humusbildung ist der Anbau von Energiepflanzen, wie z. B. Silomais, bei Düngung mit Gülle zu bewerten, da nur geringe Pflanzenrückstände für die Humusbildung verbleiben. Andererseits wird argumentiert, dass die Gülle in der Folgekultur zu erhöhten Biomasserträgen führt und damit dieses Defizit ausgeglichen wird. Strohbergung für die Energiegewinnung bedeutet Abfuhr von Kohlenstoff und wirkt sich damit negativ auf die Humusbilanz aus (Ceschia et al., 2010; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, 2013) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Zwischenfrüchte tragen zu einer Erhöhung der Humusgehalte bei (McDaniel et al., 2014), was auch für Begrünungen und Mulchverfahren im Weinbau zutrifft (Spanischberger & Mitterböck, 2015). Der Beitrag darf allerdings nicht überschätzt werden und hängt maßgeblich von der Bodentextur ab. Die Wasserhaltekapazität kann darüber unterstützt und Auswirkungen des Klimawandels können gepuffert werden. Weitere Effekte sind Erosionsminderung, Verbesserung der Bodenstruktur, besserer Nährstoffrückhalt, Förderung des Bodenlebens, Minderung des Stickstoffbedarfs (Freuden-

schuß, 2010; Holsten et al., 2012; Kolbe, 2010; Osterburg, 2007; VDLUFA, 2014; siehe auch Box 1.3) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung], Eine systematische Analyse und Quantifizierung der Effekte z. B. auf N<sub>2</sub>O liegt bislang nicht vor (z. B. Li et al., 2015), es zeigen sich jedoch positive Tendenzen in den THG-Bilanzen (Tribouillois et al., 2018).

Eingearbeitete Ernterückstände erhöhen bei langfristiger Anwendung die organische Bodenkohlenstoffgehalte und -vorräte insbesondere auf schweren Böden (+14 %; Freuden-schub, 2010; Spiegel et al., 2018). Von Nachteil sind die bei der Einarbeitung von Ernterückständen stark ansteigenden klimarelevanten CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen (Lehtinen et al., 2014; Sykes et al., 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung], wobei Ergebnisse je nach Boden und Pflanzenart nicht einheitlich ausfallen, sowie potenzielle Ertragseinbußen von bis zu -60 % auf schweren Böden (Badagliacca et al., 2020; Zavattaro et al., 2015) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Die Komplexwirkungen von Zwischenfrüchten und die Einarbeitung von Ernterückständen sind nicht zufriedenstellend geklärt (Tuomisto et al., 2012).

Die Umwandlung von Ackerland zu Grünland kann zu einer (geringen) zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung führen (Gosling et al., 2017; Poepplau et al., 2011), wenn diese nicht mit einer Erhöhung der Tierbestände einhergeht (Wiesmeier et al., 2019).

Begleitende Biotopschutzmaßnahmen (Erhaltung von Feldrainen, Hecken, Blühstreifen, etc.) sind sowohl als Mitigations- als auch Anpassungsstrategie von Bedeutung, unterstützen den Bodenschutz und die Nährstoffverfügbarkeit; Gehölzstrukturen wirken regulierend auf das lokale Klima (Green, 2002; Schoeneberger et al., 2012).

Über die Bindung von relevanten Mengen an Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse tragen Agroforstsysteme (Giller et al., 2015) und die Integration von Bäumen in Ackerflächen bedeutend zur Kohlenstoffspeicherung (Kumar et al., 2018; Müller et al., 2007; Ramachandran Nair et al., 2009; Zomer et al., 2016) sowie zur Klimawandelanpassung bei (Kanzler et al., 2019; Schultz et al., 2019) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Zu Agroforstsystemen sowie Faktoren, die ihre Implementierung fördern bzw. hemmen, siehe Abschn. 4.1.2 und 4.2.1. Das Mitigationspotenzial unterschiedlichster Agroforstsysteme wird als hoch bis sehr hoch eingestuft (Smith et al., 2013; Mosquera-Losada et al., 2018). Darüber hinaus bieten Agroforstsysteme Ansätze für bislang ungelöste naturschutzfachliche (Unselde et al., 2011) und landschaftsästhetische Problemlagen (García de Jalón et al., 2018; Smith et al., 2012; Reeg, 2010) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Implementierung von Agroforstsystemen im Berggebiet hängt einerseits von der entsprechenden Datenlage zu Synergien und Trade-offs ab und benötigt andererseits entsprechende politische Rahmenbedingungen (Bertsch-Hoermann et al., 2021).

Der Einsatz von Biokohle (Abschn. 2.2.4, 2.5.1.5 und 5.2.2.2) stellt eine effektive, aber durch Verfügbarkeit limitierte Maßnahme zur Erhöhung der Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff dar (Bai et al., 2019).

### Das Beispiel der biologischen Landwirtschaft

Die systemische gesamtbetriebliche Optimierung von Anbauverfahren im Verbund, wie im biologischen Landbau empfohlen, erreicht über die oben dargestellten Einzelmaßnahmen hinausreichende Effizienzsteigerungen. So weist der Bioackerbau rund 30–60 % geringere THG-Emissionen/ha im Vergleich zu konventioneller Landwirtschaft auf (Groier et al., 2017; Meier et al., 2015; Niggli et al., 2007, 2009) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], welche ebenso im biologischen Obst- und Weinbau erreicht werden (Aguilera et al., 2015; Groier et al., 2017; Kavargiris et al., 2009) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Der geringere Düngereinsatz in der Acker- und Grünlandbewirtschaftung, v. a. der Verzicht auf N-Mineraldünger und der geringere fossile Energieeinsatz, führt zu wesentlich geringeren N<sub>2</sub>O-Emissionen in der Biolandwirtschaft im Vergleich zur herkömmlichen Bewirtschaftung (Scialabba & Müller-Lindenlauf, 2010; Groier et al., 2017; Foldal et al., 2019; Sanders & Heß, 2019). Liegen die Erträge im biologischen Landbau um mehr als 17 % unter denen im konventionellen Landbau, sind die N<sub>2</sub>O-Emissionen je Ertragseinheit jedoch in Letzterem geringer (Bos et al., 2007; Tuomisto et al., 2012) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Durch Kombination einer jahres- und kulturartenspezifischen Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität, der Verminderung von Starkwinden durch Gehölzstrukturen, des Anbaus von Luzerne und Zwischenfrüchten und der Düngung mittels Biokompost sowie Stallmist können der Humusgehalt, die Wasserinfiltration und Wasserhaltekapazität des Bodens erhöht und damit das Pflanzenwachstum in Trockenperioden verlängert werden (Bhadha et al., 2017; Costantini et al., 2020; Freyer et al., 2012) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Geht man über die alleinige Bewertung der Klimawirkung hinaus, kann der Biolandbau eine Vielzahl von ökosystemrelevanten Leistungen erbringen, welche diejenigen des konventionellen Landbaus übersteigen.

#### 5.1.1.2 Grünlandwirtschaft und Nutztierhaltung

##### Grünlandbewirtschaftung und Mitigationspotenzial

Die Böden des Dauergrünlandes sind bedeutende Speicher von organischem Kohlenstoff (C) (Bohner et al., 2016). Die Kohlenstoffspeicherung wird maßgeblich vom Vegetationstyp (Artenzusammensetzung der Vegetation), von den Bodeneigenschaften und von der Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Nutzungshäufigkeit) bestimmt (Bohner et al., 2016; Conant et al., 2017; Guo & Gifford, 2002). Eine große

Wurzelmasse und ein rascher Wurzelumsatz sind wesentliche Voraussetzungen für einen hohen Vorrat an organischem Bodenkohlenstoff im Grünlandboden (Herold et al., 2014; Rasse et al., 2005). Eine Nutzungsintensivierung, insbesondere eine Erhöhung der Weideintensität, vermindert die Wurzelmasse und die Durchwurzelungstiefe im Grünlandboden (Bohner et al., 2016; Bohner & Herndl, 2011; Schuster, 1964) und kann daher langfristig zu einer Verminderung des Kohlenstoffvorrates im Grünlandboden infolge reduzierter Kohlenstoffeinträge führen. Als Richtwert ist von weniger als 10 % in zehn Jahren auszugehen, wobei der konkrete Wert von den natürlichen Standortbedingungen und der Weideintensität abhängt. Eine regelmäßige Düngung insbesondere mit Mist oder Kompost führt zur Erhaltung oder Erhöhung des Kohlenstoffvorrats in Grünlandböden (Bohner et al., 2016; Soussana et al., 2006). Allerdings finden bewirtschaftungsbedingte Kohlenstoffvorratsänderungen nur sehr langsam und geringfügig, vorrangig im Oberboden, statt. Eine regelmäßige Mahd ohne Düngung mit Entfernung des Mähgutes ist Grundvoraussetzung für eine hohe Pflanzenartenvielfalt; diese biodiversitätsfördernde Maßnahme führt langfristig durch den Kohlenstoffexport mit der Ernte zu einem Humusabbau (Bohner et al., 2016). Eine Düngung zur Erhöhung des Kohlenstoffvorrats im Boden ist auf artenreichen Magerwiesen und -weiden eine biodiversitätsmindernde Maßnahme. Es besteht somit ein Konflikt zwischen Ökosystemdienstleistungen (Bohner et al., 2019).

Die Kohlenstoffspeicherung im Boden ist bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (regelmäßige Düngung mit Mist oder Kompost, zwei bis vier Nutzungen pro Jahr) am höchsten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zu ähnlichem Ergebnis kommen auch Ward et al. (2016). Praxisrelevante Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. regelmäßige bedarfsgerechte Düngung mit Mist oder Kompost, bodenschonende bzw. standortangepasste Beweidung) können nur sehr eingeschränkt zur Kohlenstoffsequestrierung in Grünlandböden beitragen (Abschn. 2.5), das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial ist somit im Dauergrünland aufgrund des hohen Kohlenstoffvorrates im Grünlandboden relativ gering [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung führt zu Bodenverdichtung. Die stärkste Verdichtung entsteht durch intensive Beweidung mit Rindern und wirkt 15 cm tief. Häufiges Befahren mit landwirtschaftlichen Geräten und Maschinen bewirkt eine Verdichtung zumindest bis 25 cm Bodentiefe (Bohner et al., 2017, 2006; Mulholland & Fullen, 1991). Durch Bodenverdichtung wird die Staunässebildung gefördert (Bohner et al., 2017; Herbauts et al., 1996; Voorhees et al., 1986). Verdichtete Grünlandböden weisen vor allem bei häufiger Staunässe und reichlicher Düngung erhöhte  $N_2O$ -Emissionen auf (Sitaula et al., 2000). Die Bodenverdichtung fördert somit die THG-Emissionen (Nawaz et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

### THG-Reduktionspotenziale in der Tierhaltung

Mögliche Maßnahmen zur THG-Reduktion in der österreichischen Tierhaltung (Abschn. 2.2.3), die durch produktionsstechnische Änderungen erzielt werden können, werden in Tab. 5.1 quantifiziert.

Im Folgenden werden Mitigationsoptionen in der Reihenfolge der Größenordnung ihres Potenzials (von hoch bis gering) näher erläutert.

1. Verdauungsbedingte  $CH_4$ -Emissionen von Rindern sind die Hauptquelle landwirtschaftlicher THG-Emissionen. Diesbezüglich können direkte (Reduktion der Methanbildung im tierischen Organismus und der Wirtschaftsdüngergerichte; Potenzial von 0 bis ca. 30 %) und indirekte Minderungsmaßnahmen (z. B. Leistungs- und Effizienzsteigerungen, verlängerte Nutzungsdauer, Erhöhung der Tiergesundheit oder die Optimierung von Futterrationen; Minderungspotenziale jeweils im niedrigen einstelligen Bereich, siehe Hörtenhuber et al., 2010; Schader et al., 2014) unterschieden werden. Je Mengeneinheit Milch können verdauungsbedingte  $CH_4$ -Emissionen vor allem durch einen Anstieg des Milchleistungsniveaus (pro Kuh/Jahr) und insbesondere der Lebensstagsleistung (d. i. die gesamte im Leben einer Kuh erbrachte Milchleistung je Kuh und Leben bezogen auf ihr Alter = Lebensleistung/Lebensstage) reduziert werden (Tab. 5.1, Maßnahme F). Diesbezüglich besteht jedoch kein linearer Zusammenhang. Vielmehr sinkt die zusätzliche THG-Einsparung mit zunehmender Milchleistung (u. a. Grandl et al., 2019; Kirchgäßner et al., 1994; Knapp et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Weiters ist diese Maßnahme unter Praxisbedingungen begrenzt; einerseits durch die Beschränkungen der Aufnahme ausreichender Mengen Raufutter und andererseits durch die für die Vermeidung von Gesundheitsstörungen nötige Limitierung der Konzentratfüttergabe (Humer et al., 2018a, 2018b; Martens, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In erster Abschätzung dieser Zusammenhänge ist davon auszugehen, dass eine Milchleistungssteigerung über ca. 8500 kg je Laktation keine nennenswerte Reduktion der produktbezogenen THG-Emissionen mehr bringt oder – je nach konkretem Szenario – sogar kontraproduktiv ist. Diese Maßnahme muss jedoch im gesamtökologischen Zusammenhang gesehen werden. Etwa die Hälfte der österreichischen landwirtschaftlichen Nutzfläche ist Dauergrünland (Statistik Austria, 2018), das primär von Milchkühen genutzt und in Lebensmittel transformiert werden kann. Futter von Dauergrünland bildet die Basis für eine standortangepasste Wiederkäuerernährung (Gruber & Pötsch, 2006).  $CH_4$ -Minderungsoptionen müssen daher die Verwertung des Grünlandfutters ermöglichen und nicht durch Steigerung des Konzentratfüttereinsatzes erreicht werden. Die Erhöhung der Grundfutterqualität ist grundsätzlich eine

**Tab. 5.1** Relevante Maßnahmen (Reihung nach praktischer Umsetzbarkeit von „hoch“ zu „niedrig“) in der österreichischen Nutztierhaltung und ihr spezifisches THG-Reduktionspotenzial

Maßnahme	% Reduktion CO <sub>2</sub> e	Wirkungsweise	Quellen	Konfidenz
A Alle Nutztierarten: Ersatz kritischer Futtermittel, v. a. von Soja(-produkten) aus Südamerika	Etwa –25 % bei Schweinefleisch; bei Milchkühen wurde das Mitigationspotenzial bereits weitgehend realisiert	Verminderter THG-Rucksack, v. a. aus der Quelle LULUC	Reckmann et al., 2016; Hörtenhuber et al., 2010	Hoch
B Alle Nutztierarten: Senkung des Rohproteingehalts in der Futtermittellage, ggf. Ergänzung limitierender Aminosäuren und Einsatz von Futterzusatzstoffen für effizienteren N-Ansatz und evtl. geringeren Ammoniumstickstoffanteil im Wirtschaftsdünger	Reduktion der direkten und indirekten N <sub>2</sub> O-Emissionen (zumindest 10 % je %-Punkt Verminderung des Rohproteingehalts)	Weniger Stickstoff in tierischen Ausscheidungen bewirkt geringere N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlager und geringere NH <sub>3</sub> -, NO <sub>x</sub> - und NO <sub>3</sub> -Emissionen (letzterer nach Ausbringung); damit auch geringere indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen	Lewis et al., 2013; Sajeev et al., 2018	Hoch für Absenkung Rohproteingehalt, gering bis mittel für Effekt von Futterzusätzen
C Wiederkäuer: Futtermittelzusatzstoffe zur Verminderung der enterogenen CH <sub>4</sub> -Bildung	0 bis –30 % des CH <sub>4</sub> aus der tierischen Verdauung (entspricht 0 bis ca. –20 % bei Bezug je kg Kuhmilch)	Methanogene Archaeobakterien werden gehemmt	Abecia et al., 2018; Ballard et al., 2011; Lewis et al., 2013; Van Wesemael et al., 2019	Mittel (u. a. in Abhängigkeit von Wirkstoffen)
D Alle Tierarten: emissionsarme Haltungs- und Wirtschaftsdüngersysteme, z. B. Strohsysteme mit häufiger Entmistung (kein Tiefstreuensystem)	Je nach konkreten Bedingungen sehr variabel	Je nach System und Bodengestaltung grundsätzlich Reduktion von N <sub>2</sub> O- und CH <sub>4</sub> -Emissionen sowie von indirekten N <sub>2</sub> O-Emissionen (Ausmaß variabel)		Niedrig bis mittel
E Rinder: Weideanteil	–2 % bei Anstieg der Weidezeit (als Anteil am Jahresbudget) um 10 % für Kühe (bei Bezug je kg Kuhmilch)	Exkrementelagerung entfällt, Verminderung der NH <sub>3</sub> -Emissionen, Verminderung der CH <sub>4</sub> -Bildung bei der Verdauung, Leistungsanstieg	Hörtenhuber et al. 2010; Schader et al. 2014; Umweltbundesamt 2020a	Niedrig bis mittel
F Milchkühe: Erhöhung Lebensleistungsleistung	–4 % bei Anstieg der Milchleistung je Lebenstag um 10 % (bei Bezug je kg Kuhmilch)	THG aus Aufzucht und für Deckung Erhaltungsbedarf „verdünnt“	Hörtenhuber et al., 2010; Schader et al., 2014	Hoch
G Rinder: Erhöhung Grundfutterqualität	–1,5 % bei Anstieg der Futter-Energiedichte um 0,1 MJ NEL (bei Bezug je kg Kuhmilch)	Reduktion CH <sub>4</sub> aus Verdauung, Produktivitätsanstieg	Hörtenhuber et al., 2010; Knapp et al., 2014	Hoch
H Biogasanlage	–16 % je kg Milch + CO <sub>2</sub> -Einsparung von Substitution fossiler Energieträger durch Abwärme	CH <sub>4</sub> und Ersatz fossiler Energie	Hörtenhuber et al., 2010	Hoch

Mitigationsmöglichkeit (Beauchemin et al., 2011; Hörtenhuber et al., 2010; Knapp et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Grenzen der Praktikabilität sowie Biodiversitäts- bzw. Humusverlust bei extrem hoher Schnitthäufigkeit gilt es allerdings zu beachten. Eine Erhöhung der Qualität des aufgenommenen Grundfutters kann durch optimiertes Weidemanagement (Bereitstellung von Weide im optimalen Vegetationsstadium) erreicht werden (Steinwider et al., 2018).

2. Weitere Minderungsoptionen sind eine Zucht von effizienteren Kühen, bspw. durch gleiche Milchleistung bei geringerer Lebendmasse (Ledinek et al., 2019; Thornton & Herrero, 2010). Als vorteilhaft erweist sich auch eine Steigerung der Milchlebensleistung, da sich die Emissionen der unproduktiven Aufzuchtphase auf eine größere Produktmenge verteilen (Grandl et al., 2019; Hörtenhu-

ber et al., 2010; UNECE, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der größte Einsparungseffekt wird bei Vermeidung von sehr kurzer Nutzungsdauer (Ausscheiden der Kühe während der ersten Laktation) erzielt (Grandl et al., 2019).

3. Direkte CH<sub>4</sub>-Reduktion kann durch eine Beeinflussung der Pansen-Mikroflora erfolgen. Futtermittelzusatzstoffe auf pflanzlicher und chemisch-synthetischer Basis werden aktuell sowohl bei Milch- als auch Fleischrindern intensiv untersucht. Deren Reduktionspotenzial wird für spezifische Wirkstoffe bzw. Wirkstoffgruppen und Dosierungen auf eine Größenordnung von ca. 5 (bestimmte phytogene Futterzusatzstoffe; Ballard et al., 2011) bis 30 % geschätzt (v. a. 3-Nitrooxypropanol; Abecia et al., 2018; Van Wesemael et al., 2019; Tab. 5.1, Maßnahme C) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die

- zusätzlichen THG-Emissionen der Erzeugung der Futterzusatzstoffe erscheinen im Vergleich zum Rückgang der Emissionen aus der Verdauung untergeordnet bis marginal (Feng & Kebreab, 2020). Aufgrund hoher Preise und einer noch geringen Anzahl effektiver und zugelassener Futterzusatzstoffe (Wirkstoffe wie 3-Nitrooxypropanol sind aktuell in der Zulassungsphase bei der EFSA; European Food Safety Authority, 2020) ist der Einsatz dieser nicht weit verbreitet. Jegliche direkte Reduktion des enterischen  $\text{CH}_4$  birgt grundsätzlich die Gefahr, dass in der Folge (kompensatorisch) höhere  $\text{CH}_4$ -Verluste aus der Gülle auftreten (Hindrichsen et al., 2006).
4. Standortangepasste hofeigene Futtererzeugung: Ökobilanzen, die über nationale Systemgrenzen und den landwirtschaftlichen Sektor hinausgehen, zeigen, dass heimische bzw. regionale Futtermittel oftmals geringere THG-Emissionen als wichtige Importfuttermittel aufweisen. Für den Unterschied sind neben transportbedingten Emissionen vor allem Landnutzungsänderungen (LULUC) für importierte Proteinfuttermittel verantwortlich (Bellarby et al., 2013; Hörtenhuber et al., 2011; Sasu-Boakye et al., 2014; Tab. 5.1, Maßnahme A) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine konsequente Nutzung primär heimischer Futterressourcen in der Nutztierhaltung zeigt insofern hohes Potenzial zur Reduktion von THG-Emissionen, würde aber v. a. in der Fleisch- und Eierzeugung eine Verminderung des Produktionsumfanges bedingen. Hier bestehen positive Beziehungen zu den konsumseitigen Strategien (Abschn. 5.3), die ebenso auf eine Reduktion tierischer Lebensmittel abzielen.
  5. Direkte und indirekte (aus  $\text{NH}_3$ -Ausgasung resultierende)  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngererkette sind vom Stickstoffgehalt der Wirtschaftsdünger und damit von der Fütterung der Nutztiere abhängig. Die Vermeidung von Stickstoffüberschüssen bei der Fütterung ist eine wichtige und sehr gut abgesicherte Option zur Verringerung von Stickstoffemissionen, inklusive  $\text{N}_2\text{O}$  (Aarnink & Verstegen, 2007; Kuczynski et al., 2005; Sajeev et al., 2018). Aktuell wird in der Schweineproduktion der Proteingehalt im Futter schon häufig an den im Mastverlauf sich ändernden tierischen Aminosäurebedarf angepasst (sogenannte „Phasenfütterung“). Eine Verminderung des Rohproteingehalts (XP) von 170 auf 140 g XP/kg Futter führt zu einer Reduktion der  $\text{NH}_3$ -Emissionen um 30 % (Canh et al., 1998a, 1998b; Dourmad et al., 1993; Tab. 5.1, Maßnahme B) [robuste Evidenz, für den praxisrelevanten Bereich hohe Übereinstimmung]. Der physiologische Bedarf des Tieres setzt der Verfütterung von Rohproteinreduziertem Futter jedoch Grenzen und macht eine Ergänzung mit isolierten Aminosäuren nötig. In der Sorge der Produzent\_innen vor ökonomischen Nachteilen dieses Ansatzes liegt der wesentlichste Hemmfaktor für eine flächendeckende Umsetzung.
  6. Im Vergleich zur Schweineproduktion ist der potenzielle Effekt einer Reduktion des Rohproteingehaltes in Rinderationen auf die  $\text{NH}_3$ -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngererkette als noch höher einzuschätzen. Aufgrund der größeren Heterogenität von Rinder- gegenüber Schweineproduktionssystemen und der größeren Anzahl an Einflussfaktoren (insbesondere Variabilität der Standortbedingungen zur Erzeugung der betriebseigenen Futterbasis) ist die praktische Umsetzung des höheren Reduktionspotenzials allerdings stärker limitiert (Sajeev et al., 2018) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].
  7. Etliche der Maßnahmen, die gasförmige Emissionen aus der Tierhaltung vermindern sollen, betreffen primär  $\text{NH}_3$ , womit jedoch auch eine Reduktion der indirekten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen verbunden ist. Emissionsmindernd wirken die Lagerung flüssiger Wirtschaftsdünger in geschlossenen Behältern oder Biogasanlagen sowie eine verlustarme Art der Ausbringung auf den landwirtschaftlichen Flächen (z. B. mittels Schleppllauch am Ackerland, Schlepplschuh am Grünland, Injektionstechniken) und das rasche Einarbeiten von Festmist (Abschn. 5.1.1.1). Ebenfalls emissionsmindernd wirken günstige Witterungsbedingungen bei und nach der Ausbringung (UNECE, 2015). Dieses Maßnahmenbündel erhöht die N-Effizienz im Gesamtsystem, wodurch weniger Mineraldünger benötigt wird, was die Emissionsreduktion noch verstärkt (de Vries et al., 2015; Kai et al., 2008; Sanz-Cobena et al., 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].
  8.  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger sind von der verfütterten Ration, u. a. von der Verdaulichkeit der organischen Masse und vom Grad der Energiebedarfsdeckung, abhängig. Eine leistungsangepasste Fütterung stellt somit einen ersten wichtigen Schritt zur Reduktion von  $\text{CH}_4$  aus dem Wirtschaftsdünger dar (IPCC, 2019a; Umweltbundesamt, 2020a). Die  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement können durch eine Behandlung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen (Tab. 5.1, Maßnahme H) oder mittels Flüssigmistseparierung (mechanische Trennung des organischen Kohlenstoffs aus dem Flüssigmist) verringert werden. Kompostierung ist eine weitere Möglichkeit zur Verminderung der  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus der Festmistlagerung [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].
  9. Die Höhe der THG-Emissionen aus der Tierhaltung ist auch vom jeweiligen Halte- und dem damit verbundenen Wirtschaftsdüngerensystem abhängig. Beispielsweise emittieren Flüssigmistsysteme deutlich mehr  $\text{CH}_4$  als Festmistsysteme. Letztere weisen allerdings höhere  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen auf. Insgesamt sind die THG-Emissionen aus Flüssigmistsystemen höher als aus Festmistsystemen (IPCC, 2019a; Umweltbundesamt, 2020a). Bei eingestreuten Haltungssystemen sollte zur Emissionsminderung der Festmist regelmäßig in ein Außenlager trans-

portiert werden. Zur Reduktion der mit der Wirtschaftsdüngerausbringung einhergehenden  $\text{NH}_3$ - und indirekten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen empfiehlt sich im Ackerland die rasche Einarbeitung in den Boden (UNECE, 2015). Die Weidehaltung ist in der Vegetationsperiode eine wirksame Maßnahme zur Verminderung der  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Tab. 5.1, Maßnahme E). Messungen zeigen, dass Tierhaltung mit Flüssigmistsystemen in den Sommermonaten mit hohen  $\text{CH}_4$ -Emissionen verbunden ist (Amon et al., 2002). Weidehaltung, die Düngerlagerung in kühlen Außenlagern sowie ein geringer Füllstand der Flüssigmistgruben können während dieser Zeit die  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus der Lagerung reduzieren (Hörtenhuber et al., 2010; IPCC, 2019a; Schader et al., 2014; Umweltbundesamt, 2020a) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die mit der Tierhaltung assoziierten potenziellen Maßnahmen im Futter- bzw. Ackerbau wurden in Abschn. 5.2 behandelt. Zum spezifischen Mitigationspotenzial der österreichischen Nutztierhaltung gibt es nur vergleichsweise wenige Publikationen. Insofern wurde teilweise auf internationale Literatur zurückgegriffen. Für die Szenarien, die in österreichischen Studien untersucht wurden, besteht allerdings eine gute Übereinstimmung mit internationalen Quellen.

Silvopastoralen Systemen wird global ein hohes Mitigationspotenzial zugeschrieben (Aynekulu et al., 2020; Landholm et al., 2019; Cubbage et al., 2012) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung], allerdings fokussiert die wissenschaftliche Literatur v. a. auf Regionen des globalen Südens. Für die gemäßigten Zonen liegen keine belastbaren empirischen Untersuchungen vor.

Darüber hinaus beinhaltet eine Abstockung der Tierbestände grundsätzlich großes Potenzial zur Reduktion der THG-Emissionen der österreichischen Erzeugung. Im Besonderen ist die Reduktion der Tierzahlen in jenen Tierkategorien diskussionswürdig, bei denen der Selbstversorgungsgrad deutlich über 100 % liegt, wie bei Rindfleisch. Die Emissionen der Tiere und des Wirtschaftsdüngers aus der Rinderhaltung machen etwa 5 % der gesamten österreichischen THG-Emissionen aus (Umweltbundesamt, 2020a). Aufgrund der (annähernd) linearen Beziehung zwischen dem Tierbestand und seinem relativen Anteil an den Gesamtemissionen würde eine Reduktion des Rinderbestandes um 20 % eine Reduktion der Gesamtemissionen um 1 % bewirken. Zu beachten ist jedoch, dass insbesondere eine Reduktion der extensiven bis semi-intensiven Rinderhaltung – je nach Rahmenbedingungen – zu einem Verlust in der Erfüllung anderer Funktionen und Dienstleistungen (bspw. Beiträge zur globalen Ernährungssicherung, Einkommensgenerierung in marginalisierten Regionen, Nährstoffzyklen, Erhaltung von Kulturlandschaften) führen kann (Leroy et al., 2018).

## 5.1.2 Waldbewirtschaftung

### 5.1.2.1 Wald und Klimawandel-minderung

Die Rolle der Waldbewirtschaftung zur Minderung des Klimawandels wird unter Berücksichtigung der Kohlenstoffspeicher in der lebenden und toten Biomasse, des Bodens, der Menge und Lebenszyklen der erzeugten Holzprodukte (Schnittholz, Platten und Papier) und der Substitution von nicht waldbasierten Produkten durch Holzprodukte dargestellt. Eine gesamtheitliche Sicht wird angestrebt, da punktuelle Analysen von Einzelthemen zu widersprüchlichen Ergebnissen bei der Bewertung von Mitigationsoptionen führen (Cowie et al., 2021; Olsson et al., 2019).

Box 5.1 stellt die Zusammenhänge entlang der Produktionskette dar.

#### Box 5.1 Szenarienanalysen zur Darstellung des Zusammenspiels der Kohlenstoff- bzw. Treibhausgas-(THG-)Bilanzen vom Wald, dem Holzproduktepool und den durch Holz vermiedenen Emissionen für den waldbasierten Sektor Österreichs

Auf Grundlage der Daten der Österreichischen Waldinventur wurden zwei Simulationsstudien durchgeführt. Beide untersuchten die langfristigen Konsequenzen von verschiedenen Waldbehandlungen, Holz-nutzungsstrategien bzw. Klimawandeleffekten auf die THG-Bilanz des waldbasierten Sektors Österreichs (Wald, Holzproduktepool, vermiedene THG-Emissionen durch energetische/stoffliche Holz-nutzung durch einen geringeren THG-Fußabdruck als Ersatz-Produkte).

In der ersten Studie, die als Holzkettenstudie bezeichnet wurde, wurden verschiedene Ausrichtungen des waldbasierten Sektors bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen analysiert (BFW, 2015; Braun et al., 2016a). Sie diente in erster Linie einem grundlegenden Systemverständnis. Für alle Szenarien wurde eine Erwärmung um 2 °C bis zum Jahr 2100 angenommen. Die Szenarien bildeten mögliche Ausrichtungen des waldbasierten Sektors Österreichs ab:

- „Referenz“: Das derzeitige Nutzungsverhalten und der Einsatz von Holz am Markt wurden mit dem Holzmarktmodell „FOHOW2“ dynamisch modelliert. Preiselastizitäten, Einkommens- und Weiterverarbeitungselastizitäten, die das Marktverhalten der Akteure bestimmen, wurden auf Basis von Zeitreihen zwischen 1970/75 bis 2010 ökonometrisch geschätzt. Das komplexe Modell ist in der Literatur mehrmals beschrieben (Braun et al., 2016a;

Schwarzbauer & Rametsteiner, 2001; Schwarzbauer & Stern, 2010).

- „Bioenergie“: Energetische Holznachfrage und -einsatz steigen um 20 % bis 2100 im Vergleich zur Waldinventurperiode 2007/09.
- „Stoffliche Nutzung“: Stoffliche Holznachfrage und -verwendung steigen um 20 % bis 2100 im Vergleich zur Waldinventurperiode 2007/09.
- „Nutzungsreduktion“: Die Holznutzung wird schrittweise bis 2100 reduziert: Nutzungsverzicht auf 5 % der Waldfläche, Nutzungsreduktion um 40 % in Nationalpark-/Biosphärenpark-Pufferzonen, um 20 % in weiteren Schutzgebieten und um 15 % in allen anderen Ertragswaldflächen.
- Das sonstige Verhalten aller Akteure des waldbasierten Sektors ist im Holzmarktmodell „FOHOW“ abgebildet und ist in allen Szenarien gleichgehalten (Braun et al., 2016a)
- Es wurde angenommen, dass die Dienstleistung aus Holzprodukten im Referenzszenario erhalten werden muss. Bei geringerem Holzaufkommen müssen entsprechende Ersatzprodukte die Dienstleistung erfüllen, und deren Emissionen werden in der Szenarienbeurteilung berücksichtigt. Eine Berücksichtigung gleicher zu erfüllender Dienstleistungen wie im Referenzsystem ist für eine korrekte und vollständige Bewertung der THG-Auswirkungen der Szenarien notwendig (Cowie et al., 2021)

Für die energetische Holznutzung wurde als Substitution die aktuelle Verteilung fossiler Energieträger herangezogen, die bei Ausfall der energetischen Holznutzung einspringen müsste (Gas 50 %, Erdöl 40 % und Kohle 10 %).

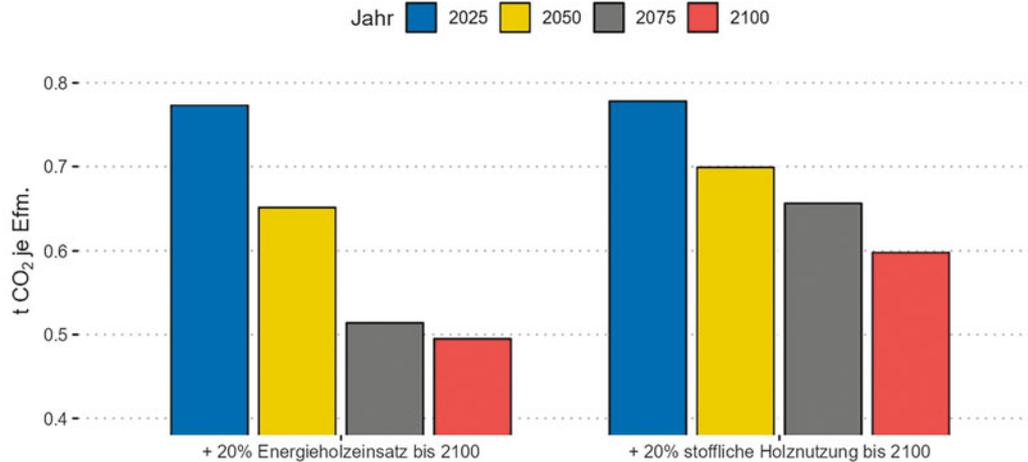
Die Szenarien zeigen die Grenzen der erhöhten Holznutzung und Holzverfügbarkeit auf. Eine etwa 20 % stärkere Nachfrage nach österreichischem Holz im Vergleich zum Referenzniveau führt bis 2100 (am Ende der Periode) zu Engpässen in der Nachlieferung von Holz aus dem österreichischen Wald und Einbrüchen im Stammholzvorrat. Durch den damit verbundenen Vorratsabbau verwandelt sich der Wald von einer Netto-Senke in eine Netto-Quelle von THG-Emissionen und führt im Gesamtergebnis kumulativ zu einem schlechteren THG-Ergebnis als das Referenzszenario. Der THG-mäßige Vorteil der stofflichen Holznutzung gegenüber einer energetischen Primärholzverwendung konnte gezeigt werden (Abb. 5.1).

Das Szenario Nutzungsreduktion erhöht die Kohlenstoffsenke in der Biomasse signifikant und langfristig im Boden im Vergleich zu den anderen Sze-

narien, allerdings ist gemäß Szenariendefinition durch den Entfall des Holzes Ersatz aus anderen, THG-intensiveren Rohstoffen erforderlich, wodurch sich die fossilen THG-Emissionen erhöhen (BFW, 2015; Braun et al., 2016a; Jandl et al., 2018). Der Substitutionseffekt hängt wesentlich von den angenommenen Lebensdauern von Holz- und Alternativprodukten ab. Angenommen wurde hier, dass Holzprodukte die halbe Lebensdauer der zu substituierenden Alternativprodukte aufweisen.

Die zweite Studie hatte das Ziel, die Auswirkungen unterschiedlicher Klimawandelszenarien und Klimawandelanpassungsmaßnahmen in der Waldbewirtschaftung auf die THG-Bilanz des waldbasierten Sektors Österreichs zu untersuchen (BFW, 2020; Weiss et al., 2020). Die Simulationsperiode erstreckte sich von 2020 bis 2150, um Effekte, die erst nach einer Umtriebszeit auftreten, ebenfalls zu erfassen.

- Referenzszenario R4.5: Waldbewirtschaftung und Holzverwendung wie bisher, unter einem regionalisierten Klimaszenario RCP4.5 (liegt leicht über 2-°C-Ziel – die RCP-Szenarien sind in Abschn. 1.1.1 beschrieben).
- Referenzszenario R8.5: Waldbewirtschaftung und Holzverwendung wie bisher, unter einem regionalisierten Klimaszenario RCP8.5 (liegt deutlich über 2-°C-Ziel).
- Kalamitätszenario KAL: Waldbewirtschaftung und Holzverwendung wie bisher, unter RCP8.5 mit weiterer Zunahme von Schadholzereignissen. Reduktion des Niederschlages um 20 %, Erhöhung der maximalen Windgeschwindigkeit um 20 % gegenüber RCP8.5, Erhöhung der Mortalitätswahrscheinlichkeit um 20 % (Fichte) bzw. 10 % (alle anderen Baumarten).
- Umtriebszeitverkürzungsszenario UZV: RCP8.5, unmittelbare rasche Verjüngung alter Bestände durch Verkürzung des Endnutzungsalters als Maßnahme der Klimawandelanpassung, da alte Bestände stärker durch Sturmwürfe gefährdet sind.
- Baumartenwechselszenario BAW: RCP8.5, Wechsel zu heimischen Laubholzarten im Wald als Maßnahme der Klimawandelanpassung.
- Vorratsaufbauszenario VAU: RCP8.5, Holznutzung wird schrittweise bis 2100 in den bestwüchsigen Wald-(Fichten-)beständen reduziert: Nutzungsverzicht auf 5 % der Waldfläche, Nutzungsreduktion um 40 % in Nationalpark-/Biosphärenpark-Pufferzonen, um 20 % in weiteren Schutzgebieten und um 15 % in allen anderen Ertragswaldflächen.



**Abb. 5.1** Vermiedene THG-Emission durch Holzprodukte plus THG-Senke im Holzproduktepool je genutztem Erntefestmeter Holz im Szenario mit +20% Energieholzeinsatz bis 2100 und im Szenario mit

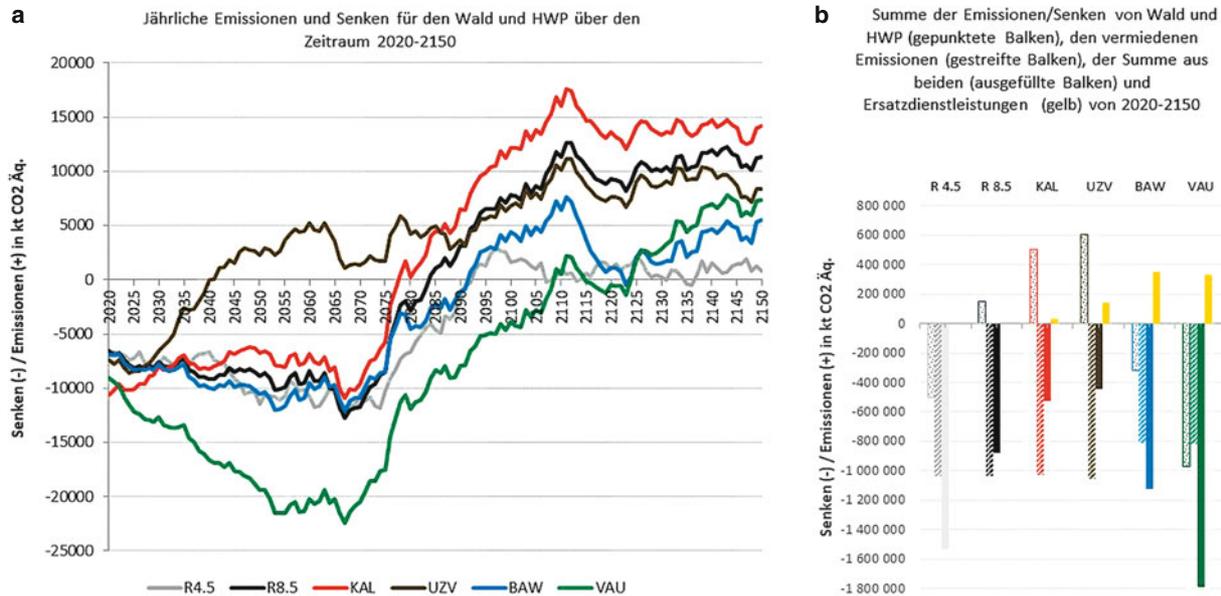
+20% stofflicher Holznutzung bis 2100 in 2025, 2050, 2075 und 2100. (Eigene Darstellung, Daten aus Braun et al., 2016a)

- Das sonstige Verhalten aller Akteure des waldbasierten Sektors bleibt in allen Szenarien gleich wie bisher.
- Eine detaillierte Beschreibung der Interaktion Nachfrage und Bereitstellung von Rohholz ist Braun et al. (2016a) und Weiss et al. (2020) zu entnehmen.
- Das sonstige Verhalten aller Akteure des waldbasierten Sektors ist im Holzmarktmodell „FOHOW“ abgebildet und ist in allen Szenarien gleich gehalten (Braun et al., 2016a).
- Angenommen wurde hier, dass Holzprodukte die gleiche Lebensdauer wie die zu substituierenden Alternativprodukte aufweisen (basierend auf Expertenschätzung, siehe Weiss et al., 2020).
- Auch in diesem Projekt wurde angenommen, dass die Dienstleistung aus Holzprodukten im Referenzszenario erhalten werden muss. Bei geringerem Holzaufkommen müssen entsprechende Ersatzprodukte die Dienstleistung erfüllen, und deren Emissionen werden in der Szenarienbeurteilung berücksichtigt.
- Für die Substitution von energetischem Holzeinsatz wurde die Verteilung sämtlicher Energieträger in 2015 in Österreich und der Reduktionspfad gemäß WEM-Szenario bis 2050 (−28% bei fossilen Energieträgern) als Ersatz unterstellt. Für die Sensitivitätsanalyse wurde der ambitionierte „Transition“-Reduktionspfad bis 2050 (−87% bei fossilen Energieträgern) herangezogen (Umwelt-

bundesamt, 2017) Für die stoffliche Nutzung wurde nach Hill et al. (2011) unterstellt, dass sich die THG-Intensität der Ersatzmaterialien zu den Holzprodukten bis 2050 um bis zu 45% gegenüber derzeit verringert. Nach 2050 wurde jeweils keine weitere Abnahme unterstellt.

Der zeitliche Verlauf der Quellen- bzw. Senkenwirkung des Waldes plus des Holzproduktepools ist in Abb. 5.2 dargestellt. Je nach Szenario stellen die Wald- und Holzproduktepools für 20–90 Jahre eine CO<sub>2</sub>-Senke, danach eine Quelle dar. Im R4.5-Szenario bis 2150 entspricht der Effekt der Wald- und der Holzproduktsenke etwa 500 Mio. t CO<sub>2</sub>e oder 3,6 Mio. t CO<sub>2</sub>e/Jahr und der Effekt der vermiedenen Emissionen ca. 1.500 Mio. t CO<sub>2</sub>e oder 10,7 Mio. t CO<sub>2</sub>e/Jahr (Abb. 5.2); diese vermiedenen Emissionen entsprechen etwa 20 jährlichen THG-Emissionen Österreichs (vgl. Abschn. 1.3.4).

Stärkerer Klimawandel und Klimawandelanpassungen können die THG-Bilanz des waldbasierten Sektors verschlechtern: In den Szenarien R8.5 und KAL wird der Wald kumulativ im Simulationszeitraum (im Vergleich zu Szenario R4.5 mit moderater Erwärmung und Wald-Senke) zu einer deutlichen Emissionsquelle. Bis 2150 ist R8.5 um ein Äquivalent von acht und KAL um ein Äquivalent von 13 jährlichen THG-Emissionen Österreichs schlechter als R4.5. Besonders das Szenario KAL zeigt die Sensitivität von THG-Senkenleistungen bei Zunahme der klimaänderungsbedingten Kalami-



**Abb. 5.2** a, b Ergebnisse der Szenarien (siehe Beschreibung) aus der zweiten Studie zu den THG-Auswirkungen des Klimawandels und der Klimawandelanpassung auf den waldbasierten Sektor Österreichs; Wald, Holzprodukte (HWP), vermiedene THG-Emissionen durch Holzprodukte bzw. Emissionen durch Ersatzdienstleistungen zu entfallenden Holzprodukten beim Szenario einer moderaten Erwärmung (R4.5), beim Szenario mit starker Erwärmung (R8.5) und verschiedenen Szenarien bei starker Erwärmung. Das Szenario KAL steht für eine weitere Zunahme der Schadereignisse (Kalamitäten), UZV steht für die Verkürzung der Umtriebszeit, BAW für den Wechsel der Baumarten von Nadel- zu Laubbaumarten und VAU für die Außer-Nutzung-Stellung eines Teiles des Wirtschaftswaldes (BFW, 2020; Ledermann et al., 2022;

Ludvig et al., 2021; Weiss et al., 2020). Erklärung Ersatzdienstleistung: Die Dienstleistung der Holzprodukte und des energetisch genutzten Holzes im Referenzszenario wird gemäß Szenariendefinition als notwendig erachtet. Das bedeutet, dass weniger verfügbare Holzprodukte und energetisch genutztes Holz in einzelnen Szenarien vergleichsweise zum Referenzszenario durch Alternativen, verbunden mit dementsprechenden THG-Emissionen, ersetzt werden müssen. Es ist wichtig zu verstehen, dass dieser Effekt nicht zu den Summensäulen der Abbildung gezählt wurde, weil dies eine Doppeltrechnung zu den vermiedenen Emissionen darstellen würde – er dient der Visualisierung des vollständigen THG-Effekts des Szenarios

täten und Biomasseverluste (Abb. 5.2). Das Szenario UZV weist bis 2150 ein Äquivalent von sechs jährlichen THG-Emissionen Österreichs mehr als R8.5 auf. Das BAW-Szenario zeigt unter den gewählten Rahmenbedingungen eine THG-Senke im Wald und eine THG-Quelle des Holzproduktepools. Der Grund dafür ist nicht der Baumartenwechsel, sondern die unterstellte und simulierte gleichbleibende Holzverwendung wie derzeit, weshalb das Mehr an Laubholz im BAW nicht das Nadelholz ersetzt und daher insgesamt weniger Holz genutzt wird. Die geringere Holznutzung erfordert den Ersatz durch Nicht-Holz-Produkte, um die erforderliche Dienstleistung aufrechtzuerhalten, was beim BAW zusätzliche fossile Emissionen im Ausmaß von 4,5 jährlichen THG-Emissionen Österreichs im Vergleich zu R8.5 nach sich zieht. Das Szenario VAU zeigt die stärkste THG-Senke im Wald. Dem Vorteil einer höheren Senke im Wald aufgrund reduzierter Nutzung steht wiederum der Nachteil höherer fossiler THG-Emissionen als bei R8.5 gegenüber: Die

Reduktion der Nutzung gegenüber R8.5 erfordert auch beim VAU-Szenario bis 2150 zusätzliche fossile THG-Emissionen durch Nicht-Holz-Produkte als Ersatz für entfallende Holzprodukte im Ausmaß von vier jährlichen THG-Emissionen Österreichs.

Die Netto-Zunahme von Kohlenstoff im Wald und im Holzproduktepool ist durch natürliche Sättigungseffekte im Wald, durch die Lebensdauer von Holzprodukten und die Grenzen der Verfügbarkeit des Rohstoffs zeitlich limitiert. Die Szenarien werden jedoch vornehmlich durch andere Ursachen im Laufe der Zeit zu Quellen, etwa durch eine forcierte, rasche Verjüngung im UZV über dem Nachhaltigkeitshiebsatz zur Stabilisierung gegen Windwurfrisiken, klimawandelbedingte Zunahmen von Kalamitäten und Abnahmen des Zuwachses. Je nach Szenario tritt der Wandel nach wenigen Jahrzehnten oder erst im nächsten Jahrhundert ein, wobei die Zeitangaben mit großer Unsicherheit behaftet sind und maßgeblich durch die Szenariendefinitionen geprägt sind (Abb. 5.2a).

Die vermiedenen THG-Emissionen durch Holzprodukte sind zeitlich wirksam, solange die Emissionen pro Serviceeinheit von Holzprodukten kleiner sind als die Emissionen pro Serviceeinheit, die durch alternative Ressourcen bereitgestellt werden. Die vermiedenen THG-Emissionen nehmen mit fortschreitender Dekarbonisierung ab und gehen bei weitestmöglicher Dekarbonisierung gegen null. Im Projekt wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse auch der Substitutionseffekt gegenüber einem „Transition“-Szenario (Umweltbundesamt, 2017) mit forciertem Dekarbonisierungspfad bis 2050 (–87 % bei fossilen Energieträgern gegenüber 2015), um die Paris-Ziele zu erreichen, simuliert (Weiss et al., 2020). Dadurch gehen die durch Holz vermiedenen Emissionen gegenüber dem Referenzszenario deutlich zurück. Es zeigt sich aber auch für diesen „Transition“-Pfad, dass bis 2050 eine deutliche Vermeidung von fossilen Emissionen durch Holzprodukte stattfindet (kumulativ im Ausmaß von 85 % der vermiedenen Emissionen des Referenzszenarios). Nach 2050 werden in diesem „Transition“-Szenario durch Holz fossile Emissionen im Ausmaß von rd. 50 % der vermiedenen Emissionen des Referenzszenarios vermieden.

Eine Reduktion der Holznutzung und der damit verfügbaren Holzmenge zeigt über den simulierten Zeitraum höhere THG-Senken im Wald im Vergleich zu den Referenzszenarien. Eine reduzierte Holznutzung ergibt den Vorteil einer besseren THG-Bilanz über einige Jahrzehnte (abhängig vom gewählten Szenario, wobei jedoch zu beachten ist, dass die untersuchten Szenarien Klimawandel[anpassungs-]szenarien waren und keine Szenarien einer THG-effizienteren Bewirtschaftung des waldbasierten Sektors, weshalb Rückschlüsse auf die THG-effizientesten Strategien nicht zulässig sind). Dem gegenüber steht der Nachteil, dass weniger Holzprodukte zur Verfügung stehen und bei mangelnder Dekarbonisierung ein Ersatz durch (fossile) Rohstoffe mit höherem THG-Fußabdruck – je nach Suffizienzstrategie – erforderlich wird („Ersatzdienstleistungen“, siehe Abb. 5.2b).

In beiden Studien ist der errechnete kumulierte Beitrag der vermiedenen Emissionen durch Holzprodukte (Substitution) deutlich höher als die Senkenwirkung des Waldes und der Holzprodukte, mit Ausnahme der Vorratsaufbau-Szenarien, in denen die errechnete kumulierte Senkenleistung etwas größer ist als der errechnete kumulative Substitutionseffekt. Beide Studien zeigen, dass die isolierte Betrachtung von Wald und Holznutzung nur unzureichend Aufschluss über die Gesamt-THG-Wirkungen einzelner Maßnahmen

oder Strategien gibt und es notwendig ist, auch die in der weiteren Folge auftretenden THG-Effekte durch vermiedene oder etwaige zusätzliche Emissionen im Sinne der angestrebten Dekarbonisierung zu berücksichtigen.

Die CareforParis-Studie zieht die Schlussfolgerung, dass Klimaschutzmaßnahmen zur Erreichung der Paris-Ziele auch für eine bessere Senkenfunktion des österreichischen Waldes notwendig sind. Anders betrachtet: Stärkerer Klimawandel kann die THG-Bilanz des waldbasierten Sektor Österreichs verschlechtern und die Atmosphäre durch höhere Netto-Emissionen daraus zusätzlich beaufschlagen.

Bei der Interpretation dieser beiden Szenarien- und Modellierungs-Studien sind mehrere Hinweise wichtig:

- Es handelt sich um Ergebnisse von Szenarien, und damit um keine Prognosen, sondern „Was-wäre-wenn“-Simulationen für ein besseres Systemverständnis. Die Szenariendefinition hat wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis und ist bei der Interpretation der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen. Es wurden viele Annahmen getroffen, u. a. um die Konsistenz zwischen den untersuchten Szenarien sicherstellen. Dazu gehören die unterstellte Klimaentwicklung, die Waldentwicklung auf Grundlage des Waldwachstums- und Bodenmodells, das Verhalten der Waldbewirtschafter, die Nachfrage der Holzmarktteilnehmer auf Grundlage des Holzmarktmodells und schließlich die Wahl der Substitutionsprodukte und nachfolgend die Emissionsmodellierung der Substitutionseffekte auf Basis des Ökobilanzmodells.
- Das Holzkettenprojekt war eine erstmalige Studie für ein THG-Systemverständnis des waldbasierten Sektors Österreichs, und CareforParis behandelt die Konsequenzen von Klimawandel und verschiedenen Maßnahmen der Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Die Studien waren nicht als Optimierung von THG-Minderungsmaßnahmen des waldbasierten Sektors ausgelegt. Sie zeigen THG-Folgen und Grenzen der definierten Szenarien, erlauben aber nicht die Ableitung der geeignetsten Waldbewirtschaftungs- und Holzverwendungsstrategien für den Klimaschutz in Österreichs waldbasierten Sektor – ein solches Projekt wurde gerade begonnen.
- Das Vorratsaufbau-Szenario in CareforParis stellte die wüchsigsten Wälder Österreichs (zumeist Fichte) außer Nutzung bzw. reduziert diese in den jeweiligen Beständen (Weiss et al., 2020). Der Ef-

fekt der Senkenzunahme in diesem Szenario ist dementsprechend sehr groß. Dies war einem wissenschaftlichen Interesse der Effekte einer solchen Vorgangsweise geschuldet, da im ersten Projekt die am wenigsten wüchsigen Wälder außer Nutzung gestellt wurden (wenig realitätsnahe Annahme).

- Trade-offs wurden bewusst dargestellt, um die Effekte der Szenarien zu verdeutlichen (z. B. stoffliche vs. energetische Holznutzung; Waldsenke durch Nutzungsreduktion vs. notwendige Ersatzdienstleistungen und fossile Emissionen daraus).
- Von Interpretationen über regionale Folgen des Klimawandels wurde Abstand genommen, da lokale/regionale Auslöser von Schadereignissen (z. B. Föhnstürme) mit den verfügbaren Daten nicht modellierbar sind.
- Die einzelnen Szenarien beschreiben den Zeitraum von 2020 bis 2100/2150. Ein Wechsel zwischen den Szenarien (z. B. VAU bis 2050, danach BAW) wurde nicht untersucht und wird daher nicht diskutiert. Auch wurden Ergebnisse für kürzere Zeitperioden nicht ausgewertet.
- Zum besseren Verständnis der Annahmen und Methoden und weiterer Interpretationen wird auf die verfügbaren Publikationen verwiesen (BFW, 2015, 2020; Braun et al., 2016a; Weiss et al., 2020).

### 5.1.2.2 Ökologischer und sozio-ökonomischer Rahmen für Klimaschutzmaßnahmen im Wald

Im österreichischen Forstgesetz 1975 i. d. G. F. ist die Speicherung von Kohlenstoff nicht explizit als „Waldfunktion“ genannt. Am ehesten wäre Kohlenstoffspeicherung als Element der Wohlfahrtsfunktion aufzufassen. Die österreichische Bewegung „klimafitter Wald“ (<https://www.klimafitterwald.at/>) wird international als „Climate Smart Forestry“ (CSF) bezeichnet, wobei CSF den Anspruch erhebt, holistisch zu sein (Kauppi et al., 2018; Nabuurs et al., 2017; Jandl et al., 2018). Im IPCC-Bericht zu Klimawandel und Land wird die nachhaltige Waldbewirtschaftung („Sustainable Forest Management“, SFM) als Maßnahme zur Erreichung der Klimaschutzziele dargestellt, weil sie die Kohlenstoffvorräte im Bestand vergrößert und gleichzeitig Holzprodukte bereitstellt (Olsson et al., 2019).

Dabei wird betont, dass der jeweilige CSF-Zugang kontextspezifisch ist, die ganze Wertschöpfungskette vom Waldbau bis zu Holzprodukten und der Bioenergie umfasst und regionale Unterschiede auftreten. Ein Kernstück von CSF ist, dass neben der Minderung des Klimawandels die Synergien zwischen Waldfunktionen optimiert und die Trade-offs minimiert werden sollen und den Entscheidungsträgern eine bi-

lanzierte Darstellung von kurzfristig und langfristig realisierbaren Zielen ermöglicht wird (Hetemäki & Verkerk, 2022).

Im österreichischen Wald sind durchschnittlich 227 t C/ha gespeichert (104 t C/ha in ober- und unterirdischer Waldbiomasse, 121 t C/ha in organischer Auflage und Mineralboden und 2 t C/ha Totholz, siehe Tab. 2.3, Abschn. 2.5). Die Relevanz von Habitatbäumen und Totholzinseln zur Erhaltung der Artenvielfalt wird in Abschn. 4.3.4 beschrieben (Oettel & Lapin, 2021). An 910 Probestellen in 52 österreichischen Naturwaldreservaten wurden zwischen 23 und 109 Festmeter Totholz gemessen. Hohe Totholzvorräte treten in Laub- und Laubmischwäldern auf, geringe in subalpinen Fichtenwäldern, Kiefernwäldern auf Karbonatgestein und in Lärchenwäldern auf (Oettel et al., 2020). Im Österreichischen Walddialog wurde ein Aufbau des Totholzanteils empfohlen, der im Zuge der Waldbewirtschaftung realisiert wurde. Der Anteil an Totholz hat laut Österreichischer Waldinventur zugenommen (Abschn. 2.2.3.3). Der aktuelle Wert der Kohlenstoffspeicherung liegt erheblich unter dem der potenziellen Kohlenstoffspeicherung, weil viele Wälder jahrhundertlang genutzt und teilweise übernutzt wurden (Abschn. 2.5.2). Mittel- bis langfristig sind Netto-Veränderungen dieser Kohlenstoffpools zu erwarten. Besonders relevant sind die Nutzungsintensität, Störungen (Sturm, Schnee, Insekten, Trockenheit, Waldbrand), die kurzfristig regional wirksame Veränderungen der Kohlenstoffpools bewirken können. Dafür wurde der griffige Slogan „slow in/rapid out“ gefunden (Körner, 2003). Für Österreich wurde ein erheblicher Druck auf Wälder durch invasive und heimische Schädlinge, Dürre, Sturm und Waldbrand festgestellt. Bei manchen Schadfaktoren spielen Bestandsalter und -struktur eine Rolle (Forziero et al., 2021; Hlásny et al., 2021; Hoch & Steyrer, 2020; Irauschek et al., 2017a; Jaime et al., 2022; Jandl, 2020; Lindner et al., 2020; Müller, 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Den Wald bei gleichbleibender Waldfläche als dauerhafte Netto-Senke zu erhalten, ist nicht möglich, denn das würde einen unbegrenzten Anstieg des Kohlenstoffvorrats voraussetzen (Assmann, 1961; Cotta, 1885; Ledermann et al., 2020; Pretzsch, 2010) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auf Bestandsebene kann der Kohlenstoffvorrat nur bis zu einer bestimmten Obergrenze („Sättigung“) ansteigen (Körner, 2009, 2003), jedoch ist mittels Simulationen auf der Basis von europäischen Waldinventurdaten auch gezeigt worden, dass Wälder über Jahrhunderte aktive Kohlenstoffsenken bleiben, wenn größere Störungen ausbleiben (Luyssaert et al., 2008; Knohl et al. 2003). Ungestörte, nicht bewirtschaftete alte Wälder stellen in der Tat mitunter sehr hohe Kohlenstoffspeicher dar. Das jährliche Wachstum ist in bewirtschafteten Wäldern höher, aber die Kohlenstoffsenke in der Biomasse ist geringer, weil ein Teil der Biomasse zu Holzprodukten verarbeitet wird. Alte Wälder können daher mehr Kohlenstoff speichern als bewirtschaftete Wälder, aber die

Rate, mit welcher der Atmosphäre zusätzliches Kohlendioxid entzogen wird, ist beträchtlich kleiner als im Wirtschaftswald und wird sogar negativ, wenn Verluste durch Mortalität den Zuwachs überschreiten (Gundersen et al., 2021; Kilpeläinen & Peltola, 2022; Luysaert et al., 2008). Ergebnisse der österreichischen Waldinventur und Ergebnisse aus Deutschland zeigen, dass die Senkenleistung von Altbeständen aufgrund des niedrigen Wachstums gering wird, da die CO<sub>2</sub>-Bindung bereits im Bestandsalter zwischen 20 und 60 Jahren am größten ist (Meyer et al., 2021; Schadauer, 2022) [hohe Konfidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch gezielte Eingriffe kann die Bestandsstruktur gestaltet werden, sodass sie annähernd an die Komplexität von Urwaldstrukturen herankommt. Dadurch werden sowohl Artenvielfalt als auch die Speicherung von Kohlenstoff erhöht. Der Forschungsbedarf dazu ist erheblich (Bauhus et al., 2013, 2009; Ford & Keeton, 2017; O'Brien et al., 2021; Pommerening & Murphy, 2004) [mittlere Konfidenz, hohe Übereinstimmung].

Im nachhaltig bewirtschafteten Altersklassenwald kann ein mittlerer Vorrat an Biomasse leicht bestimmt werden. Bei ausgeglichenem Altersklassenverhältnis (d. h. gleicher Flächenanteil der Altersklassen) liegt er etwa bei der Hälfte des Vorrates eines Bestandes am Ende der Umtriebszeit. In einem nicht bewirtschafteten Wald ist die Obergrenze der Vorrat am Ende der Phase der höchsten Produktivität. Die Obergrenze ist abhängig von der Produktivität des Standorts und von der Bewirtschaftung (u. a. Baumartenwahl, Durchforstungsintensität, Umtriebszeit). Außerdem beeinflussen biotische und abiotische Störfaktoren (Wind, Schnee, Trockenheit, Waldbrand, Schadinsekten) den Vorratsaufbau. Langfristig und über ein größeres Areal betrachtet stellt sich beim Kohlenstoffvorrat ein standortstypisches Gleichgewicht ein, sodass der mittlere Kohlenstoffvorrat zeitlich nahezu unverändert bleibt.

Schwieriger ist die Feststellung des mittleren Biomassenvorrates in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten ungleichaltrigen Wäldern, da in der Regel die Teilflächen unterschiedlichen Sukzessionsstadien zugeordnet und die vorgefundenen Teilvorräte flächengewichtet gemittelt werden. So wurde etwa im Urwald Rothwald der mittlere Vorrat aller Sukzessionsstadien bei etwa 50 % des Vorrats der Optimalphase (1.000–1.500 Vorrats-Festmeter/ha) gemessen (Lang & Nopp-Mayr, 2012). Der Durchschnittsvorrat ist damit annähernd doppelt (Faktor 1,4 bis 2,3) so hoch wie der aktuelle durchschnittlichen Vorrats in Österreichs Wäldern. Allerdings geben die Messwerte keine Auskunft darüber, ob die räumliche Verteilung der Sukzessionsstadien dem ökologischen Gleichgewicht entspricht und für welche österreichischen Waldtypen die Werte repräsentativ sind. Angesichts der bescheidenen Datenlage ist es schwierig, die wenigen Urwaldreste als Referenz für Teile des österreichischen Waldes heranzuziehen.

### 5.1.2.3 Klimaschutzmaßnahmen im Wald

Bei Fortführung der bisherigen Nutzungspraxis mit der stofflichen Nutzung von Holz als Produktionsziel und der energetischen Holznutzung als Koppelprodukt wird sich der Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald in den nächsten Jahrzehnten erhöhen. Die Rolle des Waldes ist aus den Ergebnissen der Österreichischen Waldinventur abzulesen. Die Waldinventur 2016/21 zeigt einen kontinuierlichen Anstieg des Holzvorrates zu einem neuen Höchststand. Im Vergleich zur Inventur 2007/09 hat der Vorrat an Stammholz um vier Prozent zugenommen: Im österreichischen Kleinprivatwald (< 200 ha Besitzgröße) wird der laufende Holzzuwachs nicht zur Gänze genutzt, und es wird seit Jahrzehnten eine Zunahme des Holzvorrates beobachtet, während in Betrieben größer als 200 ha und den Österreichischen Bundesforsten der Holzvorrat annähernd konstant ist (Gschwantner, 2019). Nach den Ergebnissen der Österreichischen Waldinventur (BFW, 2022) lag die Nutzung im Kleinwald zuletzt bei 85 % des Zuwachses, im gesamten Ertragswald bei 88 %.

Wälder in Bergregionen haben bisher vom Klimawandel profitiert. Durch die Verlängerung der Vegetationsperiode wurde die Produktivität erhöht (Lexer et al., 2015). Alle Wälder haben durch Stickstoffeinträge einen Düngungseffekt erfahren (Jandl et al., 2012; Mayer et al., 2020a, 2020b, 2017; Spiecker et al., 1996) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Altersklassenverteilung des österreichischen Waldes weist den höchsten Flächenanteil in den besonders produktiven 20–40-jährigen Beständen aus, die in den nächsten Jahrzehnten erheblich zur Vorratsvergrößerung beitragen werden (BFW, 2022; Büchsenmeister, 2011; Gschwantner, 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Für das Nachwachsen junger Altersklassen spielt die natürliche Verjüngung des Waldes eine wesentliche Rolle. Der Dissens zwischen der Jagd- und Waldwirtschaft ist seit Jahrzehnten ungelöst. Wildbedingte Schäden an der Naturverjüngung schmälern den Aktionsspielraum zu Anpassung und Minderung des Klimawandels der Waldbewirtschafteter, da das Spektrum der möglichen Baumarten durch selektiven Wildverbiss nicht ausgenutzt werden kann. Auf 1,4 Mio. ha (von etwa 4 Mio. ha Wald) ist die natürliche Waldverjüngung unzureichend (BFW, 2013; Schodterer, 2011; Schodterer & Kainz, 2022). Der Anteil der Flächen mit unzureichender Regeneration von Baumarten ist im Schutzwald rund dreimal höher als im Wirtschaftswald. Das bundesweite Wildeinflussmonitoring (BFW, 2022, 2019, 2013) weist 43–72 % stark wildbeeinflusste Waldflächen aus, auf denen eine natürliche Verjüngung von Tannen- und Laubholz-Arten ohne Schutzmaßnahmen praktisch unmöglich ist. Daher ist ein entsprechendes Wildtiermanagement Voraussetzung, um großflächig negativen Wildeinfluss auf die Waldentwicklung durch Verbiss von Jungwuchs zu vermeiden (Irauschek et al., 2017a; Kupferschmid et al., 2019; Reimoser, 2018; Reimoser & Reimoser, 2020) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Neben den verringerten Kohlenstoffpools wird dadurch die Anpassung der Baumartenzusammensetzung an sich verändernde Klimabedingungen erschwert oder verhindert, was sich mittel- bis langfristig negativ auf die Resilienz der Kohlenstoffpools im Wald auswirken wird (Mayer et al., 2020b; Pröll et al., 2015) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Bei gleichbleibender Waldfläche und Baumartenkombination kann die Kohlenstoffspeicherung im bewirtschafteten Wald über die *Umtriebszeit* gesteuert werden. Das ertragskundlich ideale Nutzungsalter ist erreicht, wenn der durchschnittliche jährliche Gesamtzuwachs (DGZ) sein Maximum erreicht (Assmann, 1961; Binkley, 2021; Oliver & Larson, 1990; Pretzsch, 2010). Bei der Wahl der Umtriebszeit sind allerdings Gefährdungen durch biotische und abiotische Schadfaktoren zu berücksichtigen (z. B. Hanewinkel et al., 2014; Seidl et al., 2014, 2009; Senf et al., 2021). Für österreichische Bedingungen haben Simulationsstudien von Ledermann und Kindermann (2013) gezeigt, dass sich bei Berücksichtigung der Sturmgefährdung eine ursprünglich angestrebte Umtriebszeit nicht immer erreichen lässt (u. a. Pasztor et al., 2015) [geringe Evidenz, unklare Übereinstimmung].

In der Diskussion um die Festlegung von Treibhausgasen (THG) zur Erreichung der europäischen Klimaziele bis 2030 bzw. 2050 spielt der Wald eine große Rolle. Durch Nutzungseinschränkungen bis hin zur Außer-Nutzung-Stellung eines Teiles der Wälder und ein ehrgeiziges Aufforstungsprogramm soll in den Wäldern atmosphärisches CO<sub>2</sub> gebunden werden, sodass die Klimaziele der Emissionsreduktion erreicht werden (Bastin et al., 2019, 2020; Camia et al., 2021; EASAC, 2019; Köhl et al., 2021). Auch im Sachstandsbericht Landnutzung des IPCC wird die Rolle des Waldes bei der Regulierung des Klimas aus globaler Sicht betont (Olsson et al., 2019). Es ist unbestritten, dass die Wälder, sofern sie von Störungen durch Schädlinge, Sturm und Feuer unbehelligt bleiben, erhebliche Mengen an CO<sub>2</sub> binden können und über Jahrzehnte in der Biomasse und im Waldboden halten können. Allerdings ist die Senkenleistung der Wälder nicht gut planbar. Nationale THG-Emissionsreporte weisen erhebliche Schwankungen der Quellen-Senken-Leistung von Wäldern auf, je nachdem, ob die Wälder von großflächigen Störungen betroffen waren oder nicht. In Europa und auch in anderen Erdteilen wird mit einer Zunahme der Störungen gerechnet (Allen et al., 2010; Forzieri et al., 2021; Kurz et al., 2008; Millar & Stephenson, 2015; Seidl et al., 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bei gleichbleibenden oder sogar steigenden Störungen werden die älteren Bestände tendenziell stärker gefährdet sein, und insgesamt wird das Alter der Wälder abnehmen (Seidl et al., 2014; Irauschek et al., 2017b; Hoch et al., 2019; McDowell et al., 2020; Senf et al., 2021.) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Auffüllen von Kohlenstoffpools in Wäldern innerhalb weniger Jahrzehnte kann Defizite an Emissions-

reduktionen in anderen Sektoren nicht aufheben. Nach dem möglichen Erreichen der definierten Ziele bis 2050 sind die Wälder möglicherweise in einem weniger stabilen Zustand, da sie dann älter, höher und dichter sind als derzeit. Die Wälder hätten somit Zeit für die Entwicklung von Technologien zur Emissionsreduktion geschaffen, die bereits bisher ungenutzt geblieben ist (Anderson & Peters, 2016; Cowie et al., 2021; IGBP Terrestrial Carbon Working Group, 1998; Schadauer, 2022) [Evidenz hoch; Übereinstimmung hoch]. Die Ergebnisse der Waldinventur 2016/21 zeigen, dass derzeit – bei nachhaltiger Bewirtschaftung – eine gegenüber den 2000er-Jahren gestiegene Holznutzung und der Vorratsaufbau zugleich stattfinden (siehe für Österreich z. B. www.waldinventur.at; für Europa: Nabuurs et al. [2015]). Fundamentale Auffassungsunterschiede ergeben sich, wenn unterschiedliche Komponenten der Waldökosysteme isoliert betrachtet werden. Nicht-Nutzung des Waldes erhöht den Vorrat in der lebenden Baumbiomasse, verstärkte Nutzung ermöglicht den Vorratsaufbau in Holzprodukten, und Störungen erhöhen den Kohlenstoffvorrat im Boden. Alle diese Aussagen sind mit Literaturzitate belegbar, die in unterschiedlicher Tiefe auf die Permanenz der erwarteten Wirkung eingehen. Die Einschätzung des Sachstandes kann mit [Evidenz: hoch, Übereinstimmung: gering] zusammengefasst werden. Eine Schlüsselrolle nehmen die künftigen Störungen ein. Diese sind zeitlich und örtlich nur mit großen Unsicherheiten prognostizierbar. Klar vorhersehbar ist, dass die Erwärmung zunimmt und damit eine die Populationen der Schädlinge als Auslöser von künftigen Störungen vergrößert wird. Wann und wo dieser Auslöser durch regionale Sturmschäden oder Dürreperioden wirksam wird, entzieht sich der Vorhersage, während die Eintrittswahrscheinlichkeit von Störungsereignissen bei höheren Temperaturen steigt.

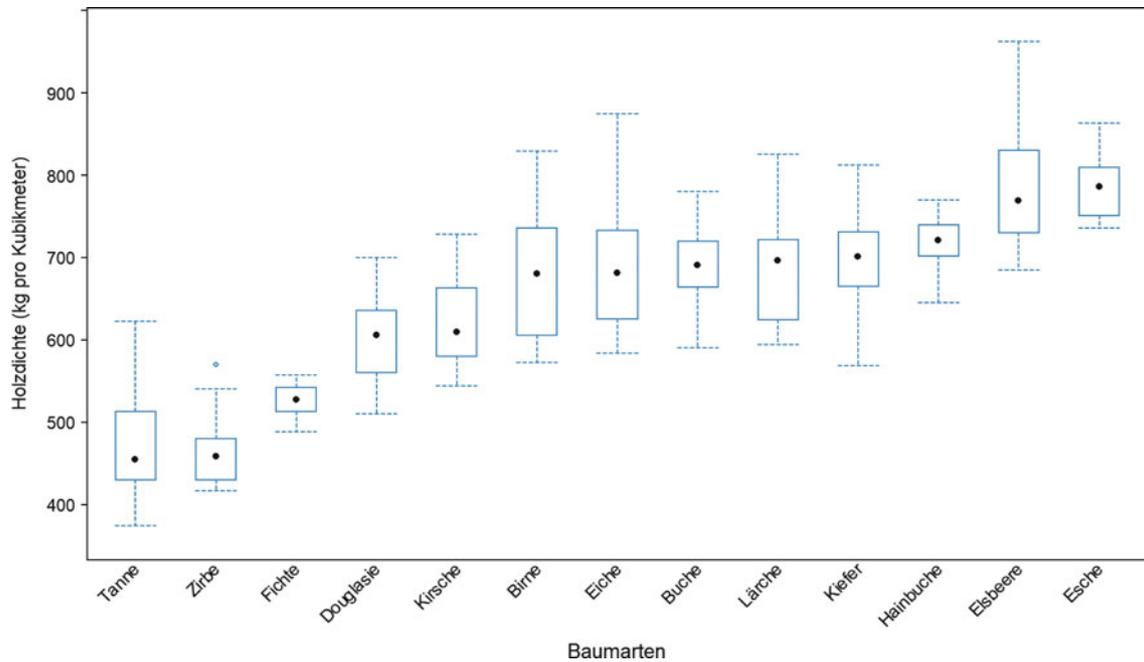
Eine Erhöhung des Kohlenstoffspeicherpotenzials im Wald kann auch durch eine Vergrößerung der Waldfläche erfolgen (Abschn. 1.2.4; 2.2.2; 3.3.1) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

#### 5.1.2.4 Anpassungsmaßnahmen und ihre Wirkung auf den Klimaschutz

Maßnahmen zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel wirken sich nachweislich auf deren Mitigationspotenzial aus. Die in Abschn. 4.3 beschriebenen Anpassungsmaßnahmen für Waldflächen werden daher hier aus der Perspektive der Klimaschutzwirkung aufgegriffen.

##### Verkürzung der Umtriebszeit

Die Zunahme an Störungen mit steigendem Bestandsalter verringert die durchschnittlichen Biomasse- und damit Kohlenstoffvorräte im Wald, hat wirtschaftliche Nachteile und wird als Rückzugsposition erachtet, wenn ein Waldbestand unmittelbar gefährdet ist (McDowell et al., 2020; Beinhof & Knoke, 2007; Brang et al., 2014; Ledermann et al.,



**Abb. 5.3** Holzdicke von verschiedenen Baumarten. (Daten aus Grabner, 2017)

2022; Ledermann & Kindermann, 2017) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

### Intensivierung von Durchforstungen

Die Stabilisierung der Wälder mittels Durchforstungen reduziert den durchschnittlichen Vorrat und damit die Kohlenstoffvorräte in mittleren Altersklassen (Assmann, 1961). Gleichzeitig aber wird der Pool an Holzprodukten einschließlich der Baumteile für die energetische Nutzung vergrößert (Briceño-Elizondo & Lexer, 2004; Seidl et al., 2007) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Ein Teil des hier zusätzlich anfallenden Holzvolumens würde aber wohl zu kurzlebigen Holzprodukten (Papier, Verpackungsmaterial) verarbeitet oder energetisch genutzt werden.

Die Rolle der Durchforstung wurde als Maßnahme auf trockenen Standorten untersucht. Durch die Verringerung der Bestandsdichte sollte die Wasserversorgung des verbleibenden Bestandes verbessert werden. Damit geht theoretisch auch der Kohlenstoffvorrat im Boden zurück. Der Effekt ist experimentell schwach abgesichert (Gebhardt et al., 2012; Schindlbacher et al., 2022) [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Rolle der aktiven Waldbewirtschaftung für die Stabilisierung der Schutzwälder ist in einer Schweizer Studie dokumentiert. Am Ende des 19. Jahrhunderts fanden im Alpenraum großflächige Aufforstungen statt, um die Schutzwirkung der Wälder vor Naturgefahren zu verbessern. Diese nunmehr etwa 140-jährigen Wälder wurden seit Jahrzehnten nur extensiv bewirtschaftet, haben hohe Biomassenvorräte akkumuliert, zeigen eine relativ homogene Altersstruktur

und werden verstärkt von Störungen durch Stürme und Borkenkäfer betroffen. Angesichts steigender Temperaturen, zunehmender Bestandsdichten und dem höheren Bestandsalter wird eine Zunahme der Schäden in der Zukunft befürchtet (Bebi et al., 2017, 2016). Die Intensivierung der Waldpflegemaßnahmen und Maßnahmen zur Förderung der natürlichen Regeneration des Waldes werden dringend empfohlen (Temperli et al., 2017). Entsprechende Befunde wurden aus der Österreichischen Waldinventur 2016/20 abgeleitet, aber noch nicht publiziert [Evidenz: mittel, Übereinstimmung hoch].

### Erhöhung der Baumartenvielfalt und Förderung von Laubbaumarten

Die Baumartenvielfalt ist in Abschn. 4.3.2 als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel dargestellt (Knocke et al., 2008; Schütz et al., 2006; Seidl et al., 2011; von Lüpke, 2004). Nach der Österreichischen Waldinventur (BFW, 2019) hat seit den 1980er-Jahren der Flächenanteil von überwiegend sekundären Nadelholzreinbeständen um rund 10 % zugunsten von Laubholz- und Laub-Nadelholz-Mischbeständen abgenommen (Russ, 2019; Gschwantner & Prskawetz, 2005). Untersuchungen zum Umbau sekundärer Fichtenwälder in Tieflagen haben ergeben, dass durch den Wechsel zu besser an wärmeres und trockeneres Klima angepassten Eichen- oder Buchen(-misch)wäldern der Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse trotz geringerem Durchschnittsvorrat wegen der deutlich höheren spezifischen Dichte von Hartlaubholz und den höheren tatsächlich erreichbaren Umtriebszeiten etwa gleich hoch oder sogar höher ist als in den ursprünglich

vorhandenen Fichtenwäldern (Abb. 5.3; Diwold et al., 2009; Ledermann et al., 2010; Seidl et al., 2007) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Allerdings hat die Holzverarbeitende Industrie eine starke Präferenz für Nadelholz.

Theoretisch spielt die tiefere Durchwurzelung in Laubholzwäldern im Vergleich zur flachwurzelnden Fichte für die Kohlenstoffverteilung im Boden eine Rolle (vgl. Wellbrock & Bolte, 2019). Für Österreich konnte dies nicht bestätigt werden. Bei einem Vergleich der Kohlenstoffvorräte in Böden der Molassezone wurde kein Unterschied zwischen Fichten- und Laubmischwäldern festgestellt. Die Böden unter Fichtenwald der Flyschzone wiesen höhere Kohlenstoffvorräte auf als die Böden unter Laubmischwald (Berger et al., 2002). Aus den Daten der österreichischen Waldbodenzustandsinventur ist ebenfalls kein Unterschied der Bodenkohlenstoffvorräte von Fichten- und Laubmischwäldern erkennbar (Jandl et al., 2021) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

### 5.1.3 Ökosysteme mit besonderen Herausforderungen

Einige Ökosysteme unterscheiden sich in ihrem Mitigationspotenzial aufgrund besonderer Standortqualitäten von den bisher beschriebenen Standorten mit terrestrischen, naturnah entwickelten Böden außerhalb der Höhenlagen. Hierzu gehören Naturschutzgebiete und ungenutzte Ökosysteme, alpine Ökosysteme, Feuchtgebiete und aquatische Ökosysteme sowie Siedlungsraum und Infrastruktur.

#### 5.1.3.1 Naturschutz und extensiv genutzte Ökosysteme

Naturschutzgebiete nehmen in Österreich 3,8 % der Landesfläche ein (Aubrecht & Petz, 2002). Zusammen mit anderen geschützten Landschaftsbestandteilen wie Nationalparks, flächigen Naturdenkmälern und Biosphärenparks erweitert sich diese Fläche, je nach Strenge der Kriterien, auf > 10 % (Aubrecht & Petz, 2002). Viele dieser Gebiete liegen im alpinen Raum und/oder sind Feuchtgebiete und werden in Abschn. 5.1.3.2 bzw. 5.1.3.3 behandelt. Außerhalb der Alpen nehmen die ungenutzten Flächen bzw. Landschaftselemente auch innerhalb der Schutzgebiete nur einen kleinen Raum ein. Da im Kontext von Naturschutz und Landschaftspflege der Begriff „Nutzung“ schwer festzulegen ist, werden in diesem Abschnitt vor allem die Rolle sehr extensiver oder pflegerischer Nutzung bzw. die Abwesenheit von land- bzw. forstwirtschaftlicher Nutzung ausgeführt.

Auch durch Landschaftspflege offen gehaltene Flächen würden bei extensiverer oder ausbleibender Pflege langfristig wieder zu Wäldern mit im Vergleich zum Offenland höherer Kohlenstoffspeicherung in Biomasse und Boden [niedrige Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Dies führt an Standorten,

die für den Erhalt der Biodiversität gepflegt werden, zu einem Zielkonflikt zwischen Klimaschutz und Biodiversität, der von der Klimapolitik beachtet werden muss (Camia et al., 2021; Essl et al., 2018). An Standorten, die durch kühle, saure oder feuchte Bedingungen einen gehemmten Abbau organischer Bodensubstanz aufweisen (Moore), können dagegen ausgewählte Pflegemaßnahmen die Kohlenstoffspeicherung im Boden durchaus fördernd unterstützen (Abdalla et al., 2018).

#### 5.1.3.2 Alpine Ökosysteme

Das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial von typischen alpinen Böden ist aufgrund der bestehenden hohen organischen Kohlenstoffvorräte und wegen der fehlenden bzw. extensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Almbeweidung) gering [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Als alpine Ökosysteme werden hier alle Lebensräume in der alpinen Höhenstufe bezeichnet. Diese reicht von der Baumgrenze (ca. 1800–2100 m Seehöhe) bis zur Obergrenze geschlossener Rasengesellschaften (ca. 2500–2800 m Seehöhe). Die alpine Stufe wird in eine unter- und oberalpine Stufe unterteilt (Fischer et al., 2008). In der unteralpinen Stufe dominieren Zwergstrauchheiden und Rasengesellschaften. Die oberalpine Stufe ist durch Rasengesellschaften, Steinschutt- und Geröllfluren sowie Schneebodengesellschaften gekennzeichnet. Die Rasengesellschaften in der oberalpinen Stufe sind „Urwiesen“. Es handelt sich dabei um natürliche Wiesen (Klimaxgesellschaft). Sie sind nicht durch Mahd oder Beweidung entstanden. In der alpinen Stufe ist aus klimatischen Gründen ein Baumwuchs nicht mehr möglich.

Die Rasengesellschaften in der unter- und oberalpinen Stufe werden nicht oder nur sehr extensiv beweidet. Der Viehbesatz ist meist relativ gering und beträgt während der 3–4-monatigen Weidezeit im Durchschnitt auf Hochalmen maximal 1,0 Großvieheinheit (GVE) pro Hektar. Somit ist der Weideeinfluss auf Vegetation und Boden im Allgemeinen relativ gering (Bohner, 1998). Die Almflächen in der alpinen Stufe werden in der Regel nicht gedüngt. Die wichtigsten Gründe hierfür sind die meist schwere Erreichbarkeit, die klimatisch bedingte geringe Düngeneffizienz, der geringe almeigene Düngeranfall sowie die Förderverpflichtungen gemäß ÖPUL 2014-20 „Maßnahme Alpengang und Behirtung“. Eine Nährstoffzufuhr erfolgt auf alpinen Almflächen hauptsächlich durch tierische Exkremente. Auf Sonderstandorten (insbesondere Hangverebnung, Gipfelregion) kann der Weideeinfluss auf Vegetation und Boden deutlich höher sein. Allerdings treten diese Flächen nur kleinflächig auf. Die Vegetation in der alpinen Stufe kann somit überwiegend als naturnah betrachtet werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Biodiversität ist deshalb weitgehend erhalten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch die Böden sind naturnah, haben eine natürliche Horizontfolge und einen weitgehend standortgemäßen Stoffhaushalt (Bohner, 2010).

Im Oberboden weisen sie generell eine hohe Konzentration an organischem Kohlenstoff auf (Bohner, 2010, 1998; Budge et al., 2010; Garcia-Franco et al., 2021; Körner, 1999; Leifeld et al., 2009, 2005). Folgende Gründe sind hierfür hauptverantwortlich:

- sehr große unterirdische Phytomasse, insbesondere im Oberboden (Hitz et al., 2001),
- sehr geringer jährlicher Kohlenstoffexport durch landwirtschaftliche Nutzung (Almbeweidung),
- langsame Mineralisierung der organischen Substanz infolge ungünstiger Lebensbedingungen für Bodenorganismen (niedrige Bodentemperatur, langanhaltende Staunässe insbesondere im Frühling zur Zeit der Schneeschmelze; Bohner, 2010; Koch et al., 2007).

Allerdings ist eine Differenzierung zwischen Konzentration und Vorrat an organischem Kohlenstoff notwendig. Bei einer geringen Bodengründigkeit oder bei einem sehr hohen Skelettgehalt (Grobanteil) kann der Kohlenstoffvorrat auch niedrig sein. Daher schwanken die Vorräte an organischem Kohlenstoff in alpinen Böden in einem weiten Bereich. Nach Körner (1999) beträgt die Schwankungsbreite 50–510 t C/ha. Ein weiteres Charakteristikum von alpinen Böden ist der hohe Anteil an labilem Kohlenstoff im Oberboden (Budge et al., 2010; Garcia-Franco et al., 2021; Leifeld et al., 2009). Deshalb sind alpine Böden besonders empfindlich gegen Klimaerwärmung. Diese kann zu einer verstärkten Mineralisierung von organischem Kohlenstoff durch erhöhte Bodentemperaturen führen (Budge et al., 2010; Garcia-Franco et al., 2021).

Durch den hohen Natürlichkeitsgrad von Vegetation und Boden sind Mitigationsmaßnahmen wie beispielsweise Vermeidung einer Überbeweidung (bewirkt Humusschwund) nur kleinflächig möglich. In der alpinen Stufe sollten keine Kalkungsmaßnahmen durchgeführt werden, weil auf stark sauren Böden (pH-Wert unter 5) beim Lösungsprozess von Düngekalk CO<sub>2</sub> entsteht, das gasförmig entweicht. In der unteralpinen Stufe kann die Ausbreitung von Klein- und Zwergsträuchern (z. B. Alpenrose, Heidelbeere, Besenheide) bei Aufgabe einer regelmäßigen Almbewirtschaftung (Mahd, Beweidung) eine Humusanreicherung und somit Kohlenstoffsequestrierung bewirken. Ihre Ausbreitung führt allerdings zu einer deutlichen Verminderung der Vielfalt an Gefäßpflanzen (Bohner, 1998). Es besteht somit ein Konflikt zwischen Ökosystemdienstleistungen.

### 5.1.3.3 Feuchtgebiete und aquatische Ökosysteme

#### Wiedervernässung von Mooren und Paludikulturen

Moore sind, da sie zum Großteil drainiert sind, eine wesentliche Quelle der THG-Freisetzung in Österreich [niedrige Evidenz; hohe Übereinstimmung] (Abschn. 2.2). Zu den Maßnahmen zur Senkung der THG-Freisetzung zählt in ers-

ter Linie die Erhaltung der Kohlenstoffspeicherung von naturnahen Mooren. Dies wird a) durch den Verzicht auf Drainierung, b) durch den Verzicht auf Abtorfung sowie c) durch die Sicherstellung der Wasserversorgung im Moor selbst und in dessen Umland erreicht (Drollinger et al., 2019). Dies kann Nutzungseinschränkungen im Umland des naturnahen Moors zur Folge haben, was zudem in der Regel auch die Biodiversität fördert. Es kann sinnvoll sein, aus leicht degradierten naturnahen Mooren Bäume zu entfernen, um die Evapotranspiration an diesen Standorten herabzusetzen. In der Pflegepraxis ist es jedoch oft sehr schwierig, die Nachhaltigkeit dieser Maßnahme sicherzustellen; das Eindringen der Birke beispielsweise ist eher Symptom als Auslöser eines zu niedrigen Wasserspiegels. Pflegemaßnahmen in naturnahen Mooren dienen nicht nur der Biodiversität, sondern auch der gesteigerten Kohlenstoffspeicherung, da sie die torfbildende Vegetation erhalten und zu hohe Stickstoffgehalte im Torf verhindern. Es ist zu beachten, dass intakte Moore und besonders wiedervernässte Moore Methan freisetzen, aber auch weniger Lachgas emittieren. Der Grundwasserstand unter Geländeoberkante erklärt die Kohlenstoff- und Methanfreisetzung bzw. -speicherung sehr gut (Tiemeyer et al., 2020). Die Minderung der Kohlenstoff- und Lachgasfreisetzung in nassen bzw. wiedervernässten Mooren muss mit der erhöhten Methanfreisetzung in nassen bzw. wiedervernässten Mooren verrechnet werden, um die Änderung der THG-Bilanz zu erhalten (Beetz et al., 2013).

Quantitativ am wichtigsten ist die Abschwächung der THG-Freisetzung aus genutzten Mooren [mittlere Evidenz; hohe Konfidenz]. Dies lässt sich vor allem durch eine Anhebung des Wasserspiegels im Moor (z. B. durch Verringerung der Tiefe von Drainagegräben oder Schließung von Gräben) erreichen, denn die Beziehung zwischen Moorwasserspiegel und THG-Freisetzung zeigt in der Regel einen negativen linearen Zusammenhang (Freeman et al., 2022; Tiemeyer et al., 2020). Dies bedeutet aber auch, dass Extensivierungen (im Grünland z. B. durch Verzicht auf einen oder mehrere Schnitte und damit auch Verzicht auf organische Düngung) bereits maßgeblich zur Abschwächung der THG-Emissionen beitragen. Grünlandnutzung trägt, je nach Intensität, sehr unterschiedlich zur THG-Freisetzung bei: Laut Tiemeyer et al. (2016) kommt die THG-Freisetzung nährstoffarmen Grünlands naturnahen Mooren sehr nahe. Tief drainiertes Grünland hingegen setzt mit bis zu 70 t CO<sub>2</sub>e pro Hektar und Jahr ähnlich hohe Mengen THG frei, wie dies intensiver Ackerbau auf Moorboden tut, der in jedem Fall, auch zur Produktion von Bioenergiepflanzen, zu vermeiden ist. Auch bei forstwirtschaftlicher Nutzung von Mooren werden THG freigesetzt, und auch hier können durch Anhebung des Grundwasserspiegels große Mengen THG eingespart werden.

Die größte Einsparung von THG-Emissionen wäre somit erreichbar, wenn der Grundwasserspiegel auf 0 cm (Geländeoberkante) eingestellt werden könnte [mittlere Evidenz; hohe

Übereinstimmung]. Dies ist nicht nur unter Naturschutzbedingungen möglich, sondern auch bei landwirtschaftlicher Nutzung ohne Entwässerung, also dem Anbau von nässeliebenden Kulturen, den sogenannten Paludikulturen (Tanneberger et al., 2021; Wichtmann et al., 2016). Paludikulturen können in unterschiedlichen Moortypen etabliert werden. Bisher angebaute Kulturpflanzen umfassen beispielsweise Torfmoose, Sonnentau, Erlen, Schilf und Rohrkolben. Für Rohrkolben, Großseggen und Schilf konnten Günther et al. (2015) eine THG-Neutralität in der Nutzung nachweisen, und später gelang dieser Nachweis auch für Torfmoose (Günther et al., 2017). So existieren in Österreich bereits seit langer Zeit Nutzungen auf Flächen mit reduzierter Entwässerung, die das Moor erhalten, wie etwa Streuwiesen im Alpenvorland und dem Alpenraum. Eine Honorierung der erheblichen THG-Einsparung derartiger Kulturen würde die Wertschöpfung im Ländlichen Raum erhalten, Familienbetriebe sichern und THG-Einsparungen in der Größenordnung von 30 t CO<sub>2</sub>e/ha/Jahr erzielen [mittlere Evidenz; mittlere Übereinstimmung]. Die Etablierung neuer Paludikulturen und großflächige Wiedervernässungen erfordern jedoch eine Anpassung der politischen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen und Abstimmungen mit dem Naturschutz. Es ist daher nicht wahrscheinlich, dass diese Maßnahmen ohne entsprechende agrarpolitische Anpassungen großflächig umsetzbar sind.

### Emissionen und Mitigationspotenziale in aquatischen Ökosystemen

Man geht davon aus, dass ca. 1,1–3,4% (inklusive aller kleineren natürlichen und künstlichen stehenden Gewässer; Downing, 2009) der Fläche Österreichs von Wasser bedeckt sind. Nimmt man weiters an, dass den größten Teil davon (0,7–3%) stehende Gewässer und den kleineren Teil fließende Gewässer (0,4%) einnehmen, kann auf Basis der Daten zur globalen Kohlenstoffemission aus Gewässern eine Rate für Österreich grob abgeschätzt werden (Drake et al., 2018). Die jährliche Emissionsrate beläuft sich für die gesamte Fläche der Fließgewässer demzufolge auf ca. 285.000 t C (850 t C/km<sup>2</sup> = 8,5 t C/ha Wasseroberfläche) und für die stehenden Gewässer auf etwa 25.000–100.000 t C (40 t C/km<sup>2</sup> = 0,4 t C/ha Wasseroberfläche) in Abhängigkeit der Fläche, die man für stehende Gewässer einsetzt, 0,7% oder 3%. Rechnet man die wenigen für Österreich publizierten Daten hoch, ergibt sich für alle Fließgewässer eine THG-Emissionsrate von 120.000 bis 430.000 t C/Jahr (Daten aus Schelker et al., 2016 für ein alpines Einzugsgebiet) und 29.000 bis 125.000 t C/Jahr für die stehenden Gewässer (Daten aus Soja et al., 2014 für den Neusiedlersee).

Es besteht ein wesentlicher Zusammenhang zwischen der Produktivität von Oberflächengewässern und der Emission von THG. In eutrophierten Gewässern übertrifft die Methanemission jene von CO<sub>2</sub> in Bezug auf die Klimawirksamkeit

deutlich (Deemer et al., 2016). Eine Stellschraube zur Verringerung der THG-Emissionen aus aquatischen Ökosystemen ist zweifelsohne die Reduktion der Nährstofffracht (Stickstoff und Phosphor) in die Gewässer bzw. die Steigerung der Wasserqualität. Dies betrifft spezifisch auch urbane Bereiche (Herrero Ortega et al., 2019; Martinez-Cruz et al., 2017). Ein weiterer Faktor ist die Gewässertiefe. Vor allem flache stehende Gewässer sind verstärkte THG-Emittenten (Soja et al., 2014). In diesem Zusammenhang sind auch natürliche und künstliche Teiche (Fischteich, Gartenteich, Löschteich) wichtige Quellen für THG, die in der Literatur für Österreich nicht quantifiziert werden (Holgerson & Raymond, 2016).

THG-Emissionen bei Fließgewässern stehen in Zusammenhang mit der Jahres- und Tageszeit wie auch der Flussordnungszahl (Schelker et al., 2016). Eine Steuergröße bei Fließgewässern ist ihre Strömungscharakteristik. Schnell fließende und somit auch sauerstoffreichere Bäche und Flüsse emittieren weniger CH<sub>4</sub> (Deemer et al., 2016). Organisches Material wird effizienter umgesetzt und der Kohlenstoff überwiegend in Form von CO<sub>2</sub> abgegeben, welches um ein Vielfaches weniger klimaaggressiv ist als Methan. Die Reduktion der Fließgeschwindigkeit und die Unterbrechung der freien Fließstrecke durch Dämme und Stauhaltung führt in allen Fällen zu einer gesteigerten THG-Produktion und -Emission. Es ist unbestritten, dass die Regulierung von Fließgewässern und die Konstruktion von Speicherseen (>1 Mio. Dämme weltweit; Lehner et al., 2011) der Gesellschaft wichtige Dienste erfüllen (z. B. Energieerzeugung, Hochwasserschutz, Wasserversorgung) und in manchen Bereichen auch zu einer signifikanten CO<sub>2</sub>-Einsparung führen (z. B. Stromerzeugung durch Wasserkraft als Ersatz für fossile Energieträger; Severnini, 2019). Davon abgesehen, führen derartige Eingriffe in die Morphologie und Hydrologie zu erheblichen Veränderungen in der Dynamik von Nährstoffen und biologischen Prozessen (die Biodiversität inbegriffen). In diesem Zusammenhang bergen Wasserkraftwerke mit Stauhaltung das Risiko erhöhter THG-Emissionen aus dem Gewässer (Deemer et al., 2016). Im direkten Vergleich zu den zuvor nicht gefluteten Flächen sind Stauseen THG-Netto-Emittenten. Ganz besonders deutlich zeigt sich das in tropischen und borealen Klimazonen (Fearnside, 2015; Teodoru et al., 2012). Der anhaltende Wille und Boom im Ausbau der Wasserkraft weltweit (Zarfl et al., 2015) wird mit einer Erhöhung der unmittelbaren THG-Emissionen aus den betroffenen Gewässern einhergehen. Für Österreich gibt es hier nur eine niedrige Evidenz ohne spezifische Quantifizierung. Auch hier wird auf Aspekte wie mögliche Energieeinsparung und Biodiversität besonders hingewiesen.

#### 5.1.3.4 Siedlungsraum und Infrastruktur

Siedlungsräume und Infrastruktur stellen durch Versiegelung, hitzespeichernde Baumaterialien und anthropogene Emissionen einen großen Eingriff in das natürliche Ökosys-

tem dar. Die versiegelte Fläche nimmt in Österreich sehr stark zu, nämlich täglich um 4,8 ha (Zechmeister et al., 2019) bis 5,2 ha (ca. 40 % der in Anspruch genommenen Fläche; Umweltbundesamt, 2020b). Durch den unterbundenen Wasser- und Luftaustausch verliert der Boden damit alle seine Funktionen, wie die Fähigkeit, Wasser zu speichern und zu verdunsten, Schadstoffe zu filtern und Kohlenstoff zu binden (Zechmeister et al., 2019). Wie bereits in Abschn. 5.2.1 ausgeführt, ist der Boden der größte terrestrische organische Kohlenstoffspeicher und fungiert als THG-Senke (Autret et al., 2019). Durch Versiegelung geht diese Eigenschaft verloren, hinzu kommen die THG-Emissionen, die durch die Bautätigkeiten hervorgerufen werden.

Neben den Emissionen bei der Errichtung von Infrastruktur und Gebäuden entstehen Emissionen vor allem durch die Nutzung. Laut Klimaschutzbericht (Zechmeister et al., 2019) waren die wichtigsten Verursacher von THG-Emissionen (inkl. Emissionshandel) im Jahr 2017 die Sektoren Energie und Industrie (44,9 %), Verkehr (28,8 %), Landwirtschaft (10,0 %, de facto rund 14 %, wenn der Energieeinsatz für Stickstoff-Mineraldünger und andere Betriebsmittel inkludiert wird) sowie Gebäude (10,1 %). Gebäude und Verkehr tragen somit zu 38,8 % der österreichischen Gesamtemissionen bei. Werden auch noch die Emissionen aus Industrie und zumindest teilweise aus Energie zu Siedlungsraum und Infrastruktur hinzugerechnet (IPCC, 2014 rechnet die Emissionen aus thermischen Kraftwerken zu den Emissionen der städtischen Gebiete dazu und kommt für Westeuropa auf einen Wert von ca. 77 % der urbanen CO<sub>2</sub>-Emissionen an den Gesamtemissionen), ergibt sich ein Beitrag von zumindest zwei Dritteln zu den österreichischen Gesamtemissionen.

Einen guten österreichweiten Überblick nach Sektoren bietet das Energiemosaik Austria, das den Energieverbrauch und die THG-Emissionen aller österreichischen Gemeinden aufgeschlüsselt nach Wohnen, Land- und Forstwirtschaft, Industrie- und Gewerbe, Dienstleistungen und Mobilität harmonisiert darstellt (Abart-Heriszt et al., 2019). Da Städte als zentraler Player in Bezug auf Klimaschutz anzusehen sind (Mi et al., 2019), gibt es für Städte bereits unterschiedliche Methoden zur Berechnung ihrer THG-Emissionen (Harris et al., 2020). Ein Überblick über verschiedene THG-Berechnungsmethoden zeigt jedoch, dass selbst auf Stadtebene keine einheitliche Methode existiert (Arioli et al., 2020). Ein zentraler Faktor in allen Berechnungsmethoden ist der Sektor Energie. Mitigationsmaßnahmen für Infrastruktur und Siedlungsraum müssen daher darauf abzielen, den Energieverbrauch zu reduzieren, effizienter zu gestalten und stärker erneuerbare Energien zu integrieren. Um die Bedeutung des Siedlungsraums richtig zu erfassen, bedarf es eines Life-Cycle-Ansatzes, der auch die materialbedingten Emissionen der Gebäude inkludiert (Hertwich et al., 2019). Obwohl darauf hinzuweisen ist, dass technologische Vermeidungsoptionen im Bereich Energiebereitstellung, Industrie

und Wohnen üblicherweise nicht dem Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderungen zugeordnet werden, sind sie dennoch relevant und eng miteinander verwoben. Veränderungen in der Raumstruktur beispielsweise in Richtung einer kompakteren Bauweise ermöglichen sowohl bedeutende Einsparungen von Baumaterial als auch die Realisierung von effizienten Mobilitäts- und Energieversorgungsoptionen. Technologische Vermeidungsoptionen werden daher im Folgenden als Exkurs dargestellt und sind im Zusammenspiel mit raumstrukturellen Maßnahmen zu sehen.

Technische Potenziale liegen im Gebäudebereich vor allem in der Sanierung des Gebäudebestands (inkl. Digitalisierung), im Umrüsten der Heizsysteme (auf emissionsärmere Heizsysteme, Fern-/Nahwärme) und einer stärkeren Integration erneuerbarer Energien – Solarthermie, aber auch zunehmend Sektorkopplung (z. B. Power2Heat, Power2Gas, Power2Mobility). Neben dem Heizen ist durch den Klimawandel und steigende Temperaturen in dichten Siedlungsstrukturen davon auszugehen, dass in Zukunft auch der Energiebedarf für die Gebäudekühlung steigen wird (Isaac & van Vuuren, 2009; Olonscheck et al., 2011). Berechnungen für Wien gehen von einem Anstieg des jährlichen Strombedarfs für Kühlung von 22 GWh auf 95 GWh im Jahr 2050 aus (Bird et al., 2019).

Zur Erreichung der 2-°C- bzw. 1,5-°C-Ziele in reicheren Ländern wie Österreich ist eine der effektivsten Mitigationsmaßnahmen im Gebäudesektor die Erneuerung der Energiesysteme in Gebäuden [Evidenz: hoch; Übereinstimmung: mittel]. Der Unterschied im Energieverbrauch eines traditionellen Gebäudes im Bestand (ca. 200 kWh/m<sup>2</sup> oder mehr) und einem Passivhaus (10–15 kWh/m<sup>2</sup>) zeigt das große Potenzial von thermischer Sanierung (Holzmann & Schmid, 2018). Hinsichtlich Energieträgern bedeutet das, dass vor allem Erdgas ersetzt wird und stromdominierte Energiestrukturen etabliert werden (Wang et al., 2018). Eine Studie zu schwedischen Städten zeigt, dass eine umfassende energetische Gebäudesanierung den Energieverbrauch um 20–40 % reduzieren kann (Mata et al., 2019; Karner et al., 2017).

Technische Lösungen allein reichen jedoch nicht aus, um das volle Mitigationspotenzial von Infrastruktur und Siedlungsraum auszuschöpfen [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Wie in Abschn. 4.4 ausgeführt, spielen weitere Faktoren wie Form, Ausrichtung und Materialien von Gebäuden nach Prinzipien der Solararchitektur ebenfalls eine entscheidende Rolle. Energiesystemmodelle, die das Konsumentenverhalten nicht berücksichtigen, überbewerten das Energieeinsparungspotenzial, das sich durch höhere Gebäudestandards ergeben würde (Holzmann & Schmid, 2018). Das zeigt sich auch beim österreichischen Heizenergiebedarf, der trotz technischer Verbesserungen nur leicht abnimmt, da theoretisch große Energieeinsparungen durch erhöhten Komfortbedarf und Verhalten der Bewohner\_innen, durch einen zunehmenden Anteil an Einfamilienhäusern und

einen wachsenden Wohnflächenbedarf pro Person nicht realisiert werden können (Holzmann et al., 2013). Daher ist eine integrative Betrachtung mit Berücksichtigung der planerischen und sozialen Komponenten in Klimaschutzstrategien für Städte wesentlich.

Österreich weist im europäischen Vergleich einen relativ hohen Grad an Zersiedelung auf (Ehrlich et al., 2018; IPCC, 2019b). Der Zusammenhang zwischen Siedlungsstruktur, Infrastruktur (Verkehrsaufkommen) und Energieverbrauch ist nachweislich gegeben (Davoudi & Sturzaker, 2017; IPCC, 2014). Ein Entgegenwirken der Zersiedelung und eine Steuerung der räumlichen Entwicklung ist im Sinne des Klimaschutzes dringend erforderlich und eine Hauptaufgabe der Raumordnung und ihrer Instrumente. Auf Bundesebene werden die Klimarelevanz raumplanerischer Maßnahmen sowie die Gestaltung von Rahmenbedingungen bereits erkannt und durch ÖREK-Partnerschaften im Bereich Energieraumplanung sowie Flächensparen, Flächenmanagement und aktive Bodenpolitik unterstützt (ÖROK, 2018). Ein interdisziplinäres Zusammenspiel der Energie- und Raumordnungspolitik wird in der Energieraumplanung zusammengeführt, die energierelevante, technische und räumliche Wechselwirkungen berücksichtigt (Kap. 7; Erker et al., 2017; Stoeglehner et al., 2016). Auch internationale Studien (IRP, n. d.; Lwasa et al., 2022) zeigen, dass eine kompaktere Bauweise zu bedeutenden Einsparungen von Baumaterialien führen kann, eine Umstellung des Mobilitätverhaltens erleichtern und eine Einsparung von bebauter Fläche ermöglichen, weil sie das Teilen leichter machen [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Als ideale räumliche Form hinsichtlich Energie und THG-Emissionen wird bereits seit den 1970er-Jahren die „kompakte“ Stadt angesehen (Dantzig & Saaty, 1973). Auch im IPCC-Report 2014 werden Dichte, Landnutzungsmix, Vernetzung und Erreichbarkeit als wesentliche Treiber und daher auch Mitigationsoptionen für eine strukturelle Verbesserung und zur Erhöhung der Systemeffizienz angeführt (IPCC, 2014). Werden Städte jedoch zu kompakt und dicht und fehlen eine strategische Planung sowie infrastrukturelle Investitionen dahinter, kann dies zu mehr Verkehrsaufkommen, Staus und somit zu höheren THG-Emissionen führen (Angel et al., 2018; Lee & Lim, 2018; Li et al., 2019). Eine Studie über kompakte Siedlungsstrukturen in 28 EU-Mitgliedstaaten zeigt ebenfalls, dass zwar höhere Bevölkerungsdichte, aber auch weniger kompakte Siedlungsformen mit gemischter Nutzung und gut zugänglichen Natur- und Grünflächen zu geringeren THG-Emissionen führen (Xu et al., 2019).

Dichte Siedlungsstrukturen ermöglichen kurze Wege und effiziente Versorgungsstrukturen, erhöhen jedoch auch den Hitzeinseleffekt. Grüne und blaue Infrastruktur (Pflanzen und Wasser) kann dabei Abhilfe schaffen. So zeigen Klimasimulationen auf Makro- (Großraum), Meso- (Stadt) und Mikro- (Quartiers-)ebene für Wien, dass durch moderate und

maximale Begrünung von öffentlichen Flächen, Fassaden und Dächern die Zahl der Hitzetage und Tropennächte (Ein- und Abstrahlungseffekte) auch für Zukunftsszenarien deutlich reduziert werden können (Reinwald et al., 2019). Zusätzliche Grünelemente (neu geschaffen und permanent erhalten) anstelle versiegelter Flächen sind durch die Kohlenstoffbindung in Pflanze und Boden sowie ihre Photosynthese eine der wenigen Kohlenstoffsenken in Städten (Shao et al., 2018) [mittlere Evidenz, mittlere; Übereinstimmung], auch wenn sie im Verhältnis zu den Kohlenstoffemissionen von Städten als marginal anzusehen sind. Neben Bäumen und Sträuchern, die das Mikroklima positiv beeinflussen und zu Energieeinsparungen in den Gebäuden führen (Castaldo et al., 2018; Tan et al., 2016), vermindern vertikale Begrünungssysteme die Sonneneinstrahlung auf der Gebäudeoberfläche, reduzieren somit das Aufheizen der Gebäudehülle und verringern den Bedarf an Kühlung in den Gebäuden (Hoelscher et al., 2016; Perini et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

## 5.2 Bioökonomie und relevante Minderungsoptionen

Dieser Abschnitt umfasst verschiedene Minderungsoptionen im Bereich der Bioökonomie. Dazu gehören einerseits in die biomassebasierende Ökonomie eingebettete Maßnahmen, deren Minderungspotenzial durch die Substitution (z. B. Bioenergie) und Effizienzsteigerung (z. B. Kaskadennutzung, technische Optimierung) und andererseits solche, deren Minderungspotenzial durch negative Emissionen (z. B. über Kohlenstoffabscheidung und Speicherung in der Bioenergieproduktion – BECCS) entsteht. Diese Maßnahmen werden bezüglich heimischer Rohstoffverfügbarkeit, ökologischer Nachhaltigkeit, Klimarelevanz und sozioökonomischer Aspekte international wie auch national durchaus kontroversiell diskutiert.

### 5.2.1 Minderungspotenziale durch Substitution und Effizienzsteigerung

#### 5.2.1.1 Bioenergie

Neben der Senkenwirkung des Waldes bietet die vorwiegend forst- und landwirtschaftlich erzeugte terrestrische Biomasse einerseits die Möglichkeit zur Minderung klimawandelfördernder Emissionseffekte durch Substitution fossiler Energieträger durch Bioenergie oder durch Substitution von Materialien, deren Produktion hohe (fossile) CO<sub>2</sub>-Emissionen bewirkt (z. B. Holzmaterialien im Baubereich anstelle von Beton; Abschn. 5.2.1.2). Andererseits kann langfristige Bindung von atmosphärischem CO<sub>2</sub> zur Erhöhung des Kohlenstoffspeichers in Biomasse führen, die bei permanenter

und additionaler Kohlenstoffspeicherung zu negativen Emissionen (NE) führen kann (Abschn. 5.3.2). Diese permanente Kohlenstoffspeicherung kann technisch über Bioenergie, kombiniert mit Kohlendioxidabscheidung und -Speicherung (BECCS), oder direkt in lebender Biomasse durch zusätzliche, permanent und nachhaltig bewirtschaftete Aufforstung, durch die Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Böden, oder z. B. auch durch die Produktion und den Einsatz von Biokohle erfolgen.

Laut der österreichischen Klima- und Energiestrategie #mission 2030 (BMNT & BMVIT, 2018) beabsichtigt Österreich, seine THG-Emissionen bis 2030 um 36 % gegenüber 2005 zu reduzieren, wonach erneuerbaren Technologien wie Windkraft und Photovoltaik auch Bioenergie eine Schlüsselrolle zukommt (letztere soll eine Einsparung von 2 Mio. t CO<sub>2</sub> bis 2030 erzielen – vorwiegend im Bereich der erneuerbaren Wärmeerzeugung und Heizungen im Privatbereich). Das Umweltbundesamt geht bis 2030 von einer nahezu gänzlichen Ausschöpfung der Potenziale im Bereich der erneuerbaren Energieformen aus, d. h. 310 PJ aus Bioenergie (Mix aus unterschiedlichen Bioenergieerzeugnissen und unterschiedlicher Senkenwirkung; Box 5.2; Box 1.1), 154 PJ aus Wasserkraft, 63 PJ aus Wind, 41 PJ aus Solarthermie und Umgebungswärme sowie 53 PJ aus Photovoltaik (Krutzler et al., 2016).

#### Box 5.2 Emissionsminderungsrelevante Bioenergie-technologien in Österreich

Die Verbrennung von Biomasse zur Wärmeerzeugung ist in Österreich eine – besonders im dezentralen Raum – weit verbreitete Technologie. Geräte umfassen kleine Kessel und Öfen, die mit Scheitholz, Hackgut (Hackschnitzel) oder Pellets befeuert werden, bis hin zu Biomasseheizwerken, die Fernwärme an Haushalte und Industrie liefern. 2.377 Biomasse-Heizwerke sind in Betrieb, und etwa die Hälfte der Haushalte nutzt ein Biomasseheizsystem (Statistik Austria, 2020).

Die Stromproduktion – kombiniert mit Wärmeproduktion (Kraft-Wärme-Kopplung, KWK) – in Heizkraftwerken ist zwar gering (6,4 % in 2016), die Abwärme aus der Stromproduktion ist aber eine wesentliche Säule für den erneuerbaren Energieeinsatz im Fernwärmebereich (Statistik Austria, 2020).

Die Herstellung sogenannter konventioneller Biokraftstoffe für den Verkehrssektor (aus Lebens- und Futtermittelpflanzen, z. B. Raps) geschieht derzeit in sieben Biodieselanlagen und einer Ethanolanlage (Bacovsky, 2018). Eine Anlage zur Herstellung von Ethanol aus der Vergärung von Braunlaugensubstrat aus der Zellstoffproduktion ist in Entwicklung. Demonstrati-

onsanlagen für Biomethan durch Vergasung, Fischer-Tropsch- (FT-)Treibstoffen aus Synthesegas und die Integration von Biomasse in eine fossile Raffinerie existieren (Bacovsky & Matschegg, 2019). In der angestrebten Weiterentwicklung soll der Treibstoffbedarf der Land- und Forstwirtschaft in regionalen Anlagen (Holzvergaser mit Fischer-Tropsch-Synthese zur Produktion von fortschrittlichen Biotreibstoffen) auf Basis eigener Koppel-, Nebenprodukte und Reststoffe produziert werden (Hofbauer et al., 2016).

Zu den fortschrittlichen Biokraftstoffwegen, die von österreichischen Unternehmen und Forschungsinstituten verfolgt werden, zählen Zellulose-Ethanol, Methanisierung von Synthesegas, Synfuels wie FT-Treibstoffe und gemischte Alkohole, Co-Processing in Ölraffinerien, auf Algen basierende Pfade und E(llectro)-Fuels. Sechzehn EU-finanzierte Forschungsprojekte mit österreichischer Beteiligung werden in diesem Bereich derzeit durchgeführt (Bacovsky & Matschegg, 2019). Noch gibt es keine kommerzielle Produktion von fortschrittlichen Biokraftstoffen.

#### Aktueller Einsatz der Bioenergie und deren Minderungspotenzial

Der Anteil der Bioenergie am Gesamtenergieverbrauch in Österreich stieg zwischen 1990 und 2017 von 9 % auf 17 % (BMNT et al., 2019). Im Jahr 2016 wurden in Österreich 35 % des Wärmebedarfs, 6,4 % des Strombedarfs und 6,7 % des Kraftstoffbedarfs im Verkehrssektor durch Biomasse gedeckt (siehe Box 5.3). Laut Energiebilanz Österreichs entfielen vom gesamten Endenergieverbrauch von 1139 PJ im Jahr 2016 33,6 % auf erneuerbare Energieträger, wovon Bioenergie mit 53 % den größten Anteil ausmachte (Statistik Austria, 2020). In 2020 entfielen 31,73 % des Holzeinschlages in Österreich auf Holz zur energetischen Nutzung (Brennholz und Waldhackgut/Erntereststoffe/-rückstände). Der Anteil des Sägerundholzes betrug 50,65 %, jener des Industrierundholzes 17,62 % (BMLRT, 2021).

Die heimisch produzierte Waldbiomasse zur energetischen Nutzung basiert mehrheitlich auf Koppelprodukten der Holzernte für stoffliche Zwecke (u. a. Waldhackgut, Rinde, Späne, etc.) und Primärholz/Stammholz minderer Qualität (u. a. Scheitholz; klimaaktiv, 2018). 2016 wurden in Österreich 10,55 Mio. t-atro (absolut trocken; umgerechnet ca. 21,1 Mio. Vfm) Holzbiomasse und Reststoffe aus der Holzindustrie energetisch genutzt und lieferten im selben Jahr rund 199 PJ (Statistik Austria, 2020). Hackgut und andere forstwirtschaftliche Reststoffe werden hauptsächlich in (regionalen) Heizwerken, Heizkraftwerken und kleineren Hackgutkesseln eingesetzt [niedrige Evidenz].

**Box 5.3 Herkunft der Biomasse für Bioenergie**

Die energetische Nutzung von Biomasse in Österreich beruht zu 30–40 % auf importierter Biomasse, wobei sich die breite Spanne durch unterschiedliche Methoden der Abschätzung ergibt (Kalt, 2015; Strimitzer et al., 2021) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dem Import von Biomasse zur energetischen Nutzung steht ein fast ebenso großer Export von Biomasse zur energetischen Nutzung gegenüber (Kalt, 2015). Auch wenn die Handelsbilanz für energetisch genutzte Biomasse ausgeglichen erscheint, muss berücksichtigt werden, dass Import zu Leakage in den Exportländern führen kann. Unter ungünstigeren Importgesetzen könnte diese Situation potenziell zu einem Entwaldungstreiber in (ost-)europäischen, aber auch tropischen Regionen werden (siehe u. a. Pendrill et al., 2019).

Die energetische Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse liefert in Österreich einen geringeren Beitrag zur Bioenergie. Die landwirtschaftliche Nutzfläche macht 16 % (1,35 Mio. ha, 2015) der gesamten Staatsfläche aus (BMNT, 2018). 7,5 % der landwirtschaftlichen Biomasse wird für die Produktion von Bioenergie genutzt (Statistik Austria, 2020). Die konventionelle Biotreibstoffproduktion für den Verkehrssektor basiert auf Ölpflanzen, Zuckerpflanzen und Stärkepflanzen, die hierfür zu einem Großteil importiert werden (2019: 77 % importierte Rohstoffe für die Produktion von Biodiesel; BMK, 2020). Die fortschrittliche Biotreibstoffproduktion zielt darauf ab, lignozellulose- und zellulosehaltige Biomasse aus speziellen Bioenergiepflanzen (wie z. B. Kurzumtrieb aus Weide, Pappel, und Miscanthus) oder landwirtschaftliche Rückstände zu nutzen. Die derzeitige Produktion spezieller Bioenergiepflanzen und landwirtschaftlicher Rückstände von insgesamt 29,3 Mio. t setzt sich wie folgt zusammen: Kurzumtriebsholz 0,027 Mio. t, Miscanthus 0,016 Mio. t, Stroh 3,946 Mio. t (Statistik Austria, 2020), Maisspindeln 0,314 Mio. t (Dißauer, 2018), und 25 Mio. t Gülle (BMNT & BMVIT, 2018).

Verschiedene Abfallströme, wie z. B. fester gemischter Siedlungsabfall, biogener Abfall, biogener Siedlungsabfall und kommunaler Klärschlamm, belaufen sich in Summe auf 3,2 Mio. t, mit einem zusätzlichen Potenzial von 17 bis 20,6 PJ an Bioenergie bis 2030 (Bacovsky & Matschegg, 2019) [geringe Evidenz]. Dieses Potenzial kann jedoch nur mit entsprechenden Begleitmaßnahmen wie z. B. der Optimierung der Wertschöpfungskette, Rückführung der Asche, Renaturierung etc. realisiert werden (Bacovsky & Matschegg, 2019).

Die Auswirkungen eines Szenarios mit verstärkter Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse für Bioenergie auf

Ökosystemdienstleistungen in Österreich wurden in Kirchner et al. (2015) untersucht. Hier kommt es, unter Berücksichtigung von Klimawandelszenarien, zu einer Erhöhung des Biomassertrags von 44 bis 51 % (relativ zum Referenzszenario), hauptsächlich durch Ausweitung von Pappel-Kurzumtriebsplantagen auf Ackerflächen (177.000 bis 219.000 ha) und Aufforstungen von Almen und alpinen Grenzertragsstandorten im Bereich der Baumgrenze (376.000 bis 429.000 ha). Es wird hierbei auch auf positive Kohlenstoffsenkeneffekte bezüglich eines Rückgangs an Mineraldüngereinsatz auf bewaldeter Landwirtschaftsfläche und eines Anstiegs des Bodenkohlenstoffgehalts (+10 bis +14 % gegenüber dem Referenzszenario) verwiesen.

In jedem Fall muss ein Hauptaugenmerk auf die nachhaltige Produktion (im In- und Ausland), den schonenden Umgang mit Ressourcen (Land, Boden, Düngung, etc.) sowie andere ökologische (z. B. Biodiversität, indirekte Landnutzung), ethische, und soziale Faktoren gelegt werden. Der wissenschaftliche Diskurs (Box 1.1) bezüglich Klimaneutralität/-effektivität von Bioenergie umfasst alle Bereiche der Bioenergieproduktion. Dementsprechende, auf Österreich bezogene Studien sollten bei den relevanten Politikbildungsprozessen vermehrt Berücksichtigung finden.

**Biokraftstoffe**

Laut Statistik des BMNT (2019a) wurden Biokraftstoffe oder Biotreibstoffe der ersten Generation in Österreich (2018) vorwiegend durch die Beimischung von Biodiesel (445.000 t) und hydrierten Pflanzenölen (18.000 t) zu Diesel und die Beimischung von Bioethanol (88.000 t) zu Benzin-kraftstoff in Verkehr gebracht. Das BMNT verweist auf eine rechnerische und potenzielle Einsparung von 1,6 Mio t Kohlenstoffemissionen durch diesen Einsatz von (vorwiegend importierten) Biotreibstoffen. Dies entsprach 2018 in etwa 6,25 % erneuerbarer Energie im Transportsektor (gemessen am Energiegehalt).

Die überarbeitete Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU (EU 2001, 2018) legt für alle EU-Mitgliedsländer ein 2030-Ziel von 14 % erneuerbarer Energie im Transportsektor fest. Sowohl Biotreibstoffe als auch die Nutzung von elektrischem Strom als Energieträger können dazu beitragen, das Ziel zu erreichen. Um zu verhindern, dass die gesteigerte Produktion von Biotreibstoffen zu gesteigerten Emissionen aus Landnutzungsänderungen führt, begrenzt die Richtlinie die Produktion von Biotreibstoffen aus Lebens- und Futtermittelrohstoffen ab 2020 auf maximal 7 % des nationalen Kraftstoffbedarfs. Für zusätzlich erlaubte Biotreibstoffe aus Abfällen und Reststoffen („Advanced Biofuels“) gibt es separate Substitutionsziele (0,2 % in 2022, 1 % in 2025, 3,5 % in 2030). Eine Pilotanlage zur Produktion von Bioethanol aus Braunlauge der Zellstoffproduktion ist in Österreich derzeit in Bau. Eine wirtschaftliche Produktion in großem

Maßstab muss erst demonstriert werden (IEA Bioenergy, 2020).

Ein ausführlicher (politisch, gesellschaftlich und wissenschaftlich) Diskurs zu den ökologischen und sozialen Folgen von großskaligem Bioenergieausbau, insbesondere von Biotreibstoffen, speist sich aus der Herausforderung, dass einer limitierenden Fläche, die für land- und forstwirtschaftliche Produktion geeignet ist, ein steigender Bedarf an Biomasse für Nahrung (Bevölkerungswachstum, Wohlstand) und Energie (u. a. Biotreibstoffe) entgegensteht. Berücksichtigt man dabei weitere Nachhaltigkeitsziele (z. B. Biodiversität) und Bedarf an Landflächen (z. B. Infrastruktur), reduziert sich die dafür geeignete Fläche weiter (Creutzig et al., 2015). Bei einer großflächigen Ausweitung von Biomasseproduktion für Energie müsste man mit einer Konkurrenz zwischen Lebensmittel- und Energieproduktion und steigenden Lebensmittelpreisen rechnen (Frank et al., 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Erweitert wird diese Debatte um die wichtige Frage, ob Agrartreibstoffe tatsächlich zur Minderung von THG-Emissionen beitragen können (siehe auch Box 1.1) und wie sich ein großflächiger Anbau auf andere wichtige ökologische Indikatoren, wie z. B. Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und Wasserverbrauch, auswirkt. Neben der Berücksichtigung von Emissionen in der Produktion und entlang der gesamten Wertschöpfungskette sind es besonders Landnutzungsänderungen, die die Auswirkungen von Biotreibstoffen auf den Netto-THG-Effekt und Biodiversität entscheiden (Humpenöder et al., 2018) [Evidenz: hoch; Übereinstimmung: hoch]. Zu unterscheiden sind dabei *direkte Landnutzungsänderungen* (engl. Abk. *dLUC* – „direct Land Use Change“), d. h. Änderungen im Landmanagement (z. B. Kulturarten, Bodenbearbeitung, Düngung) sowie Veränderungen des Kohlenstoffbestands (im Vergleich zum vorherigen Bestand), und *indirekte Landnutzungsänderungen* (engl. Abk. *iLUC* – „indirect Land Use Change“), d. h. die räumliche Verdrängung von anderer landwirtschaftlicher Produktion (z. B. Rodungen für Weideflächen, die durch Rohstoffproduktion für Biotreibstoffe verdrängt worden sind). Weiters trägt die Substitution durch Biomasse für fossile Rohstoffe nur dann zu einer Netto-THG-Reduktion bei, wenn:

- mehr Biomasse auf der Landfläche wächst als vor der Umwidmung für Bioenergieproduktion, oder
- Ernterückstände und Abfälle als Input verwendet werden, die ohnedies verrottet wären und CO<sub>2</sub> emittiert hätten (DeCicco & Schlesinger, 2018; Haberl et al., 2012; Box 1.1).

Für Österreich gibt es keine empirische Evidenz zu diesen Effekten.

### 5.2.1.2 Ressourceneffizienz und Kreislaufwirtschaft

Gesteigerte Langlebigkeit und kaskadische Nutzung von biomassebasierenden Produkten (z. B. Holzprodukte) können zu einem – dem Langlebigkeitszeitraum, dem Substitutionsniveau und der Nachhaltigkeit in der Produktion des Holzproduktes entsprechenden – THG-Minderungspotenzial führen. Um gesteigerte Minderungsaspekte geltend zu machen, müssen auch im Holznutzungsbereich (außerhalb der energetischen Nutzung) wichtige Faktoren der (nachhaltigen) Produktionsweise, der Produktionskette sowie weitere ökologische, ethische und soziale Aspekte berücksichtigt werden. Damit bietet die kaskadische Holznutzung gegenüber einer unmittelbaren energetischen Nutzung in Bezug auf Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen einen erheblichen Vorteil (Braun et al., 2016a). Wälder produzieren den größten Teil erneuerbarer biologischer Ressourcen, die – anders als Biomasse von landwirtschaftlich genutztem Land – nicht in Konkurrenz zur Produktion von Lebens- und Futtermitteln stehen. Holz ist global das am vielseitigsten einsetzbare biologische Material. Durch die Forcierung von Holz als Baustoff können enorme THG-Emissionen vermieden werden (Mishra et al., 2022) Allerdings führt nicht jede stoffliche Holzverwendung automatisch zu einer Reduktion von Emissionen (Asada et al., 2020; Hurmekoski et al., 2022) [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Neben den traditionellen Verwendungsarten wird Holz als Nanozellulose als Ersatz für Stahl verwendet, es findet in der Textilherstellung Verwendung und findet als „cross-laminated timber“ in der Plattenindustrie und anderen Verbundstoffen neue Anwendungen (Hetemäki et al., 2022). Entsprechend dieser Minderungspotenziale werden die Nutzungsformen in den folgenden Abschnitten genauer ausgeführt. Der deutlichste Minderungseffekt entsteht allerdings nicht durch die Herstellung von optimierten Holzprodukten, sondern durch die Reduktion des Einsatzes von nachwachsenden und nicht nachwachsenden Rohstoffen.

#### Vermiedene Emissionen durch stoffliche Holznutzung/ Substitution

Der Holzeinsatz z. B. beim Bau von Gebäuden führt nicht nur zu einer langfristigen Kohlenstoffspeicherung im HWP-Pool („Harvested Wood Products“), es wird außerdem der Einsatz von energieintensiven Materialien wie z. B. Zement, Beton und Stahl vermieden, solange Holz eine geringere Emissionsintensität pro Service aufweist als alternative Ressourcen (Braun et al., 2016a; Churkina et al., 2020; Hertwich et al., 2019; Weiss et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch können Langlebigkeit und (fehlende) Nachhaltigkeit in der Holzproduktion Einfluss auf den Substitutionseffekt haben (siehe u. a. Harmon, 2019; Leturcq, 2020). Wenn Österreich in den Einsatzbereichen Bau, Möbel, Verpackung, andere Waren und energetische Nutzung im Jahr 2010 statt Holz aus dem österreichischen Wald ande-

re Rohstoffe eingesetzt hätte, wären die fossilen Emissionen – unter Annahmen, wie in Box 5.1. dargestellt – in diesem Jahr um 2,7–12,5 Mio. t CO<sub>2</sub>e höher gewesen (Braun et al., 2016a; Weiss et al., 2020; Abschn. 5.2, Box 5.1; Box 1.1.).

### Langlebigkeit von Holzprodukten

In Hinblick auf die Kaskadennutzung kann die Steigerung höherwertiger Anwendungen für langlebige Holzprodukte und die Verlängerung ihrer Lebensdauer, wie für Deutschland (Budzinski et al., 2019) und Österreich (Braun et al., 2016b) vorgeschlagen, dazu beitragen, die Speicherung von Kohlenstoff im Holzproduktpool zu erhöhen [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Derzeit werden global etwa 38 % des Holzes im Bausektor genutzt (Ramage et al., 2017; Abschätzungen für Österreich in Braun, et al. 2016b). Im Zeitraum 2015–2017 gab es in Österreich einen Anstieg des Holzbaus von 4 % pro Jahr, hauptsächlich getrieben durch ein Wachstum des Wohn- und Hochbaus (Wolf, 2018). Der Anteil der Holzhäuser lag 2013 bei rund 43 % und 1988 bei 25 % (bezogen auf die Basis der jeweiligen Anzahl der Gebäude; Dißbauer et al. 2019). Die zunehmende Standardisierung von Holzprodukten als Baumaterial zeigt vielversprechende Anwendungsmöglichkeiten für den verdichteten Holzbau (Kuilen et al., 2011; Mahapatra et al., 2012). Pittau et al. (2019) zeigten, dass Holzprodukte und insbesondere Produkte aus Kurzumtriebswäldern den Senkenbeitrag der Nutzung von Holz als Baumaterial signifikant erhöhen können. Prognosen von Kalcher et al. (2017) zeigten, dass in Österreich der in Gebäuden gespeicherte Holzvorrat bis 2100 um ca. 56 % steigen wird. Dieser Trend wird durch andere Studien für Österreich und Deutschland bestätigt (Kleemann et al., 2015; Schiller et al., 2015) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Heräjärvi (2019) zeigte, dass zukünftige Senkeneffekte stark von der Entwicklung des mehrgeschossigen Holzbaus abhängen, bei gleichzeitiger Reduktion in der Nutzung von abiotischen Materialien. Der positive Beitrag zur Substitution im Holzbau wurde wissenschaftlich umfassend erörtert (Oliver et al., 2014; Sathre & O'Connor, 2010) und leistet einen Beitrag zum Klimaschutz. Braun et al. (2016b) stellten einen jährlichen Senkeneffekt zwischen 240 und 600 kt CO<sub>2</sub>e für den Zeitraum 2002–2011 fest. Kalt (2018) stellte für 2015 einen Senkeneffekt von ca. 600 kt CO<sub>2</sub>e fest [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für weitere konsumseitige Auswirkungen siehe Abschn. 5.3.

### Kaskadische Nutzung, Holzabfälle und Recycling

Die Kaskadennutzung (Haberl & Geissler, 2000) ist ein wichtiger Aspekt der holzbasierten Wertschöpfungskette. Die stoffliche Nutzung von holzbasierten Produkten trägt dazu bei, den im Wald gespeicherten Kohlenstoff in einem zusätzlichen Kreislauf zu speichern. Für Österreich (Braun et al., 2016a; Kalt et al., 2016) sowie in mehreren

länderspezifischen Studien (Bösch et al., 2019; Lundmark et al., 2014; Werner et al., 2010) wurde der systemische Beitrag von Holzprodukten inkl. der mit der Nutzung assoziierten permanenten Substitutionseffekte erörtert. Speziell der Holzbau und verschiedene Anwendungen im Bereich der lignozellulosebasierten Bioraffinerie stellen gute Minderungsmaßnahmen dar (Kalcher et al., 2017; Kalt, 2018; Werner et al., 2006; Stern et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch die in Zukunft erwartbare Zunahme von Kalamitätsereignissen sind auch erweiterte Möglichkeiten der Nutzung von Schadholz von zunehmender Bedeutung (im kaskadischen Nutzungsbereich vor allem Regeneratfasern zusätzlich zur energetischen Nutzung). Die Nutzung von fortgeschrittenen Biomaterialien stellt einen weiteren potenziellen Wachstumsmarkt dar (Strimitzer et al., 2015).

Holzabfälle werden derzeit für die stoffliche Nutzung verwendet, wenn die Qualität des Ausgangsmaterials dafür ausreicht. Brunet-Navarro et al. (2018) zeigten, dass Recyclingkreisläufe jedoch nicht unbegrenzt wiederholt werden können, auch hängen Möglichkeiten zur Wiederverwendung und Wiederverwertung davon ab, ob das Holz gefahrenrelevante Eigenschaften aufweist oder nicht. Mehr Holzbau führt zu einem vermehrten Aufkommen an Bau- und Abbruchholz in Österreich (Teischinger & Kalcher, 2016), das eine wichtige Altholzquelle darstellt (Stingl et al., 2011; Teischinger et al., 2008). Unbehandeltes Holz und behandeltes, aber schadstofffreies Holz werden überwiegend stofflich wiederverwertet (2017 ca. 233.000 t), während behandeltes, schadstoffbelastetes Holz thermisch verwertet wird (2017 ca. 60.000 t; Höher & Strimitzer, 2019). Neben Bau- und Abbruchholz sind auch Holzemballagen sowie Restholz aus der Be- und Verarbeitung von Holz für die kaskadische Nutzung von Interesse. Insgesamt werden im Statusbericht des Bundesabfallwirtschaftsplans 2019 ca. 1,3 Mio. t an Altholz ausgewiesen; davon können etwa 740.000 t stofflich genutzt werden und 540.000 t werden thermisch genutzt (Höher & Strimitzer, 2019). Zusätzlich fallen bei der Holzbearbeitung auch Neben- und Koppelprodukte an, die seit 2011 nicht im Detail durch den Bundesabfallwirtschaftsplan erfasst sind. Der Statusbericht 2019 geht hier von einem zusätzlichen Materialstrom von ca. 4 Mio. t im Jahr 2018 aus (BMNT, 2019b). Die stoffliche Nutzung von Holzabfällen umfasst Schwarten und Spreiße, Sägemehl und Sägespäne, etwa 75 % der Spanplattenabfälle, Holzverpackungen und ähnliche nicht kontaminierte Holzabfälle sowie nicht gefährliches Bau- und Abbruchholz (Höher & Strimitzer, 2019).

Insbesondere Klein- und Kleinstwaldeigentümer nutzen einen großen Anteil des eingeschlagenen Holzes für den Eigenbedarf (Huber et al., 2013; Sekot & Toscani, 2017). Hier besteht noch Potenzial zur Verbesserung der Kaskadennutzung durch Einführung eines finanziellen Anreizes, dieses Holz nicht zum Heizen zu verwenden (indem stattdessen an-

dere Heizmöglichkeiten genutzt werden; Huber et al., 2013), um es für stoffliche Nutzungen zur Verfügung zu stellen oder die Nutzungsintensität zu reduzieren.

### Zellstoffproduktion und Bioraffinerie

Das weitaus größte Potenzial stellt die weitere Verwertung des Lignins dar, das in Schwarzlauge enthalten ist, die wiederum bei der Zellstoffherstellung anfällt, mit Anwendungsmöglichkeiten als Kleb- und Haftstoff, als Bioöl oder Biogas (Dißauer et al., 2019) mit einem Marktpotenzial von über 16 Mio. t (Stern et al., 2015). Ein vielversprechendes Verfahren ist hier die Herstellung von schwefelarmen synthetischen Kraftstoffen, Motorölen und Kohlenwasserstoffen mit Hilfe der Fischer-Tropsch-Synthese (Nanda et al., 2014). Die Möglichkeit der besseren Nutzung von Rest- und Abfallstoffen in Bioraffinerien (Stafford et al., 2020) ist ein wichtiger Faktor, während Valorisierungstechniken und Methoden der effizienten Sammlung, Lagerung, Aufbereitung von Rohmaterialien zur Bioraffinerienutzung noch weiter beforscht werden müssen (cf. Metastudie Ubando et al., 2020). In Bezug auf eine Bewertung der Rolle von Bioraffinerien in Bezug auf den Klimaschutz müssen neben prozessbasierten Faktoren auch standortspezifische Faktoren wie Rohstoffverfügbarkeit, Integration und Infrastruktur berücksichtigt werden (Budzinski et al., 2019). Vor dem Hintergrund dieser Rahmenbedingungen könnten insbesondere bereits existierende Strukturen in Zellstofffabriken genutzt und erweitert werden, um neben Zellstoff eine Vielzahl von chemischen Produkten und Energieträgern zu produzieren (Söderholm & Lundmark, 2009), und Synergien mit bereits etablierten Rohholzmärkten genutzt werden (Hänninen & Mutanen, 2014). Derzeit befinden sich viele der genannten Anwendungsmöglichkeiten in der Forschungs- bzw. Pilotphase, und daher gibt es für Österreich nur sehr niedrige Evidenz und keine quantifizierenden Studien.

### Fortgeschrittene Biomaterialien

Die Nutzung von Biomasse für *fortgeschrittene Werkstoffe* wie Schmiermittel, Polymere, Lösungsmittel, Tenside oder Bitumen tritt im Bereich der zirkulären Bioökonomie (Carus & Dammer, 2018; D'Amato et al., 2017; EEA, 2018; Venkata Mohan et al., 2016) immer mehr im Vordergrund (EEA, 2018; Fiorentino et al., 2017; Schipfer et al., 2017). Bei diesen Biomaterialien handelt es sich zurzeit um einen stark wachsenden Nischenmarkt – wobei derzeit laut European Bioplastics (2019) nur ca. 1 % der gesamten Plastikproduktion biomassebasiert und/oder biologisch abbaubar ist (Philippidis et al., 2018; Ronzon & M'Barek, 2018). Auch viele EU-Strategien weisen auf die Möglichkeiten der Nutzung von fortgeschrittenen Biomaterialien hin (EC, 2012, 2015, 2018a, 2018b, 2019a, 2020a).

Das Konzept und vor allem die Umsetzung von Maßnahmen in einer zirkulären Bioökonomie tragen aber nicht

zwingend zum Klimaschutz und den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung bei (D'Amato et al., 2017; Rupp et al., 2020) und müssen dementsprechend untersucht werden (Monitoring). So sind z. B. auf Biomasse basierte Plastikprodukte nicht notwendigerweise biologisch abbaubar (EEA, 2018), und eine Verschärfung von Landnutzungskonflikten ist im Fall zunehmender stofflicher Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse ebenso wahrscheinlich wie im Fall von landwirtschaftlicher Bioenergie (Abschn. 5.1.1 und 5.2.1.1). Die meisten Studien zum Thema fortgeschrittene Biomaterialien umfassen Ökobilanzanalysen (LCA), die die Umwelteffekte von fortgeschrittenen Biomaterialien mit denen auf Basis von fossilen Rohstoffen entlang des Lebenszyklus vergleichen (Produktion, Nutzungsphase, Entsorgung). Der Großteil dieser Analysen zeigt auf, dass fortgeschrittene Materialien meistens mit geringeren THG-Emissionen und Energiebedarf einhergehen, wenn die Ausgangsbasis auf Biomasse und nicht auf fossilen Rohstoffen beruht (Fiorentino et al., 2017; Hermann et al., 2007; Spierling et al., 2018; Vink & Davies, 2015; Weiss et al., 2012; Zheng & Suh, 2019). Die Bandbreite an Ergebnissen ist jedoch hoch, was auf die Vielzahl an verfügbaren Produkten, angewendeten Systemgrenzen, Allokationsmethoden als auch Annahmen zum End-of-Life-Management zurückzuführen ist (Fiorentino et al., 2017; Spierling et al., 2018; Yates & Barlow, 2013; Zheng & Suh, 2019). Daher ist eine generelle Aussage über die Substitution von fossilen Rohstoffen mit Biomasse für fortgeschrittene Materialien nicht möglich, auch wenn für die meisten eine Klimaschutzwirkung festgestellt werden kann (Hottle et al., 2013; Spierling et al., 2018) [hohe Evidenz; mittlere Übereinstimmung]. Zudem zeigen sich in manchen LCA-Studien schlechtere Ergebnisse für Biomasse als Rohstoff bzgl. Landnutzungseffekten, wie z. B. Eutrophierung (Hottle et al., 2013; Weiss et al., 2012) und Landnutzungsänderungen (Hermann et al., 2007; Musonda et al., 2020). Landnutzungseffekte können in den meisten LCA jedoch nur schlecht abgebildet werden (Spierling et al., 2018; Zheng & Suh, 2019). Es gibt bis jetzt nur wenige Studien, die explizit die Landnutzungseffekte wie auch die ökonomischen Effekte von biomassebasierten fortgeschrittenen Materialien untersucht haben. Diesbezüglich herrscht daher noch Forschungsbedarf.

Für Österreich gibt es wenige spezifische Studien zur Biomassenutzung für fortgeschrittene Materialien: Höltinger et al. (2014) untersuchten das technisch-ökonomische Potenzial von Bioraffinerien in Österreich und zeigten, dass diese unter günstigen Marktbedingungen ökonomisch rentabel sind sowie zu regional höheren Biomassepreisen führen können. Das THG-Einsparungspotenzial von Biomassenutzung in Bioraffinerien hängt dabei stark von der Landnutzungsintensität, Transportdistanzen, Energiebedarf sowie spezifischen Prozessen und Produkten der Bioraffinerie ab (Höltinger et al., 2016). Auch hier kann die effektive Wir-

kung zum Klimaschutz nicht eindeutig geklärt werden und benötigt weitere Forschung [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Im 2016 abgeschlossenen ACRP-Projekt CC2BBE (Schmid et al., 2016; Schipfer et al., 2017) wurden die Auswirkungen von Szenarien für eine verstärkte Nachfrage von fortgeschrittenen Biomaterialien auf die Landnutzung auf globaler Ebene wie auch für Österreich untersucht. In Österreich führen die Biomaterialszenarien zu keiner signifikanten Änderung in der landwirtschaftlichen Landnutzung, da die Preisänderungen positiv, aber gering ausfallen. Im Modell zeigt sich daher eine leichte Intensivierung (+3 % Flächenzunahme der höchsten Düngemanagementmaßnahme). Letztlich kann die Studie noch einen wichtigen makroökonomischen Rebound-Effekt aufzeigen: Da es zu einer Erhöhung der Produktion im Land- und Forstwirtschaftssektor kommt, werden in diesen Sektoren auch vermehrt Energie und fossile Rohstoffe nachgefragt. Dieser „technische Rebound“ kann das THG-Mitigationspotenzial erheblich abschwächen, nach aktuellen Berechnungen um bis zu über 25 % (Streicher et al., 2020).

Die Literatur zeigt, dass fortgeschrittene Biomaterialien (z. B. Schmiermittel, Polymere, Lösungsmittel, Tenside oder Bitumen) trotz hoher Unsicherheiten einen potenziellen Beitrag zum Klimaschutz leisten können [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die bisher in der Literatur untersuchten Landnutzungsauswirkungen scheinen, v. a. auf Grund des geringeren Biomassebedarfs, bis jetzt geringer zu sein als für Bioenergie [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung], jedoch können bei einem entsprechenden Anstieg an Biomassebedarf ähnliche potenziell negative Effekte auftreten [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Es besteht noch viel Forschungsbedarf, besonders in Bezug auf Biopolymere der zweiten Generation. Zur Kosteneffizienz dieser Maßnahme finden sich widersprüchliche Ergebnisse in der Literatur, auch hier wird noch mehr Forschung benötigt.

## 5.2.2 Minderungsoptionen durch negative Emissionen

Um die Paris-Ziele (2 °C/1,5 °C) zu erreichen, ist es anerkannt, dass zusätzlich zur kompletten Dekarbonisierung der verschiedenen Wirtschaftssektoren (im Besonderen des Energie- und Transportsektors) auch negative Emissionen (NE) in substantiellem Ausmaß erreicht werden müssen, um die CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre rasch zu reduzieren und damit den Temperaturanstieg zu begrenzen (u. a. Fuss et al., 2018, 2014; Masson-Delmotte, 2018; Pozo et al., 2020; Smith et al., 2019) [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]: Dabei hängt die Höhe der zu entnehmenden CO<sub>2</sub>-Mengen von Annahmen bzgl. Minderungspoten-

zialen auf der Nachfrageseite (z. B. Energienachfrage oder Fleischkonsum) u. v. m. ab (Grubler et al., 2018; van Vuuren et al., 2018). Landbasierte CO<sub>2</sub>-Entnahmeoptionen („Negative Emission Technologies“ – NETs, oder „Carbon Dioxide Removal“ – CDR) beinhalten z. B. Wiederaufforstung, aber auch die Anreicherung von Bodenkohlenstoff. Jedoch müssten auch spezifische Grundlagen, Bedingungen und Maßnahmen zur NE-Generierung berücksichtigt werden (Spitzer, 2020): Zusätzlichkeit, Vermeidung von Leakage, Berücksichtigung von Sättigung bei Aufforstung, genaues Monitoring und Sicherstellen von Permanenz. Potenzialstudien zu den verschiedensten CO<sub>2</sub>-Entnahmetechnologien zeigen, dass NE am besten nur als Bündel von unterschiedlichen, dem jeweiligen räumlichen und systemaren Kontext entsprechenden Maßnahmen erreicht werden und keine einzelne NET diese Leistung erbringen kann – auch aus Gründen der Nachhaltigkeit (Fuss et al., 2018, 2014; Masson-Delmotte, 2018; Smith et al., 2019) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Unter den verschiedenen CO<sub>2</sub>-Entnahmetechnologien werden landbasierte negative Emissionssysteme („natural climate solutions“, z. B. Griscom et al., 2020) als besonders vielversprechend gesehen, welche in ihrem Österreich-Kontext auch im folgenden Kapitel erörtert werden. Insbesondere können NEs durch zusätzliche Aufforstung das Entnahmepotenzial von land- und forstwirtschaftlichen Flächen erhöhen (Abschn. 5.1.2).

Allerdings gibt es weder in Österreich noch auf EU-Ebene oder weltweit besondere Politikmaßnahmen, die besondere Anreize für CO<sub>2</sub>-Entnahmen bieten würden (Honegger & Reiner, 2018) [niedrige Evidenz]. Konsensfähige Strategien bedürfen gesellschaftlicher und politischer Diskussion, basierend auf weiteren wissenschaftlichen Erkenntnissen zu Vor- und Nachteilen (insbesondere Daten zu Potenzialen, Flächenbedarf sowie Energie- und Kohlenstoffbilanz, Kosten und Umweltauswirkungen) von CO<sub>2</sub>-Entnahmeoptionen (Klepper & Thrän, 2019). Auf internationaler Ebene plädieren hier Fuss et al. (2020) für eine Debatte, die über eine rein akademisch geführte hinausgehen muss und eine Allianz von Wissenschaft, Politikentscheidungsträgern, der Industrie und vor allem der breiten öffentlichen Gesellschaft erfordert.

### 5.2.2.1 Agrarische und forstliche Optionen zur Kohlenstoffanreicherung in Böden

Böden haben den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher, der sich aber nur bedingt vergrößern lässt. Die Maßnahmen dazu sind im land- und forstwirtschaftlichen Sektor unterschiedlich und haben zumeist zahlreiche andere günstige Wirkungen (Abschn. 2.5.1; 4.2; 4.3; Schrupf et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Ergebnisse sind allerdings widersprüchlich hinsichtlich des langfristigen Effektes auf den Kohlenstoffvorrat (Dersch & Böhm, 2001;

Poeplau & Don, 2015; Six et al., 2004) [hohe robuste Evidenz, niedrige Übereinstimmung].

Eine europäische Studie hat gezeigt, dass die Umstellung auf Agroforstsysteme zu Sequestrierungsraten von 0,09 bis 7,29 t C/ha/Jahr führen und zahlreiche Umweltbelastungen (z. B. Nitrateintrag in das Grundwasser) mindern könnte (Kay et al., 2019). Allerdings stellten die Autoren fest, dass höhere zusätzliche Sequestrierungsraten eher in fertilen Systemen mit höherem Anteil schnellwüchsiger Holziger Biomasse zu erreichen sind, was den Anteil von Nutzpflanzen zur Erzeugung von Nahrungs- bzw. Futtermitteln reduziert. Darüber hinaus hat die Nutzung vor der Überführung in ein Agroforstsystem den größten Einfluss auf die zu generierenden Raten. Grundsätzlich muss zwischen kurzfristigen Effekten (während des Übergangs) und langfristiger Sequestrierung (nach Etablierung eines solchen Systems) unterschieden werden.

Landwirtschaftliche Verwertung von Ernterückständen geht ebenfalls mit erheblichem Mitigationspotenzial einher: In Österreich stehen ca. 2,5 Mio t/Jahr Ernterückstände für die Biogaserzeugung, Kompostierung oder Biokohleproduktion zur Verfügung, jedoch bestehen für die praktische Umsetzung einige technologische und Anwendungshindernisse (Kalt, 2015).

Im Bereich der Forstwirtschaft sind zwei Komponenten einer zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung im Boden zu unterscheiden. Zusätzliche Speicherung kann durch eine Erhöhung der Bestandsstabilität (Resilienz) erreicht werden (Jandl et al., 2018, 2007; Mayer et al., 2020b) [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Eine langfristige oder „permanente“ Kohlenstoffspeicherung/Sequestrierung erfordert allerdings stabile Bestände, weil der Bodenkohlenstoff im Fall von Störungen wieder an die Atmosphäre abgegeben werden kann. Strukturierte Mischbestände mit einer angepassten Baumartenwahl tragen aufgrund ihrer Stabilität laut Jandl et al. (2007) zu einer nachhaltigen Kohlenstoffspeicherung im Boden bei. Eine Sonderstellung nehmen Auwälder ein, deren Böden außerordentlich hohe Sequestrierungspotenziale haben (Cierjacks et al., 2010).

### 5.2.2.2 Biokohle

Biokohle ist definiert als kohlenstoffreiches festes Endprodukt eines Pyrolyseprozesses von biogenem Material (zumeist pflanzlichen Ursprungs). Im Unterschied zu Holzkohle wird Biokohle gezielt im Boden angewendet (u. a. Verbesserung von Bodeneigenschaften, langfristige Speicherung von Kohlenstoff). In Österreich kann Biokohle derzeit nur mit Einzelzulassungen nach Düngemittelrecht in Verkehr gebracht werden, sofern es sich beim Ausgangsstoff um land- bzw. forstwirtschaftliche Biomasse handelt (BMLFUW, 2017).

Schätzungen deuten darauf hin, dass über die Anwendung von Biokohle in Böden ein erhebliches negatives Emis-

sionspotenzial realisiert werden kann (Fuss et al., 2018; Glaser et al., 2009; Jeffery et al., 2011; Smith, 2016) mit geringen Auswirkungen auf Ökosysteme, Wasser- und Nährstoffkreisläufe, Albedo, und Energiebedarf, soweit Reststoffe für die Biokohleproduktion genutzt werden können [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Die Verwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff kann THG-Emissionen, insbesondere jene von N<sub>2</sub>O, signifikant reduzieren (Bruun et al., 2011; Cayuela et al., 2013; Van Zwieten et al., 2010; Wang et al., 2012). Da die Kosten auch wesentlich transparenter sind als bei vielen andere NETs, sind Biokohle-basierte Lösungen darüber hinaus leichter kalkulierbar.

Auch für Österreich gibt es (mittlere) Evidenz mit hoher Übereinstimmung, dass Biokohle eine gangbare Option zur CO<sub>2</sub>-Entnahme sein kann. Die Applikation von Biokohle auf landwirtschaftlichen Ackerflächen in Österreich von 72 t Biokohle/ha (entspricht ≈ 58 t C/ha) hat zu keinen negativen Auswirkungen auf die Ernteerträge geführt, sofern die Applikation mit der Standardbodenbearbeitung kombiniert wurde (Hood-Nowotny et al., 2018; Karer et al., 2013). In paneuropäischem Kontext wurde dieser Befund bestätigt (Jeffery et al., 2017). In der Waldwirtschaft könnte Biokohle als Hilfsstoff für die Bodenverbesserung eingesetzt werden (BMLFUW, 2017; Bruckman & Pumpanen, 2019).

Dem Einsatz von Biokohle sind aber insofern Grenzen gesetzt, als dass das zu realisierende Potenzial stark abhängig von Biomasseverfügbarkeit ist (Fuss et al., 2018), die auch in Konkurrenz zu anderen Verwertungsmöglichkeiten (z. B. Verbrennung) steht. Bei Ausnützung des gesamten technischen Potenzials wären massive Landnutzungsänderungen notwendig, die den Erhalt und den Schutz der Biodiversität konterkarieren würden (Werner et al., 2018). Die kaskadische Nutzung (Reststoffe/Abfall) oder die Verwertung von organisch kontaminiertem Altholz wären Möglichkeiten, dem teilweise entgegenzuwirken. Einem großflächigen Einsatz von Biokohle stehen derzeit die Kosten bzw. die Konkurrenz zur Holzkohleproduktion entgegen (Maroušek et al., 2019). Dazu kommen Bedenken bezüglich einer Kontamination mit polyaromatischen Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen, die aber durch Einhaltung von etablierten Richtlinien auf europäischer (<https://www.european-biochar.org/en>) und internationaler (<https://biochar-international.org/ibi-biochar-standards/>) Ebene ausgeräumt werden können.

### 5.2.2.3 Enhanced Weathering

Unter „Enhanced Weathering“ (EW) versteht man die Ausbringung von pulverisierten Silikat- und/oder Karbonatmineralien auf Böden. Die Idee besteht darin, die Kohlenstoffaufnahme bei der natürlichen Gesteinsverwitterung zu verstärken (Beerling et al., 2020). Es handelt sich um einen Prozess, der allgemein in warmen und feuchten Agrarökosystemen begünstigt wird. Nur 3,6 % des globalen Potenzials von 0,2 (±1) Gt C/Jahr (Smith, 2016) bis 95 Gt C/Jahr

(Strefler et al., 2018) entfallen auf die EU (Smith, 2016; Strefler et al., 2018) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nach optimistischsten Analysen wird ein Gesamtentnahmepotenzial von weniger als 70.000 t C/Jahr in Österreich errechnet, mit einem Absenkungspotenzial von weniger als 1,5 kg CO<sub>2</sub>/ha/Jahr (Strefler et al., 2018) [geringe Evidenz]. Diese Zahlen berücksichtigen nicht die Energiekosten und die damit verbundenen THG-Emissionen aus der Extraktion, dem (technologieabhängigen/nötigen) Mahlen (normalerweise auf 10–20 µm Partikelgröße), dem Transport und der Bodenausbringung. Angesichts dieser geringen Sequestrierungspotenziale, hohen Unsicherheiten und Kosten wird EW derzeit für Österreich nicht als prioritäre NE-Option angesehen.

#### 5.2.2.4 Wiederherstellung von Feuchtgebieten

Feuchtgebiete, insbesondere Moore (zu deren Unterscheidung siehe Abschn. 2.4.1), sind in naturnahem Zustand CO<sub>2</sub>-Senken und CH<sub>4</sub>-Quellen. Durch Drainagierung und Nutzung werden sie zu sehr starken CO<sub>2</sub>-Quellen. Bei Wiedervernässung der drainagierten Feuchtgebiete werden deren CO<sub>2</sub>-Emissionen stark herabgesetzt. Zeitweilig werden diese dann aber zu unterschiedlich starken CH<sub>4</sub>-Quellen (Günther et al., 2020).

Der Großteil der Moore in Österreich befindet sich unter land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung. Diese Nutzung wird seit Jahrzehnten betrieben und wird aufgrund der Mächtigkeit der Moorböden in Österreich noch weitere Jahrzehnte andauern, wenn keine Wiedervernässungsmaßnahmen ergriffen werden. Daher muss als „Normalzustand“ derartiger Flächen die hohe Freisetzung an CO<sub>2</sub>e angesehen werden. Durch diese Annahme ist die Zusätzlichkeit („Additionality“) der Einsparung an CO<sub>2</sub>e durch Wiedervernässung gegeben. Durch die niedrigen Kosten für die Wiedervernässung und da keine größeren Investitionen zu Beginn der Maßnahme notwendig sind, sind derartige Maßnahmen kostengünstige Klimaschutzmaßnahmen (Dröslner et al., 2012).

Da die großflächige Wiedervernässung von Moorböden im Rahmen der Revitalisierung oft nicht mit den Produktionszielen in Einklang zu bringen ist, sind eine lückenlose Berichterstattung und Verbesserung der Datenlage zur Realisierung dieses vielversprechenden Klimaschutzpotenzials notwendig. In einigen moorreichen Gebieten Österreichs haben derartige Nutzungsformen Tradition: In einigen Alpenregionen ist die Streuwiesennutzung eine moorschaffende bzw. -erhaltende Nutzungsform, und am Neusiedler See wird das Schilf moorerhaltend geschnitten. Die vor Jahren in einigen Ländern etablierten neuartigen, nicht entwässernden Nutzungen können neben Klimaschutz auch Wertschöpfung und Beschäftigung erzielen (Wichtmann et al., 2016). Insgesamt sind aufgrund des geringen Aufwands Wiedervernässungen bzw. die Etablierung von Paludikulturen effiziente Klimaschutzmaßnahmen. Wenn langfristig der Torfkörper

anwächst, kann es theoretisch in feuchten Jahren sogar zu negativen Emissionen kommen (vergl. u. a. Drollinger et al., 2019; und andere Fallstudien) – für Österreich ist die Evidenz hierzu sehr gering.

#### 5.2.2.5 Aufforstung und Waldwiederherstellung

Die Österreichische Waldinventur belegt die Netto-Zunahme der Waldfläche (Abschn. 5.1.2). Die Auswirkungen auf den Kohlenstoffspeicher in situ sind abhängig von den jeweiligen Ausgangszuständen und den Kohlenstoffspeicherpotenzialen der Landnutzungstypen (auch Abschn. 5.1.2). Neuaufforstungen und die Landnutzungsänderung durch das natürliche Zuwachsen von Grünland oder Ackerland führen meistens zu einer Zunahme des Kohlenstoffvorrates in der Biomasse und im Boden (Abschn. 1.3.3; Weiss et al., 2000), können unter bestimmten Umständen auch zu einer Abnahme des Kohlenstoffs im Boden führen (Bühlmann et al., 2016). Durch die Wiederbewaldung von Wiesen und Almflächen können artenreiche Biotope verloren gehen oder das Landschaftsbild kann zulasten des landschaftlichen Erholungswertes monotoner werden. Van den Bergh et al. (2018) beschrieben eine potenziell negative hydrologische Bilanz bei Wiederbewaldung bzw. Verbuschung von Grasflächen. Bastin et al. (2020) schätzten für Österreich ein Waldwiederherstellungspotenzial von ca. 1,3 Mio. ha, das zusätzlich zu den Natura-2000-Flächen realisierbar wäre. Hierzu ist weitere empirische Evidenz notwendig, insbesondere solche, die über Herunterskalieren globaler oder überregionaler Potenziale hinausgeht und auch andere Maßnahmen als Verdichtung und Kronenschluss bewertet [niedrige Evidenz].

Bei diesem landbasierenden Lösungsansatz zum Klimawandel („natural climate solution“) ist die Permanenzfrage zu klären. Um die durch Aufforstung und Wiederherstellung intakter Ökosysteme der Atmosphäre entzogenen und gebundenen Mengen von C/CO<sub>2</sub> als negative Emissionen anrechnen zu können, müsste eine permanente Bewaldung, verbunden mit einem langfristigen Senkenmonitoring in den entsprechenden Gebieten, sichergestellt werden. Kombinierte Systeme (Aufforstung mit nachhaltiger Forstwirtschaft) können neben Substitutionseffekten auch zur Steigerung der Resilienz gegenüber Ökosystemstörungen beitragen. Die erhöhte Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Ökosystemstörungen wie Feuer, Dürre, und Insektenbefall infolge des Klimawandels stellt für die Permanenz und somit der Potenzialerhaltung (aller „natural climate solutions“) eine besondere Herausforderung dar (Abschn. 5.1.2.3). Ein detailliertes Monitoring der nachhaltigen Bewirtschaftung liefert wichtige Hinweise für die Beurteilung der Permanenz der getroffenen Aussagen. Im Vergleich mit z. B. einigen hocheffizienten Bioenergie-technologien (z. B. Kraft-Wärme-Kopplung), kombiniert mit effizienten Bioenergiepfaden (z. B. Kurzumtriebsplantagen), zeigt sich für Aufforstung/Wiederbewaldung pro Flächeneinheit ein geringeres Minderungspoten-

zial (Kalt et al., 2019). Jedoch zeigen sich Vorteile und höhere THG-Minderungspotenziale pro Flächeneinheit bei Aufforstung im Vergleich mit weniger effizienten Bioenergiepfaden wie z. B. Biokraftstoffen der ersten Generation – besonders, wenn zusätzliche Nebeneffekte/„co-benefits“ im Bereich der Ökosystemdienstleistungen berücksichtigt werden (Kalt et al., 2019; Smith et al., 2019). Während sowohl Evidenz wie auch Übereinstimmung im internationalen Kontext hoch sind, stellt dies auf österreichischer Ebene eine große Forschungslücke dar.

### 5.2.2.6 Bioenergie mit CO<sub>2</sub>-Abscheidung und -Speicherung (BECCS)

Bei „Bioenergie mit CO<sub>2</sub>-Abscheidung und -Speicherung“ (BECCS) handelt es sich um eine erweiterte Form der Biomassenutzung mit anschließender Kohlenstoffabscheidung und -speicherung („Carbon Capture and Storage“ – CCS), um der Atmosphäre über Photosynthese zur Biomasseproduktion CO<sub>2</sub> zu entziehen und das beim Energieumwandlungsprozess abgeschiedene CO<sub>2</sub> permanent unterirdisch zu speichern (Fuss et al., 2014; Kraxner et al., 2003; Smith et al., 2016). Zugrunde liegt die Nutzung von Biomasse zur Generierung von Bioenergie (Abschn. 5.2.1.1). Im Unterschied zur Erzeugung von Bioenergie, bei der der im Brennstoff gebundene Kohlenstoff durch die Verbrennung in Form von CO<sub>2</sub> wieder in die Atmosphäre abgegeben wird, verfolgt CCS das Ziel, das CO<sub>2</sub> durch geeignete Technologien zu binden und anschließend nach umfassender Risikobewertung und vorbeugenden Sicherheitsvorkehrungen (z. B. permanentes Monitoring) in geologische Lagerstätten zu injizieren. Angenommen wird eine permanente sichere Speicherung zu meist in ehemaligen Lagerstätten für Erdgas/-öl oder in Salzstöcken. Aufgrund des Energiebedarfs für CCS ergeben sich aber eine verminderte Gesamteffizienz der Bioenergieerzeugung und ein erhöhter Flächenbedarf für mehr Biomasse, um die Energie für CCS zusätzlich aufzubringen (Fajardy & Mac Dowell, 2018). BECCS hat das Potenzial, wesentlich höhere THG-Emissionsreduktionen zu realisieren als Technologien ohne CCS, allerdings weist die Literatur eine große Kosten spanne auf (15–400 USD/t CO<sub>2</sub>; Fuss et al., 2018), d. h., hier trifft eine robuste Evidenz für allerdings sehr unterschiedliche Technologien teilweise auf geringe Übereinstimmung.

Für Österreich ist die Evidenz gering: Von allen NE-Technologien sieht Pozo et al. (2020) für BECCS in Österreich das größte und kompetitivste Potenzial. Mögliche geeignete CO<sub>2</sub>-Lagerstätten finden sich hierzulande bislang ausschließlich in ausgeförderten Erdgas- bzw. Erdöllagerstätten im Wiener Becken und im Molassebecken südwestlich von Linz (Welkenhuysen et al., 2016). Die Autoren gehen davon aus, dass theoretisch bis 2050 14 % aller Emissionen der elektrischen Energiegewinnung sowie der Stahlerzeugung in diesen Lagerstätten untergebracht werden könnten (insgesamt 120 Mio. t CO<sub>2</sub>, Gesamtjahresausstoß Öster-

reich 2020 ca. 70 Mio. t CO<sub>2</sub>/Jahr). Derzeit steht in Österreich allerdings ein Verbot für unterirdische/geologische CO<sub>2</sub>-Speicherung einer Implementierung im Rahmen von Climate Change Mitigation entgegen (BGBl I 144, 2011). Ausnahmen bestehen nur zu Forschungszwecken. Der letzte Evaluierungsbericht der Bundesregierung vom 16.01.2019 kommt zu dem Schluss, dass kein Bedarf einer Änderung des Bundesgesetzes vorliegt (BMNT, 2019c). Es wird aber darauf hingewiesen, dass es „für eine dauerhafte geologische Speicherung von Kohlenstoffdioxid in Österreich ‚weiterer‘ Forschungs- und Entwicklungsarbeiten ...“ bedarf.

Bei BECCS ist der primäre Einsatzbereich die Energiewirtschaft. Das heißt, das Potenzial (Art, Menge) für den Einsatz von BECCS orientiert sich daran, wie weit der Bedarf des Endenergiemarkts (Strom, Treibstoffe, Wärme) durch den Einsatz von Bioenergieanlagen gedeckt werden soll/kann. Aus wirtschaftlicher Sicht kommen hierfür hauptsächlich Großfeuerungsanlagen (> 100 MW) mit KWK für Strom und Fernwärme in Frage (Sanchez & Callaway, 2016), deren gegenwärtiger Einsatz mit Biomasse primär von der örtlichen Verfügbarkeit des Brennstoffs bestimmt ist und weniger von den Anforderungen eines CCS-Betriebs. Ein zusätzliches Potenzial für BECCS wird allerdings in der in Österreich signifikanten Stahlproduktion gesehen, wobei Holzkohle fossile Kohle ersetzen könnte (Mandová et al., 2019). Sollte jedoch BECCS ab 2050 in großem (klimarelevantem) Maßstab eingesetzt werden, muss die kommerzielle Entwicklung zeitnah beginnen und die nötige Infrastruktur zusammen mit den politischen Begleitmaßnahmen/Rahmenbedingungen daher zwischen 2020 und 2030 hergestellt werden (Klepper & Thrän, 2019). Minx et al. (2018) argumentierten, dass in globalen Klimaschutzszenarien die nachgefragte Menge an Bioenergie langfristig eher noch weiter ansteigen würde, wenn die Kombination Bioenergie und CCS (BECCS) nicht zum Einsatz käme, als wenn klimarelevante CO<sub>2</sub>-Entnahmen durch BECCS angestrebt würden [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Grund hierfür wäre dann der steigende Druck, große Mengen an fossilen Energieträgern durch Biomasse zu ersetzen, siehe auch Klepper und Thrän (2019). Diese gesteigerte Bioenergienachfrage würde dann ihrerseits weiteren Druck unter anderem auf Land-/Flächenbedarf, Biodiversität, weitere ökologische sowie soziale und ethische Aspekte ausüben (Abschn. 5.2.1.1), wobei die momentane Nachfrage das nachhaltige Potenzial noch nicht überschreitet. Besonders kritisch werden bei BECCS-Studien der potenziell große Flächenbedarf für die Bioenergieerzeugung (siehe z. B. Creutzig et al., 2021b) und der potenziell große Wasser-/Bewässerungsbedarf (Stenzel et al., 2021) gesehen.

### 5.3 Nachfrageseitige Minderungsoptionen

Veränderungen auf der Nachfrageseite, z. B. bei der Auswahl von Lebensmitteln und beim Konsum (Ernährungsstil), sind eine wesentliche Strategie neben den angebots-, technologie- und produktivitätsorientierten Lösungen. Sie haben mitunter ein sehr hohes THG-Mitigationspotenzial und sind damit ein zentraler Hebel, um die globalen THG-Minderungsziele zu erreichen (Bajželj et al., 2014; Creutzig et al., 2018, 2016; IPCC, 2019b; Ivanova et al., 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nach Creutzig et al. (2016) könnten Maßnahmen auf der Nachfrageseite im Bereich der Landwirtschaft, insbesondere die Umstellung der Ernährung, das Potenzial technologischer Optionen (z. B. Ertragssteigerungen) auf der Angebotsseite (Produktionsseite) übertreffen.

Gegenüber der bisherigen Darstellung vorwiegend produktionsseitiger Mitigationsoptionen wird in den folgenden Abschnitten der Fokus auf die Nachfrageseite gelegt, die sich wiederum (in)direkt auf die Ausprägung der Landnutzungsformen auswirken kann. Konkrete Instrumente zur Erreichung der nachfrageseitigen THG-Minderungsspotenziale und deren Umsetzung werden an dieser Stelle nicht vertieft (siehe Kap. 6). Vielmehr werden die verschiedenen Bereiche im Hinblick auf ihr jeweiliges Mitigationspotenzial aufgeführt.

Die Nachfrageseite kann grob in drei Bereiche eingeteilt werden: Mitigationsmaßnahmen im Bereich Wohnen, z. B. Gebäudesanierung, im Bereich Mobilität, z. B. Infrastruktur, sowie Mitigationsoptionen rund um eine Veränderung der Konsummuster und Ernährung. Im Zentrum der folgenden Ausführungen stehen die Nachfrage der privaten Haushalte und Gewerbe (Außer-Haus-Konsum) nach Waren (Lebensmitteln) und Dienstleistungen (Catering u. a. Dienstleistungen im Lebensmittelbereich). Diese haben durch die Rückkoppelung mit der Primärproduktion einen erheblichen Einfluss darauf, THG-Emissionen der Landnutzung zu reduzieren (APCC, 2014; Popp et al., 2010; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Stehfest et al., 2009; Umweltbundesamt, 2015; Wolbart, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Zu beachten sind Wechselwirkungen zwischen Produktion und Nachfrage (inkl. Importen und Exporten) sowie etwaige Rebound-Effekte (z. B. die Kompensation inländischer Produktionsreduktion durch Importe anstelle einer Nachfragereduktion), welche die Verminderung der THG-Emissionen deutlich überkompensieren können. Zudem stehen diese Wechselwirkungen in Zusammenhang mit anderen Umweltthemen wie Regenwaldabholzung für Soja zur Fleischproduktion (Abschn. 5.3.2; Erb et al., 2016), Aufforstung und Kohlenstoffbindung freiwerdender Flächen (Theurl et al., 2020) und Degradierung von Böden und Bioenergiepotenzialen (Kalt et al., 2020) oder Abfallreduktion

(Muller et al., 2017). Änderungen im Ernährungsverhalten wirken auf Produktionsstrukturen und bewirken Feedbacks wie z. B. die Reduktion der Tierbesätze durch verringerten Fleischkonsum (und somit u. a. verringerte N<sub>2</sub>O- und NH<sub>4</sub>-Emissionen), frei werdende Flächen (verringerte Futtermittelproduktion im In- und Ausland) für extensivere Landwirtschaft und Biolandbau (Schlatzer & Lindenthal 2018, 2020), oder dass umgekehrt die Ausweitung von Biolandwirtschaft durch lokale Stickstoffverfügbarkeiten begrenzt wird (Barbieri et al., 2021; Morais et al., 2021).

Es wirken einerseits der physische Rahmen, wie z. B. die gegebene Infrastruktur und das Angebot, und andererseits soziale und kulturelle Normen auf Möglichkeiten und Ausprägung von Präferenzen und damit auf Nachfrage (Creutzig et al., 2016). Im Sinne von Suffizienz (siehe Glossar) werden weniger (ressourcenintensive) Güter, Energie oder Dienstleistungen in Anspruch genommen bzw. konsumiert (Stengel, 2011). Nach Zell-Ziegler et al. (2021) erfordert Suffizienz Änderungen der Verhaltensweisen und Normen sowie der Organisation der Gesellschaft, z. B. im Bereich der Raumplanung oder vorherrschenden sozio-ökonomischen Paradigmen. Dies kann sich direkt in eine geringere Nachfrage nach natürlichen Ressourcen übersetzen (Figge et al., 2014; Vita et al., 2019; Zell-Ziegler et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], beispielsweise durch die Reduktion bestimmter ressourcenintensiver Lebensmittel, wie Fleisch und anderen tierischen Lebensmitteln, im Bauwesen durch die Erneuerung des Baubestandes anstelle von Neubau oder die kollektive Nutzung von Gegenständen oder Geräten (Stengel, 2011). Nachfragegetriebene Verhaltensänderungen können dadurch Impulse auf die Primärproduktion setzen und damit für eine quantitative (z. B. weniger Nachfrage und entsprechend geringere Produktionsmengen) oder qualitative (z. B. effizientere Produktionsketten und weniger Abfallaufkommen, Zunahme der biologischen gegenüber konventioneller Landwirtschaft etc.) Änderung von Produkten bzw. Produktionssystemen sorgen.

Die Substitution von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien (langlebig) in Gebäuden zur Bindung von Kohlenstoff in baulichen Beständen wird einerseits als Mitigationsmaßnahme diskutiert (Churkina et al., 2020), andererseits bedeutet eine geringere Bautätigkeit (Suffizienzstrategie) weniger THG-Emissionen sowie eine geringere Zersiedelung und dadurch mehr Fläche zur Kohlenstoffsequestrierung durch Vegetation (und damit weniger Abholzung als Trade-off). Die solide Abschätzung des Potenzials kurz- und mittelfristig wirkender Maßnahmen auf die THG-Bilanz, insbesondere kaskadischer Nutzung, fehlt bislang. Auch fehlt eine genaue Abschätzung der Suffizienzpotenziale anderer (kurzlebiger) Holzprodukte wie Papier, Holzplatten und der notwendigen Maßnahmen zur Verhinderung von Rebound-Effekten (z. B. hohe Energieintensität bei der Fertigung, steigender Konsum), die zu zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen

führen (Bais-Moleman et al., 2018) und ein abgestimmtes Forstmanagement notwendig machen (Abschn. 5.2).

Die Berücksichtigung von Suffizienzstrategien wird damit zunehmend wichtiger zur Reduktion von Klima- und Umweltfolgen (Muller & Schader, 2017; Schlatzer & Lindenthal 2018, 2020) und spielt eine wesentliche Rolle zur Erreichung der Nachhaltigkeits- und Klimaziele (Zell-Ziegler et al., 2021). Gleichzeitig, so merkten Zell-Ziegler et al. (2021) in ihrer Studie an, die sich u. a. auf Österreich fokussiert, wird Suffizienz immer noch weitgehend als individuelle Verhaltensänderung oder notwendiger exogener Trend verordnet und noch nicht als politisches Handlungsfeld angesehen (Zell-Ziegler et al., 2021).

### 5.3.1 Mitigationspotenziale konsumseitiger Strategien im Kontext der Landnutzung

Konsumseitige Lösungen und Strategien weisen mitunter ein sehr großes Potenzial auf, THG-Emissionen deutlich zu reduzieren (APCC, 2014; Creutzig et al., 2016; Kirchengast, et al., 2019; Schlatzer & Lindenthal, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wurden aber bis vor wenigen Jahren (Creutzig et al., 2021a) lange Zeit in der Forschung und Kommunikation zur Klimawandelminderung vernachlässigt (Stoddard et al., 2021). Strategien umfassen neben Gesetzen und Verordnungen (inkl. Agrar- und Handelspolitik) Steuern und Carbon Pricing, z. B. auf besonders CO<sub>2</sub>-intensive Lebensmittel (Hasegawa et al., 2015; Springmann et al., 2017; Lemken et al., 2018) oder die Restriktion von Billigpreisangeboten von klimaschädigenden Produkten (Kap. 6).

Neben diesen Strategien sind Ökolabels und Zertifikate zur Sicherstellung höherer ökologischer Standards, spätestens mit der Einführung von CO<sub>2</sub>-Labels im Supermarktbereich, z. B. seit 2007 durch die britische Supermarktkette Tesco (Boardman, 2008) oder ab 2009 bei einer Bio-Linie in Österreich, wichtige Maßnahmen im Bereich des Lebensmittelkonsums (Lemken et al., 2018). In Bezug auf THG-Mitigationsmaßnahmen haben Ökolabels einerseits die Aufgabe, Konsument\_innen zu informieren, damit eine bewusste Konsumententscheidungen auf Basis transparenter und nicht irreführender Produktinformationen getroffen werden kann. Dies kann aufgrund des Vertrauens in bestimmte Ökolabels bei Konsument\_innen auch zu Nudging-Effekten (siehe Glossar) führen. Andererseits zeigen Ökolabels Firmen Möglichkeiten zu effizienteren Prozessabläufen und CO<sub>2</sub>-Mitigationsstellschrauben auf (Vandenbergh et al., 2011). Ökolabels sind zudem bereits wichtiger Bestandteil aktueller Umweltpolitik (Iraldo et al., 2020).

An Methoden zur Zertifizierung von Gütern des alltäglichen Bedarfs wird seit den 1960er-Jahren gearbeitet, wobei der Methode der Ökobilanzierung seit ca. 1990 eine zunehmend wichtige Rolle zukommt. Anfang der 2000er-Jahre war

die Methode so weit gereift, dass sie praktisch eingesetzt wurde, um Umweltwirkungen abzuschätzen. In Bottom-up-Prozessen entstand eine Vielzahl an Ökolabels und Zertifikaten, auch speziell für Lebensmittel und landwirtschaftliche Primärprodukte (Burger et al., 2010). THG-Bilanzen werden dabei als CO<sub>2</sub>e-Emissionen pro kg Produkt gerechnet, wobei intensive Produktionsformen im Vergleich zu extensiven Systemen mitunter aufgrund der höheren Erträge besser abschneiden, dabei aber negative Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität und Gewässerschutz ausgeklammert werden (Meier et al., 2015; Sanders & Heß, 2019; Abschn. 5.3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Parallel dazu wurden systemische Top-down-Methoden entwickelt, wie z. B. die Materialflussanalyse, die besser auf die Komplexität wirtschaftlicher Strukturen zwischen Angebot und Nachfrage, Import und Export sowie etwaiger Auslagerungs- bzw. Rebound-Effekte abzielt. Österreichspezifische Studien zur Abschätzung absoluter Mitigationspotenziale diverser Maßnahmen (wie z. B. die Substitution von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien in Gebäuden) fehlen bislang aufgrund des limitierten Daten- und Wissensstands.

Nudging (Lemken et al., 2018, zum Thema Fleischkonsum, Abschn. 5.3.2), kommt im Bereich gesunder Ernährung zunehmend zum Einsatz und ist im Bereich THG-Mitigation ein vielversprechender Ansatz (Ferrari et al., 2019). So kann Nudging neben THG-Minderungseffekten auch andere positive Nebenwirkungen haben, wie z. B. den Griff zu gesünderen Lebensmitteln. Allerdings sind die Effekte dieser Interventionen sehr unterschiedlich (Tab. 5.2) und kontextspezifisch (Lehner et al., 2016) sowie in Zusammenhang mit etwaigen ethischen Fragen zu betrachten (Schmidt & Engelen, 2020).

Eine Herausforderung bei der Abschätzung von Mitigationspotenzialen der diversen Maßnahmen ist die grundsätzlich notwendige Betrachtung von THG-Emissionen und Umweltkosten entlang der gesamten (Lebensmittel-)Wertschöpfungskette, von den landwirtschaftlichen Vorleistungen (z. B. Betriebsmitteleinsatz) bis zur Abfallproduktion (z. B. Deponie, Recycling; EC, 2020). So unterscheiden sich einerseits die verschiedenen Berechnungsmethoden, was Folgen für die Einschätzung der absoluten Höhe von Mitigationspotenzialen hat, z. B. in Bezug auf den Verbrauch von Textilien aus Faserverarbeitung, für Kleidung, die Automobilindustrie oder im Bereich der Nutzung von Holzprodukten. Andererseits erschwert die Komplexität u. a. durch den globalen Handel die Definition von Systemgrenzen, was aber für eine solide Berechnung und Vergleichbarkeit essenziell ist. Der landwirtschaftlichen Produktion vor- und nachgelagerte Emissionsquellen, z. B. Düngemittelproduktion, Verarbeitungsprozesse, Transport und Logistik, sind (nach den IPCC-Berechnungsmethoden; IPCC, 2022) nicht Teil von

**Tab. 5.2** THG-Mitigationspotenziale von Maßnahmen in nachfrage- bzw. konsumseitigen Handlungsbereichen entlang von land- und forstwirtschaftlichen Wertschöpfungsketten Österreich. Die Maßnahmen werden mit ihren relativen Potenzialen in absteigender Reihenfolge dargestellt

Bereiche und Maßnahme	THG-Mitigationspotenzial	Wirkungsweise (qualitative Beschreibung)	Quelle
<b>Ökolabels, Zertifizierungen</b>			
<b>Zertifizierung von Produkten aus biologischer Landwirtschaft</b>	Mittel	Restriktionen u. a. im Bereich zugekaufter/importierter Futter- und Düngemittel. Mitigation in den Bereichen: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Landwirtschaft (insbes. N<sub>2</sub>O)</li> <li>• Industrie (Düngemittelproduktion, insbesondere N-Mineraldünger)</li> <li>• Auslagerungseffekte (Futtermittelimport) (s. EU-Bio-Verordnungen 2018/848 und 2020/464)</li> </ul>	Hörtenhuber et al., 2010; Lindenthal et al., 2010a, 2010b, 2010c; Theurl et al., 2014b; Muller & Schader, 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Zamecnik et al., 2021
<b>Zertifizierungen im Tierhaltungssektor</b>	Gering bis hoch (siehe auch Tab. 5.1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gering: Einsatz von Zusatzstoffen in der Tierernährung</li> <li>• mittel: nährstoffeffizientes, standortgerechtes Düngemanagement</li> <li>• mittel bis hoch: reduzierte Verwendung von Kraftfutter insbes. aus tropischen Regionen (Südamerika), Stellschraube im globalen Ernährungssystem</li> </ul>	Grossi et al., 2019; Hertero et al., 2016; Theurl et al., 2020
<b>Zertifikate in der Gastronomie</b> z. B. das Österreichische Umweltzeichen	Gering bis mittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 24 % der Österreicher_innen essen regelmäßig außer Haus: Mitigation insbes. im Bereich Fleisch und Vermeidung von Lebensmittelabfall (siehe Abschn. 5.3.2.2)</li> <li>• zunehmende EU-weite Beachtung durch „green procurement criteria“</li> </ul>	BMLFUW, 2010; Gussenbauer et al., 2018; Österreichisches Umweltzeichen, 2018; EC, 2019b; Theurl et al., 2014b; Yue et al., 2017, Schlatzer & Lindenthal, 2020
<b>Zertifizierungen von Produkten bzw. Herstellungsprozessen aus forstwirtschaftlicher Produktion</b> z. B. Forest Stewardship Council (FSC, PEFC)	Gering bis mittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mitigationspotenzial schwer einschätzbar, da die Zertifizierungen sehr unterschiedliche Standards und Kontrollsysteme aufweisen. Zudem sind die regionalen Auswirkungen der jeweiligen Zertifikate sehr unterschiedlich. Es existiert großer Forschungsbedarf, um regionale und länderweite Auswirkungen von Zertifizierungen zu überprüfen. In den Tropen haben Zertifikate bislang kaum Wirkungen gezeigt, die Deforestation zu stoppen. Dennoch bilden Zertifikate in diesem Bereich eine prinzipielle Basis und haben geringes bis mittleres Potenzial für Mitigation in der Forstwirtschaft</li> </ul>	Gutierrez Garzon et al., 2020; Moog et al., 2015; Pattberg, 2005; Romero et al., 2017; van der Ven & Cashore, 2018
<b>Zertifizierung Integrierte Produktion (IP)</b>	Gering	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduktion des Pestizideinsatzes (integrierter Pflanzenschutz) in Acker-, Obst-, Weinbau und Gemüsebau, was aber weniger THG-relevant ist (im Vergleich zu Viehbesatz, Fütterungsintensität und zum N-Düngereinsatz, der im IP nur den Einschränkungen der konventionellen Landwirtschaft unterliegt)</li> <li>• Kombination traditioneller landw. Methoden und moderner Technologie (ohne EU-weit einheitlichen Rechtsrahmen)</li> </ul>	Lindenthal et al., 2010a, 2010b, 2010c; Theurl et al., 2014b; Muller & Schader, 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2020; EC, 2014; EU, 128, 2009
<b>Nachwachsende Rohstoffe im Kontext der Lebensmittelverarbeitung</b>			
<b>Stoffliche Nutzung:</b> Ersatz von erdöl-basierten durch kompostierbare Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen	Gering	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 3,0–3,5 % der Klimawirkung verpackter Lebensmittel entstehen durch die Verpackung</li> <li>• teilweise zusätzliche THG-Emissionen (durch Landnutzung), bei zusätzlichem Anbau bspw. für Stärke (Weizen, Mais und Kartoffeln) und Zellulose (Holz) für Verpackungserzeugung</li> <li>• bioabbaubare Kunststoffe sind kompostierbar, allerdings gegenwärtig unter komplexeren technischen Bedingungen</li> <li>• Sektor Industrie: Herstellung mit hoher Energieintensität</li> </ul>	Obersteiner & Pilz, 2020; BMVIT, 2018; Siracusa & Rosa, 2018; Piemonte & Gironi, 2012; Yates & Barlow, 2013
<b>Energetische Nutzung:</b> Biotreibstoffe	Keine bis gering	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bioenergiegewinnung für landwirtschaftliche Maschinen (Produktionsseite), Logistik (Konsumseite)</li> <li>• auf landwirtschaftlichen Flächen nicht extensiv (also mit mineralischer oder organischer N-Düngung) produzierte Bioenergie ist nicht CO<sub>2</sub>-neutral</li> <li>• nur im Falle von Abfallverwertung/kaskadischer Nutzung (Biogas) besteht Mitigationspotenzial</li> </ul>	Abschn. 5.2.1.1

Tab. 5.3 (Fortsetzung)

Bereiche und Maßnahme	THG-Mitigationspotenzial	Wirkungsweise (qualitative Beschreibung)	Quelle
<b>Konsumseitige Änderungen im Ernährungssystem und Ernährungsstil</b>			
<b>Konsum von Fleisch und tierischen Produkten (Details siehe 5.3.2.1)</b>	Mittel bis sehr hoch	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bedeutende nationale und globale Stellschraube durch die deutliche Reduktion des Fleischkonsums auch im Sinne einer gesunden Ernährung</li> <li>• Fleisch hat 5- bis 20-fach höhere THG-Emissionen je kg Produkt im Vergleich zu pflanzlichen Produkten (z. B. Brot, Hülsenfrüchte) mit ähnlichem Energiegehalt</li> </ul>	Hörtenhuber et al., 2010, 2011; Lindenthal et al., 2010a; Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Zamecnik et al., 2021; Lauk et al., 2022; Theurl, 2016
<b>Vermeidbarer Lebensmittelabfall (Details siehe 5.3.2.3)</b>	Mittel bis sehr hoch	<ul style="list-style-type: none"> <li>• In Österreich fallen rund 1 Mt/Jahr allein an vermeidbaren Lebensmittelabfällen an</li> <li>• durch die deutliche Reduktion der vermeidbaren Lebensmittelabfälle müssten 15–20 % weniger Lebensmittel produziert werden</li> </ul>	Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2018; Obersteiner und Luck, 2020
<b>Außer-Haus-Konsum (Details siehe 5.3.2.1)</b>	Mittel bis hoch	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduktion des Fleischverbrauchs und des Lebensmittelabfalls</li> <li>• Einsatz von biologischen, saisonalen und regionalen Lebensmitteln</li> </ul>	Rust et al., 2017; Wirz et al., 2018; Schlatzer & Lindenthal 2020
<b>Lebensmittelverarbeitung (Details siehe 5.3.2.1)</b>	Gering bis mittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduktion des Konsums von hoch verarbeiteten und klein verpackten Lebensmitteln (mit evtl. dann auch kurzer Lebensdauer) wie z. B. hochverarbeitete Produkte (Convenience), tiefgekühlte (auch nicht/kaum verarbeiteter) Produkte (z. B. Tiefkühlgemüse)</li> </ul>	Bussa et al., 2020; Garnett, 2011; Lindenthal et al., 2010a; Mejia et al., 2018; Theurl et al., 2011, 2017; Zamecnik et al., 2021
<b>Saisonaler Konsum (Details siehe 5.3.2.1)</b>	Gering bis mittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduktion des Konsums nicht saisonaler Lebensmittel, sofern mit großen Transportstrecken importiert (mit dem LKW z. B. aus Südeuropa und Osteuropa; oder gar mit dem Flugzeug)</li> <li>• Reduktion von nationalem, nicht saisonalem Gewächshausgemüse: keine Beheizung (im Winter) der Gewächshäuser bzw. Einsatz alternativer Energieträger und Anbau alternativer Wintergemüsekulturen</li> </ul>	Schlatzer & Lindenthal, 2020; Theurl, 2016; Theurl et al., 2017, 2014a; Zamecnik et al., 2021
<b>Lokale Bottom-up-Initiativen in urbanen Räumen</b>	Keine bis mittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Transport: THG-Reduktion durch ggf. effizientere oder kürzere Transportwege (Rebound-Effekte z. B. durch Transporte mit PKW möglich)</li> <li>• lokale Direktvermarktung über Community Supported Agriculture (CSA), Community Made Agriculture (CMA), Food-Coops, Selbsterntefelder, Gemeinschaftsgärten</li> <li>• Landwirtschaft: höhere Umweltstandards und standortgerechtere, reduzierte Anbauintensität</li> <li>• begrenzt zusätzliche Flächennutzung und geringerer Intensivierungsdruck auf bisherigen landw. Flächen</li> </ul>	Dietl, 2020; SAPEA, 2020; Landholm et al., 2019

landnutzungsbezogenen Emissionen und haben in Kap. 5 eine untergeordnete Rolle. Weitere Herausforderungen in Zusammenhang mit konsumseitigen Mitigationsstrategien, wie die Rolle von soziodemografischen, kulturellen und ökonomischen Faktoren, werden in Abschn. 5.3 dargestellt.

Tab. 5.2 bietet eine Zusammenfassung aktuell integrierter gesellschaftspolitischer Maßnahmen (Ökolabels, Zertifikate) und potenzieller Maßnahmen im Ernährungssystem (Verarbeitung und Ernährungsstil) sowie von diesbezüglichen THG-Mitigationspotenzialen und allgemeinen Wirkungsweisen, wobei Wechselwirkungen mit anderen Umweltindikatoren in Kap. 9 dargestellt sind. Die Literatur zeigt einen guten wissenschaftlichen Forschungsstand zu produktbezogenen Ökobilanzierungsstudien im Bereich Ernährung im österreichischen Kontext (Hörtenhuber et al., 2010; Lindenthal et al., 2010a; 2010c; Schlatzer & Lindenthal, 2020;

Theurl et al., 2014a; Zamecnik et al., 2021). Daher werden die Mitigationspotenziale im Ernährungssystem und Lebensstile in Abschn. 5.3.2 näher beschrieben.

### 5.3.2 Mitigation durch Änderung der Ernährung und Reduktion der Lebensmittelabfälle und -verluste

Die durch Änderungen des Ernährungsstils veränderte Nachfrage (z. B. nach mehr regionalen oder biologisch erzeugten Lebensmitteln) inklusive der Reduktion von Lebensmittelabfällen und -verlusten hat einen starken Einfluss auf zukünftige THG-Emissionen aus der dadurch veränderten Nahrungsmittelproduktion (z. B. die Ausweitung der biologischen Landwirtschaft; APCC, 2014; Lee et al., 2019; Popp

et al., 2010; Stehfest et al., 2009; Umweltbundesamt, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem weist die Reduktion der Lebensmittelabfälle weitere hohe Mitigationspotenziale auf (Kammerlander et al., 2018; Obersteiner & Luck, 2020; Scherhauser et al., 2018).

Das gesamte produktionsseitige Ernährungssystem, das neben der Landwirtschaft (inkl. Vorleistungen für die Düngemittel- und Futtermittelproduktion) die Verarbeitung, Transport, Lagerung bzw. Kühlung von Lebensmitteln umfasst, ist weltweit für 21–37 % (IPCC, 2019b) resp. 19–29 % (UN, 2019) aller anthropogenen THG-Emissionen verantwortlich. In Österreich trägt das produktionsseitige Ernährungssystem (ohne den Heimtransport vom Kaufort sowie der durch Zubereitung der Lebensmittel assoziierten THG) mit rund 1.250–1.850 kg CO<sub>2</sub>e/Person/Jahr (De Schutter et al., 2015; Lindenthal & Schlatzer, 2020; Wolbart, 2019) zu ca. 20–30 % der gesamten THG-Emissionen bei (APCC, 2014; De Schutter et al., 2015; Lindenthal & Schlatzer, 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Mehr als 20 % der ernährungsbedingten THG-Emissionen von 1.250 bis 1.850 kg CO<sub>2</sub>e/Person/Jahr können durch indirekte Landnutzungsänderungen in anderen Ländern verursacht werden (Sandström et al., 2018).

### 5.3.2.1 Wege zur Reduktion der Treibhausgasemissionen im individuellen Ernährungsstil

Ein Ernährungsstil, der vorwiegend auf der Nachfrage nach pflanzlichen sowie biologisch erzeugten, weitgehend regional und saisonal bezogenen Produkten beruht, hat erhebliche THG-Einsparungen in Österreich bzw. generell besonders in den Industrieländern zur Folge (Aleksandrowicz et al., 2016; Alexander et al., 2016; APCC, 2014; IPCC, 2019b; Kirchengast et al., 2019; Meier & Christen, 2013; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Wolbart, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Laut IPCC (2019b) liegt das mit sehr hoher Konfidenz bewertete Minderungspotenzial von Ernährungsumstellungen auf globaler Ebene bis 2050 bei 2,7–6,4 Gt CO<sub>2</sub>e/Jahr für die bewerteten Ernährungsweisen. Dabei fallen vor allem die z. T. sehr hohen THG-Emissionen durch die Nutztierhaltung ins Gewicht (Theurl et al., 2020; van Hal et al., 2019; Zanten et al., 2018).

Ernährungsstile werden von einer Reihe von Parametern beeinflusst, u. a. von Preisen, persönlichen Werten, Gewohnheiten, Angeboten, Qualität und Marketing (Abschn. 5.3.3). In den folgenden Abschnitten werden jene Bereiche mit den höchsten Potenzialen zur Emissionsreduktion durch Ernährung in absteigender Bedeutung dargestellt.

### Reduktion des Konsums von Fleisch und anderen tierischen Produkten

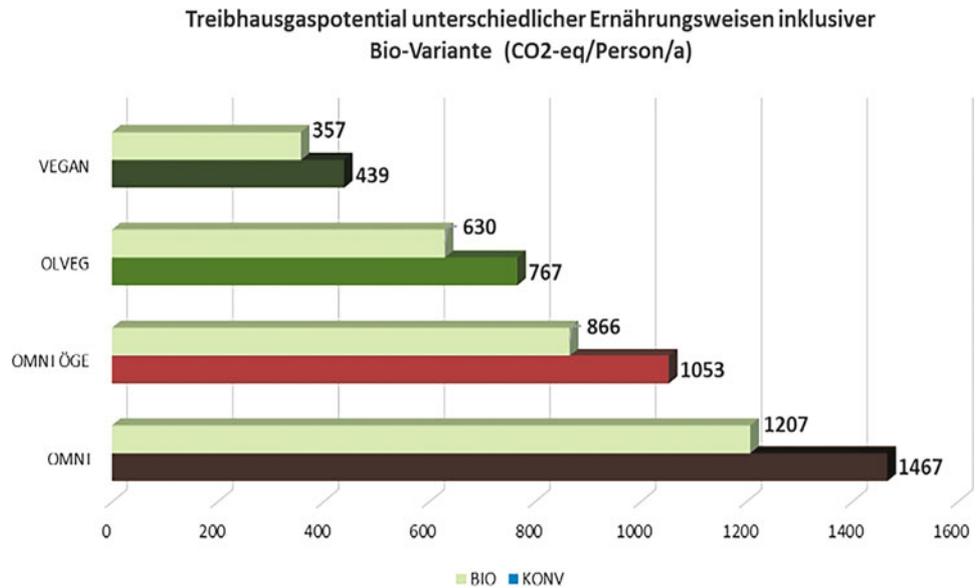
Die deutliche Reduktion des Fleischkonsums (z. B. durch eine stärker pflanzenbetonte oder vegetarische Ernährungsweise) hat neben der deutlichen Reduktion der vermeidbaren Lebensmittelabfälle das höchste Mitigationspotenzial der konsumseitigen Strategien im Bereich Ernährung (Aleksandrowicz et al., 2016; Godfray et al., 2018; Grandl et al., 2013; IPCC, 2019b; Ivanova et al., 2020; Lauk et al., 2022; Poore & Nemecek, 2018; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Springmann et al., 2016; Theurl et al., 2020; Zamecnik et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Daher ist die Reduktion des Fleischkonsums eine der zentralen Maßnahmen, um die durch die Ernährung erzeugten THG-Emissionen zu senken (González et al., 2011; Ivanova et al., 2020; Kirchengast et al., 2019; Lemken et al., 2018; Steinfeld et al., 2006; Willett et al., 2019; Wirz, et al., 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Das gilt insbesondere auch für Österreich und resultiert aus den großen Mengen Fleisch, die pro Kopf konsumiert werden und für zwei Drittel der nahrungsmittelbedingten THG-Emissionen verantwortlich sind (Steinfeld et al., 2006; Umweltbundesamt, 2015). 2020 lag der Fleischverbrauch bei 90,8 kg Fleisch/Kopf/Jahr (Rind, Kalb, Schwein und Geflügel; brutto). Das entspricht einem Verzehr von 60,5 kg Fleisch/Kopf/Jahr netto (ohne Knochen, Sehnen und sonstige, nicht verzehrte Gewebe; Statistik Austria, 2019). Damit liegt Österreich oberhalb des durchschnittlichen Fleischverbrauchs der EU von rund 80 kg/Kopf (OECD & FAO, 2019).

Studien zu den unterschiedlichen Ernährungsweisen in Österreich zeigen, dass eine Ernährung mit einem geringen Anteil an Fleisch (nach ÖGE, 2020 und DGE, 2017 werden max. lediglich 22 kg/Person/Jahr empfohlen) einen THG-Einsparungseffekt von –28 % der ernährungsassoziierten THG-Emissionen aufweist (Abb. 5.4; siehe auch De Schutter & Bruckner, 2016). Ovo-lacto-vegetarische sowie vegane Ernährungsweisen bringen, gemäß neuen Berechnungen, mit –48 bzw. –70 % THG-Reduktion die mit Abstand größte Mitigationwirkung mit sich (Abb. 5.4, siehe auch Wolbart, 2019). Das deckt sich mit den vom IPCC (2019b) zusammengestellten Mitigationspotenzialen verschiedener Ernährungsstile für die globale Ebene.

Das hohe Mitigationspotenzial einer Reduktion des Fleischkonsums (in Österreich am höchsten bei Rindfleisch, am niedrigsten bei Hühnerfleisch; Schlatzer & Lindenthal, 2020) resultiert auch aus den 5- bis 20-fach höheren THG-Emissionen je kg, die Fleisch im Vergleich zu pflanzlichen Produkten (z. B. Brot, Hülsenfrüchte) mit einem ähnlichen Energiegehalt aufweist (Hörtenhuber et al., 2010, 2011; Lindenthal et al., 2010a; Muller et al., 2017; Wirz, et al., 2018; Zamecnik et al., 2021) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Extensive bis mittelintensive Weidewirtschaft

**Abb. 5.4** Treibhausgasbilanz der durchschnittlichen sowie der modellierten omnivoren, ovo-lacto-vegetarischen sowie veganen Ernährungsweise: *OMNI (dunkelrot)* = omnivor resp. durchschnittliche Ernährung in Österreich, *OMNI ÖGE (rot)* = gemäß Empfehlungen der ÖGE, *OLVEG (grün)* = ovo-lacto-vegetarisch nach ovo-lacto-vegetarischer Gießener Ernährungspyramide, *VEGAN (dunkelgrün)* = gemäß veganer Gießener Ernährungspyramide, jeweilige *BIOVARIANTEN* = *hellgrün*; CO<sub>2</sub>e = alle anfallenden THG (CO<sub>2</sub>, Methan, Lachgas) aus dem gesamten Ernährungssystem summiert. (Schlatzer & Lindenthal, 2020)



(Rinder- und Schafhaltung) bzw. eine nachhaltige Dauergrünlandbewirtschaftung nehmen aus Sicht einer breiteren Nachhaltigkeitsbewertung eine Sonderrolle ein. Diese Form der Tierhaltung hat eine wichtige Bedeutung für die nationale und globale Ernährungssicherung, sowie auch für das Tierwohl (im Vergleich zur intensiven Rinder- und Lämmermast), für die Biodiversität, für den Boden- und Gewässerschutz sowie für die Reduktion von Spill-Over-Effekten in andere Länder durch Kraftfutterimporte – dies alles im Vergleich zur intensiven Rindermast (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Wagner & Helmich, 2011; Zamecnik et al., 2021). Im Kontext mit Ernährungssicherung stehen hierbei auch der Verzicht und die Reduktion der Verfütterung von Lebensmitteln (wie Getreide) an Nutztiere. Auch bei einem Vergleich pro Einheit Protein zeigt sich eine 4- bis 20-fach höhere Effizienz bzw. geringere THG-Emissionen von pflanzlichen Nahrungsmitteln gegenüber tierischen Produkten (González et al., 2011). Dieser Effizienzvorteil reduziert sich etwas bei Gemüse, das in – in der Regel mit fossilen Energieträgern – beheizten Gewächshäusern angebaut oder weit transportiert wird (Theurl et al., 2014a).

Anhand des Fleischkonsums zeigt sich deutlich, wie eng Konsummuster und landwirtschaftliche Produktion zusammenhängen (Lauk et al., 2022; Lindenthal & Schlatzer, 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2020, 2018; Theurl et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Umgekehrt ist eine theoretische Begrenzung der Fleischproduktion auf Weidehaltung, andere sonst nicht nutzbare Nährstoffströme oder die Nutzung primär heimischer Futterressourcen gleichermaßen mit einer Reduktion der Tierbestände und reduzierten Anteilen tierischer Produkte in der menschlichen Ernährung verbunden (Schader et al., 2015; Abschn. 5.2). Ein deutlich reduzierter Fleischkonsum senkt zudem den Bedarf an Futtergetreide und Futtermittelpflanzen, sodass

deutlich mehr Fläche für pflanzliche Lebensmittel zur Verfügung stünde. Das würde wiederum den Intensivierungsdruck auf die Landwirtschaft senken und somit prinzipiell auch eine Ausweitung des flächenintensiveren Biolandbaus und andere Extensivierungsmaßnahmen sowie Ausweitung ökologischer Ausgleichsflächen (Erb et al., 2016; Theurl et al., 2020) ermöglichen oder das globale Bioenergiepotenzial erhöhen (Erb et al., 2012; Haberl et al., 2011; Kalt et al., 2020) – allerdings mit der Einschränkung, dass auch der Flächenbedarf für die Nahrungsmittelproduktion durch sich ändernde Klimabedingungen und Bevölkerungszunahme steigen wird (Kirchengast, et al., 2019; Lindenthal & Schlatzer, 2020; Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2018). So ergibt sich durch eine gesündere, pflanzenbetonte und klimafreundlichere Ernährung auch ein Synergieeffekt für die Ernährungssicherheit, indem der Flächenbedarf für Futtermittelproduktion reduziert wird (Schlatzer & Lindenthal, 2020, 2018; Thaler et al., 2015; Zessner et al., 2011).

Wie bereits in Abschn. 5.2.1.2 angesprochen, sind auch Art und Menge der eingesetzten Futtermittel eine wesentliche Stellschraube hinsichtlich der Reduktion von mit dem Fleischkonsum zusammenhängenden THG-Emissionen (Theurl et al., 2020). So könnten entsprechend der Kreislaufwirtschaft verstärkt einheimische bzw. mitteleuropäische Eiweißfuttermittel und ein erhöhter Anteil von industriellen Abfällen (aus Stärkeproduktion, Lebensmittelindustrie etc.) in der Fütterung eingesetzt werden (van Hal et al., 2019; Zanzen et al., 2018).

#### Steigerung des Konsums von Bioprodukten

Der verstärkte Konsum von österreichischen Bioprodukten hat ein mittleres Mitigationspotenzial [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]: Pflanzliche Produkte aus biolo-

gischer Landwirtschaft in Österreich weisen im Vergleich zu konventionellen pflanzlichen Produkten vielfach zwischen 10–35 % geringere CO<sub>2</sub>e-Emissionen pro kg Produkt (BMNT, 2017; Lindenthal et al., 2010a; Wirz, et al., 2018; Zamecnik et al., 2021) auf [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Schweinefleisch und Hühnerfleisch aus biologischer Landwirtschaft in Österreich weisen vielfach um 30–50 % geringere THG-Emissionen pro kg im Vergleich zu konventionellen Produkten auf (Lauk et al., 2022; Lindenthal, 2019; Wirz, et al., 2018; Zamecnik et al., 2021) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Insgesamt, und wie in Abschn. 5.1.1 beschrieben, weist der Bioackerbau rund 30–60 % geringere CO<sub>2</sub>e-Emissionen/ha im Vergleich zu konventioneller Landwirtschaft auf (Groier et al., 2017; Meier et al., 2015; Niggli et al., 2009, 2007; Wirz, et al., 2018).

Bei internationalen (und teilweise auch bei nationalen) Bioprodukten sind diese Vorteile bei pflanzlichen und tierischen Bioprodukten bei der Bezugsbasis CO<sub>2</sub>e/kg Produkt (oder Ertragsgut) oft weniger ausgeprägt bzw. keine Unterschiede vorhanden. Denn die Betrachtung der Produkteinheit belohnt einerseits intensive(re) Produktionsformen der konventionellen Landwirtschaft (hohe Erträge reduzieren im Zuge der LCA die Menge an CO<sub>2</sub>e/kg Ertragsgut), was die negativen Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität und Gewässer u. a. ausklammert (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Sanders & Heß, 2019; Schlatzer & Lindenthal, 2018). Andererseits ignoriert die Bezugsbasis Produkteinheit die Priorität der Fläche als Ausgangspunkt einer nachhaltigen Landwirtschaft, die Endlichkeit der landwirtschaftlichen Fläche bzw. des fruchtbaren Bodens und Notwendigkeit deren nachhaltiger Nutzung (Lindenthal & Schlatzer 2020, 2018). Daher sind nicht die Produktmengen an den gegenwärtigen, nicht nachhaltigen Konsummustern wie dem zu hohen Fleischkonsum und der Verschwendung von ca. 33 % der produzierten Lebensmittel (Pladerer & Hietler, 2019; Stenmarck et al., 2016) auszurichten. Vielmehr bedarf es

- der Anpassung der Konsummuster an die limitierten landwirtschaftlichen Flächen (und damit v. a. der deutlichen Reduktion des Fleischkonsums und der vermeidbaren Lebensmittelabfälle) und
- der nachhaltigen Nutzung der Flächen entsprechend dem umfangreichen Wissen zur nachhaltigen (u. a. bodenfruchtbarkeits- und biodiversitätsfördernden und gewässerschonenden) Landwirtschaft.

Zudem führt der Konsum von biologisch erzeugten Lebensmitteln (auch aufgrund höherer Biofleischpreise und höherem Gesundheitsbewusstsein) häufig zu geringerem Fleischkonsum und damit zu einem zusätzlichen Mitigationspotenzial (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2018) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

### **Steigerung des Konsums saisonaler und regionaler Lebensmittel**

Der verstärkte Konsum von Lebensmitteln aus der Region (Definition siehe Glossar), ebenso wie der Konsum von saisonalen Lebensmitteln, haben in der Regel ein niedriges bis mittleres Mitigationspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]: Regionale Produkte haben zwar aufgrund kürzerer Transporte in der Regel geringere CO<sub>2</sub>e-Emissionen/kg Produkt; der Transport macht bei nationalen Produkten vielfach nur 50–100 g CO<sub>2</sub>/kg an den THG-Gesamtemissionen des Produkts aus, das entspricht 2–5 % (tierische Produkte) bzw. 7–50 % (pflanzliche Produkte; Lindenthal et al., 2010a; Theurl et al., 2014a; Theurl et al., 2017; Zamecnik et al., 2021). Bei nicht regionalen Produkten oder bei Lebensmitteln, die aus Südeuropa und Osteuropa (mit langen LKW-Stecken) oder transkontinental importiert werden, sind die Transportemissionen mit mindestens 200–300 g CO<sub>2</sub>/kg deutlich höher (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Theurl et al., 2014a; Zamecnik et al., 2021), und noch um ein Vielfaches höher im Fall von per Flugzeug importierten Lebensmitteln (wobei diese nur einen sehr geringen Teil der in Österreich konsumierten Lebensmittel ausmachen). Prozentuell betrachtet betragen die CO<sub>2</sub>e-Einsparungen regionaler gegenüber aus Mitteleuropa importierter Produkte 0,5–3 % der CO<sub>2</sub>e-Emissionen (pro kg Produkt) bei tierischen und 5–20 % bei pflanzlichen Produkten (Hörtenhuber et al., 2010; Lindenthal et al., 2010a; Zamecnik et al., 2021). Nichtsaisonale Lebensmittel weisen infolge häufig langer LKW-Transporte oder durch die Beheizung von Glashäusern im Inland Gesamtemissionen bis zu 1.000 g CO<sub>2</sub>e/kg Produkt auf, was in Relation zu saisonalen Produkten um das 2–10-fach höhere THG-Emissionen darstellt (APCC, 2014; Jungbluth, 2010; Theurl et al., 2014a; 2020; Zamecnik et al., 2021). Bei solchen nichtsaisonalen Lebensmitteln machen Transport oder Beheizung 25–90 % der gesamten THG-Emissionen aus (Theurl et al., 2017). Die THG-Emissionen von saisonalem Gemüse und Obst sind mit 100–250 g/kg Produkt deutlich geringer (Lindenthal et al., 2010a; Theurl et al., 2014a; Zamecnik et al., 2021). Regionale Produkte bergen zudem indirekte Mitigationspotenziale, da sie zum einen saisonale Ernährung verstärken und zum anderen die Lebensmittelverschwendung deutlich reduzieren können, wie Setti et al. (2016) bei Verbraucher\_innen von Gemüse in Italien zeigten.

### **Reduktion des Konsums von hoch verarbeiteten und klein verpackten Lebensmitteln**

Der Konsum hoch verarbeiteter und in kleinen Portionsgrößen verpackter Lebensmittel (z. B. tiefgekühlter Cremespinat, abgepackte Pflücksalate) kann einerseits durch die intensivere Verarbeitung und andererseits durch vermehrten Verpackungsmüll zu einer Verdoppelung der THG-Emissionen pro Einheit beitragen (Theurl et al., 2017). Generell führen

hoch verarbeitete Lebensmittel (unabhängig von der Verpackung) zu deutlich erhöhten THG-Emissionen, einerseits durch die Verarbeitung und andererseits durch die Lagerung (z. B. Tiefkühlung und wieder Aufbacken/Zubereiten; Bussa et al., 2020; Mejia et al., 2018; Theurl et al., 2011; Theurl, 2016, Zamecnik et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Mitigationspotenzial durch die Reduktion von Verpackungsmaterial wird in Relation zu den anderen erwähnten Maßnahmen jedoch in der Regel als gering eingeschätzt. Dies auch deshalb, da die Schutzfunktion von Verpackungen je nach Produkt und abgepackter Menge dazu beitragen kann, dass durch gesteigerte Haltbarkeit Lebensmittelabfälle reduziert werden, sodass die vermiedenen Lebensmittelabfälle die THG-Emissionen des Verpackungsaufwandes überwiegen können (Obersteiner & Pilz, 2020). Insgesamt lässt die Datenlage zu diesem Bereich für Österreich aber noch keine genaueren Aussagen zu, die jedoch aufgrund der Zunahme der Nachfrage nach Convenienceprodukten (Statista, 2022) von großer Bedeutung wären.

### 5.3.2.2 Reduktion der THG-Emissionen im Außer-Haus-Konsum

Mitigationsmaßnahmen im Außer-Haus-Konsum kommen insbesondere aufgrund der steigenden Menge der außer Haus konsumierten Mahlzeiten (Rust et al., 2017) eine besondere Bedeutung zu. Im Bereich Gastronomie, Kantinen und Großküchen werden folgende Maßnahmen mit mittlerem bis hohem Mitigationspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] aus der Literatur abgeleitet:

1. **Reduktion des Fleischverbrauches** (s. oben) in der Gemeinschaftsverpflegung und der Gastronomie: Reduktion der Frequenz des Angebots von Fleischgerichten und Fleischportionen, Vergünstigung von vegetarischen Gerichten, Veggie-Day (u. a. als betriebliche Maßnahme), Labels für Fleisch (u. a. aus tiergerechter Haltung, mit artgemäßer Fütterung ohne Soja aus Südamerika; aus regionaler Erzeugung etc.; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Theurl et al., 2014a)
2. **Verstärkter Einsatz von biologischen, saisonalen und regionalen Lebensmitteln** (s. oben) bei Menüs und der Getränkeauswahl, u. a. auch durch preisliche Stützung oder Vergünstigungen dieser Lebensmittel (Lindenthal & Schlatzer 2020)
3. **Reduktion des Lebensmittelabfalls im Außer-Haus-Konsum** (s. unten), u. a. über kleinere Portionen sowie auch über Labels wie z. B. das Österreichische Umweltzeichen (Obersteiner & Luck, 2020). Dem kommt besondere Bedeutung zu, da das Aufkommen der (vermeidbaren) Lebensmittelabfälle hier gleich an zweiter Stelle hinter dem Lebensmittelabfall auf Haushaltsebene kommt (Abb. 5.5)

### 5.3.2.3 Emissionsminderungsmaßnahmen durch die Reduktion der Lebensmittelabfälle

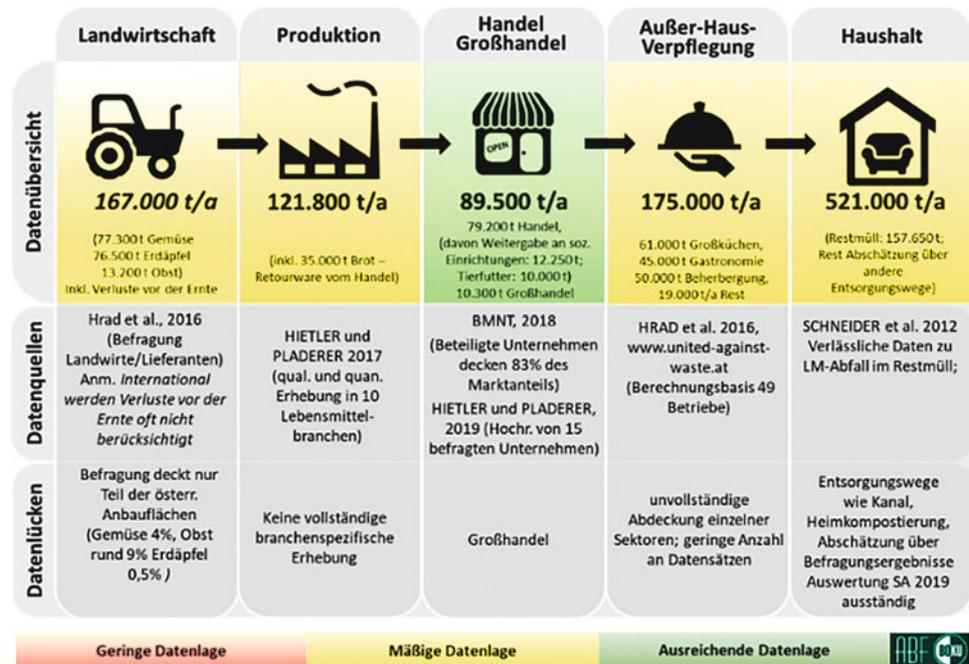
Die deutliche Reduktion (um jedenfalls 50 %) der vermeidbaren Lebensmittelabfälle im gesamten Lebenszyklus (von der Produktion bis zum Konsum) hat neben der Reduktion des Fleischkonsums das höchste Mitigationspotenzial aller konsumseitigen Strategien im Bereich Ernährung (Muller et al., 2017; Scherhauser et al., 2018; Schlatzer & Lindenthal, 2018; Winkler & Aschemann, 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei ist der Konsum privater Haushalte für 50 % der vermeidbaren Lebensmittelabfälle verantwortlich (Obersteiner & Luck, 2020; Abb. 5.5). Durch die Reduktion dieser Lebensmittelabfälle müssten 15–20 % weniger Lebensmittel produziert werden (Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2018), woraus sich ein aliquotes Mitigationspotenzial ergibt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Europa können 186 Mio. t CO<sub>2</sub>e auf Lebensmittelabfälle zurückgeführt werden, womit sie einen Anteil von 15,7 % der THG-Emissionen der gesamten Lebensmittelversorgungskette ausmachen (Scherhauser et al., 2018), in Österreich sind es 1 Mio. t/Jahr allein an vermeidbaren Lebensmittelabfällen, eine Berechnung der daraus resultierenden CO<sub>2</sub>e über die gesamte Versorgungskette ist für Österreich bisher nicht erfolgt (Obersteiner & Luck, 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Scherhauser et al. (2018) berechneten für Europa, dass 1,25 kg Lebensmittel produziert werden müssen, damit ein/e Verbraucher\_in 1 kg Lebensmittel essen kann. Dies entspricht einem Gesamtverlust von 18,4 % entlang der gesamten Lebensmittelversorgungskette. Vor allem bei Fleisch- und Milchprodukten würde eine Reduktion der Abfälle die Umweltauswirkungen erheblich verringern: Trotz der vergleichsweise geringen Masseanteile (von nur 27 % auf europäischer Ebene) dieser Produkte im Lebensmittelabfall (Hrad et al., 2016; Lebersorger & Schneider, 2014; Schneider et al., 2012) machen sie über 69 % der gesamten THG-Emissionen der Lebensmittelabfälle aus.

Ähnlich wie auf internationaler Ebene (FAO, 2011; Obersteiner & Luck, 2020; Stenmarck et al., 2016) fällt auch in Österreich ein großer Teil (ca. 500.000 t) in Haushalten an (Abb. 5.5; Obersteiner & Luck, 2020). Obwohl dieser Ebene damit besondere Bedeutung zukommt, konnten bisherige Initiativen jedoch keine Verminderung des Lebensmittelabfallaufkommens auf Haushaltsebene erkennen lassen. Auch groß angelegte Initiativen wie das im Jahr 2016 über „Mutter Erde“ lancierte Schwerpunktthema im ORF mit über 310 Beiträgen, welches in Summe 3,9 Mio. Menschen erreichte (www.muttererde.at), zeigte keine messbaren Effekte. Statistisch repräsentative Restmüllanalysen für die Jahre 2018/2019 (Beigl, 2020) zeigten mit 26 kg/Person/Jahr bzw. 16 % am gesamten Restmüllaufkommen sogar ein hö-

**Abb. 5.5** Aufkommen der (vermeidbaren) Lebensmittelabfälle in Österreich in den verschiedenen Bereichen des Ernährungssystems. (Quelle: Obersteiner & Luck, 2020)

## Aufkommen (vermeidbare) Lebensmittelabfälle in Österreich



heres Aufkommen an vermeidbaren Lebensmittelabfällen als jenes im Vergleichsjahr 2010/2011 (Schneider et al., 2012) mit 19 kg/Person/Jahr.

In der Landwirtschaft fallen einwandfrei genießbare Erntegüter, die in der Produktion hohe CO<sub>2</sub>e-Emissionen verursachen, als Lebensmittelabfälle an – je nach äußeren Umständen (z. B. Witterungsbedingungen) und produktspezifisch (z. B. Kulturart und Ernteverfahren) in sehr unterschiedlichen, im Durchschnitt aber großen Mengen (167.000 t/Jahr, Abb. 5.5). Unter anderem werden Produkte nicht geerntet und verbleiben am Feld, wobei rund ein Drittel dieser Ernteverluste einwandfrei genießbar wären, aber z. B. nicht den gängigen Marktkriterien entsprechen (Obersteiner & Sacher, 2019). Die Nutzung dieser für Nahrungszwecke gut verwendbaren Lebensmittelabfälle würde THG-Emissionen reduzieren, da damit weniger zusätzliche Lebensmittel produziert werden müssten. Maßnahmen zur Nutzung dieser Produkte wie Nachernte-Netzwerke oder der Verkauf von sog. „Wunderlingen“ sind prinzipiell vorhanden (Obersteiner & Sacher, 2019), werden aber nur in sehr kleinen Maßstäben umgesetzt.

In der Außer-Haus-Verpflegung müssen Maßnahmen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen auf die Anfallsorte der Lebensmittelabfälle in den unterschiedlichen Kategorien wie Großküchen, Restaurants oder Catering abgestimmt sein (Hrad et al., 2019, 2016; Obersteiner & Sacher, 2019). Eine einfach umsetzbare Maßnahme ist hier, Anreize zur individuellen Anpassung der Portionsgröße zu setzen (z. B. kleinere Portionen zu geringerem Preis, Abrechnung nach Gewicht am Buffet in der Kantine). Die in Österreich in der Außer-

Haus-Verpflegung anfallenden Lebensmittelabfälle verursachen zusammen 360.000 t CO<sub>2</sub>e/Jahr (Schranzhofer et al., 2015) bis 400.000 t CO<sub>2</sub>e/Jahr (Kammerlander et al., 2018). Das zeigt das große Mitigationspotenzial durch die Reduktion von Nahrungsmittelabfällen in den (Groß-)Küchen (Hrad et al., 2016; Kammerlander et al., 2018; Obersteiner & Pilz, 2020; Schranzhofer et al., 2015) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

### 5.3.3 Herausforderungen konsumseitiger Mitigationsstrategien

Die Potenziale konsumseitiger Mitigationsmaßnahmen sind an eine breite und diverse Gruppe von Akteur\_innen geknüpft und hängen – wenn auch nicht ausschließlich – mit der Erreichbarkeit der Konsument\_innen und deren Ernährungsverhalten zusammen. Dies ist beeinflusst von Normen, Werten, Präferenzen und (infra-)strukturellen Faktoren (hierunter fallen auch Faktoren, die zumeist außerhalb des Einflussbereichs der/des einzelnen Konsument\_in liegen, wie Entscheidungsstrukturen im vorgelagerten Bereich der Lebensmittelwertschöpfungskette (Creutzig et al., 2016; Fuchs et al., 2016; Nyborg et al., 2016), von Wissen, Bewusstsein und ökonomischen Faktoren (Brunner, 2014; Münster et al., 2009), sowie indirekt durch soziodemografische Faktoren (Moser & Kleinhückelkotten, 2018; van Geffen et al., 2016; Niamir et al., 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So können sozio-ökonomische Faktoren wie bspw. Bildung einen starken Einfluss auf die praktische Effektivität

konsumseitiger Strategien bzw. Maßnahmen zur Klimawandel-minderung und Implikationen auf ökologische Parameter haben (Niamir et al., 2020; Stoddard et al., 2021).

Während verhaltensspezifische Änderungen meist mittel- und langfristig umzusetzen sind, scheint das Mitigationspotenzial über entsprechende Wissensvermittlung bereits kurzfristig wirksam (siehe hierzu auch Abschn. 6.6.1; Obersteiner & Luck, 2020; Obersteiner & Pilz, 2020; Plumb et al., 2013; Quested et al., 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So könnten an Konsumententypen angepasste Maßnahmen zur Lebensmittelabfallvermeidung wirksam eingesetzt werden (Schwödt & Obersteiner, 2019). Dabei hat auch der Einzelhandel bei der Verbreitung von Vermeidungsmaßnahmen eine wichtige Rolle, z. B. über Social-Media-Kanäle und Magazinbeiträge (Schwödt & Obersteiner, 2019; Young et al., 2017).

Zusätzlich zu der Beeinflussung des Verhaltens durch externe Faktoren spielen Werte eine wesentliche Rolle. Normen und Praktiken beeinflussen, inwiefern Möglichkeiten genutzt werden (Creutzig et al., 2016; Nyborg et al., 2016), sodass Verhaltensänderungen zu einer Reduktion nachfrage-seitiger THG-Emissionen führen. In diesem Kontext haben auch Schlüsselpersonen (bekannte Persönlichkeiten, Influencer) eine wichtige Bedeutung.

Bei der Gegenüberstellung der Mitigationspotenziale ist jedoch zu beachten, dass in den Studien oftmals keine einheitlichen Bezugsbasen (THG-Emissionen je kg Produkt, pro Protein, je kWh oder MJ Energie) und methodische Zugänge (wie Systemgrenzen und Allokationen) verwendet werden [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung] (Abschn. 2.6, 2.7). Eine weitere Herausforderung besteht darin, dass vielfach die THG-Bilanzen als CO<sub>2</sub>e-Emissionen pro kg Produkt gerechnet werden. Diese Bezugsseinheit wird in jüngeren Arbeiten aus ökologischen und gesamtheitlichen Nachhaltigkeitsaspekten (u. a. mit Zielrichtung auf nachhaltige Bedürfnisstrukturen und einen nachhaltigen Ernährungsstil) stark hinterfragt (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Sanders & Heß, 2019; Schlatzer & Lindenthal, 2018).

## 5.4 Forschungsbedarf und Ausblick

Eine breite Implementierung von Mitigationsmaßnahmen setzt die Kenntnis ihrer Wirkung unter variierenden Bedingungen (standörtliche, Interaktionen mit Nutzungsaspekten, Beziehungen zu Landnutzungsfunktionen und anderen Umweltwirkungen, sozio-ökonomische Folgen der Umsetzung, etc.) voraus. Vielfach wird eine kurz- und mittelfristige Implementierung durch das Fehlen valider Informationen behindert. Die Behebung dieser Wissensdefizite verlangt eine entsprechende strategische Ausrichtung von Forschungsaktivitäten und Wissenstransfer. Entsprechende Forschungsprogramme sind auf die regionsspezifischen Bedingungen

abzustimmen und in partizipativen Verfahren in einer Kooperation von Wissenschaft, Praxis und Beratung zu erarbeiten.

In der agrarischen Landnutzung besteht Forschungsbedarf insbesondere hinsichtlich der THG-Reduktion sowie der nachhaltigen Steigerung des Kohlenstoffvorrats und der Wasserhaltekapazität in den Böden. Eine Fokussierung sollte diesbezüglich auf folgenden Themenfeldern liegen (siehe dazu Abschn. 5.1.1):

- Potenzial der Kombination technisch-biologischer Bodenbearbeitungsverfahren in Hinblick auf THG-Emissionen und agrarökologisch relevante Bodeneigenschaften (kurz- und mittelfristig wirksam).
- Effekte systemischer pflanzenbaulicher Maßnahmen sowie der Integration von Agroforstsystemen auf die Biomasseproduktion und die Stickstoffversorgung sowie Auswirkungen auf THG-Emissionen, Humus- und Wasserhaushalt; diesbezüglich Fokussierung auf transdisziplinäre Forschungskonzepte und partizipative Ansätze zur Umsetzung (mittel- und langfristig wirksam).
- Potenzielle Mitigationseffekte von Techniken der „Precision Agriculture“ sind nicht nur individuell, sondern im Verbund mit systemischen Maßnahmen zu bewerten. Besonderer Forschungsbedarf besteht zu den diesbezüglichen Langzeitfolgen und den praktischen Anwendungspotenzialen. Dies gilt auch für neuartige landwirtschaftliche Produktionssysteme wie bspw. „Vertical Farming“.
- Bewertung potenzieller Maßnahmen in den Bereichen Zucht, Haltung und Fütterung zur Reduktion der THG-Emissionen der Nutztierhaltung unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit anderen relevanten Faktoren bzw. Systemelementen. In diesem Kontext ist die Koppelung des Dauergrünlands an die Tierhaltung zur berücksichtigen: Den THG-Emissionen stehen Beiträge der Grünlandbewirtschaftung zur ressourcenschonenden Ernährung und die Erbringung wichtiger Ökosystemleistungen gegenüber (je nach Faktor kurz-, mittel- und langfristig wirksam).
- Potenzial von partizipativ konzipierten Programmen zur Förderung der Umsetzung von Maßnahmen zur THG-Reduktion und zur Optimierung des Humus- und Wasserhaushalts in den landwirtschaftlichen Betrieben; Bildungsprogramme und betriebswirtschaftliche Anreizsysteme sind dabei jedenfalls zu berücksichtigen (mittel- und langfristig wirksam).

Bezüglich bodenassoziierten Mitigationsoptionen sind Ergebnisse aus Untersuchungen häufig nur über Langzeitversuche interpretierbar, da sich die Anpassungsprozesse im Boden erst über einen längeren Zeitraum einstellen.

In Bezug auf die Waldbewirtschaftung besteht generell weiterhin Forschungsbedarf dort, wo es zwar international

überzeugende Befunde gibt, diese sich aber nicht auf die spezielle Situation in Österreich umlegen lassen. Die Mobilisierung in Verbindung mit der Eigentümerstruktur ist etwa eine große Herausforderung, wo es Vorschläge braucht, wie damit umgegangen werden kann.

- Es besteht dringender Forschungsbedarf zu Maßnahmen, mit welchen sowohl die Waldbewirtschaftung als auch der Holzeinsatz optimiert werden können, um die Senkenleistung des waldbasierten Sektors zu erhöhen.
- Quantifizierung von Maßnahmen hinsichtlich ihrer jeweiligen Senkenleistung entlang des gesamten waldbasierten Sektors.
- Metastudie zu Effekten von Maßnahmen (auch in Verbindung mit anderen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen sowie ökosystemaren Leistungen).
- Klärung, wie die vorgeschlagenen Maßnahmen zeitlich gestaffelt und miteinander kombiniert werden können, um so maximale Effizienz und Synergien zu nutzen.
- Bewertung der Maßnahmen in Bezug auf ihre zeitliche Wirkung (kurz-/mittel-/langfristig).
- In Bezug auf Holzprodukte und stoffliche Nutzung besteht besonderer Forschungsbedarf im Bereich der Erforschung von Möglichkeiten zur Verlängerung der Halbwertszeiten (Lebensdauern) von langlebigen Holzprodukten, um die Speicherdauer des Kohlenstoffs in Holzprodukten zu erhöhen.

Im Bereich der der Standorte mit besonderen Herausforderungen besteht großer Forschungsbedarf insbesondere in der Datenverfügbarkeit zur besseren Einschätzung der Mitigationspotenziale. Das betrifft insbesondere folgende Bereiche:

- Es ist notwendig, die Fläche und das Volumen der organischen Böden zu kartieren bzw. zu modellieren.
- Es ist notwendig, Gasflussmessungen auf ungenutzten und genutzten organischen Böden durchzuführen, um Emissionsfaktoren zu gewinnen, die die Rolle dieser Böden im nationalen THG-Budget genauer quantifizieren.
- Das Verhalten und die Reaktion von bewirtschafteten und naturnahen organischen Böden auf den Klimawandel in Hinblick auf deren THG-Budget, Produktionskapazität und Wasserhaushalt müssen erforscht werden.
- Alternative Nutzungen von zuvor drainierten organischen Böden, von der Wiedervernässung bis hin zu verschiedenen Paludikulturen, müssen zunächst in Pilotprojekten eingerichtet werden, um möglichst schnell klimaschonende Nutzungen auf möglichst großen Flächen einzurichten. Hierzu ist der Dialog mit den Landnutzern und deren Vertretungsorganisationen notwendig.
- Die THG-Freisetzung von Stauseen muss bestimmt werden, um eine umfassende Bewertung der Klimafreundlichkeit dieser Ökosysteme zu ermöglichen.

Die größte Forschungslücke im Siedlungsraum ist deren fehlende ökosystemare Betrachtung. Die Rolle von intakten Stadtböden als Wasser- und Kohlenstoffspeicher in Österreich ist nicht quantitativ untersucht.

- Weiterer Forschungsbedarf besteht in der Abgrenzung und ganzheitlichen Erfassung der THG-Emissionen durch Infrastruktur und Siedlungsraum. So müssten auch materialbedingte Emissionen von Infrastruktur und Gebäuden berücksichtigt werden, was eines Life-Cycle-Ansatzes bedarf. Dies wäre erforderlich, um die Bedeutung und das Mitigationspotenzial des Siedlungsraums in vollem Umfang zu erfassen.
- Technologische Lösungen können nur einen Teil des Mitigationspotenzials abdecken. Nachdem die stärksten Treiber der Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung zusätzlicher Flächenbedarf und Zersiedelung sind, braucht es eine planerische und gesellschaftliche Transformation in Richtung Nachhaltigkeit, um die THG-Emissionen im Siedlungsraum signifikant zu reduzieren. Forschungsbedarf besteht daher in einer integrativen Betrachtung von technologischen, planerischen und sozialen Komponenten und ihrer systemischen Wechselwirkungen.

Der für die Bewältigung der Klimakrise notwendige Übergang des Energiesystems bedarf eines umfassenden Forschungsansatzes zu Aspekten der Erzeugung, Speicherung und Nutzung von Bioenergie, der folgende Themenfelder adressieren muss (Abschn. 5.2.1):

- Gesellschaftliche Aspekte wie Nachhaltigkeit, öffentliche Akzeptanz und Erschwinglichkeit,
- Umweltaspekte wie THG-Emissionen und lokale Emissionen sowie Auswirkungen auf Boden, Wasser und Biodiversität,
- Trade-off mit Sequestrierungspotenzialen an anderen Stellen (Humusaufbau),
- erhöhte Versorgung mit Biomasse in nachhaltiger Weise, und
- Entwicklung und Einsatz effizienter und wirtschaftlicher Technologien für die Produktion und Nutzung von Bioenergie sowie
- Flächenverbrauch durch Agrivoltaik & Windenergie im Vergleich zu erneuerbaren Energien aus Biomasse etc.

Es wird erwartet, dass spezielle Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der Bioenergie zuerst von den jeweiligen Entscheidungsträgern gesetzt werden müssen, um relevante Technologien mit verbesserten Marktchancen zu unterstützen. Erst dann ist mit effizienzsteigernden und somit ressourcenschonenden und optimierten Prozessen in Industrieanlagen zu rechnen. Der Forschungs- und Entwicklungsbedarf hinsichtlich der Produktion und stofflichen Nutzung biobasierter

Materialien umfasst ähnliche Aspekte. Explizit festzuhalten ist die Notwendigkeit, Landnutzungseffekte in Ökobilanzierungen (LCA) besser abzubilden.

Bei den nachfrageseitigen Strategien zur Mitigation fehlt es in einigen Bereichen an auf Österreich bezogenen Daten und Erkenntnissen für eine bessere Gegenüberstellung der Mitigationsoptionen. Dies betrifft unter anderem Suffizienz- und Substitutionsstrategien und den Einsatz von natürlichen Ressourcen u. a. im Bereich Infrastruktur und Wohnen. Auch ernährungsbezogene Maßnahmen stellen ein wesentliches Element dar, dessen Potenzial in Bezug auf Österreich nicht ausreichend charakterisiert ist. Forschungsbedarf besteht unter anderem in folgenden Bereichen (Abschn. 5.3):

- Effektivität und Effizienz konkreter Maßnahmen(-bündel) hinsichtlich ihres Mitigationspotenzials, insbesondere auch bezüglich des Verhaltens wichtiger Akteursgruppen und deren Interaktionen.
- Die solide Abschätzung der Auswirkung von potenziell kurz- und mittelfristig wirksamen Maßnahmen auf die THG-Bilanz zum einen durch Substitution z. B. von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien in Gebäuden sowie deren kaskadische Nutzung gegenüber der reduzierten Holznutzung für Bautätigkeit oder Einsatz als Heizmaterial (Suffizienzstrategie) fehlt bislang.
- Verbesserung der unzureichenden (und teilweise nicht validierten) Datengrundlage für Österreich zu THG-Emissionen von Außer-Haus-Verzehr und Convenience-Produkten. Neben der Quantifizierung der Lebensmittelabfälle und -verluste in den Bereichen Landwirtschaft und Verarbeitung sollten auch ursächliche Faktoren genauer erforscht werden.
- Peer-reviewed-Analyse der Mitigationspotenziale verschiedener Ernährungsstile für Österreich (u. a. Quantifizierung des Mitigationspotenzials saisonaler und regionaler Ernährung in verschiedenen Szenarien), insbesondere von verschiedenen Strategien zur Reduktion des Fleischkonsums (u. a. Potenzial von Bildungsprogrammen zur Förderung klimafreundlicher Ernährung bei verschiedenen Bevölkerungsgruppen) in enger Verbindung mit Kriterien gesunder Ernährung, der Ernährungssouveränität in Österreich sowie der Perspektive der globalen Ernährungssicherung.
- Harmonisierung der THG-Quantifizierungsmethoden bzw. Weiterentwicklung bisheriger Bewertungsansätze zur eindeutigen Quantifizierung von THG- und Landnutzungsänderungseffekten diverser Maßnahmen inkl. der Berücksichtigung aller Wertschöpfungssektoren der (Bio-)Energie, Landwirtschaft und Industrie.

Eine Förderung der in Kap. 5 dargestellten Mitigationsoptionen durch geeignete Programme unterstützt deren praktische Umsetzung kurz- bis mittelfristig. Die Förderung von For-

schungsaktivitäten in den relevanten Themenfeldern wirkt mittel- bis langfristig, ist aber für die Entwicklung evidenzbasierter, effektiver und effizienter Mitigationsoptionen unverzichtbar. Es bestehen deutliche Wechselwirkungen zu den in Kap. 6 dargestellten Empfehlungen für Aktivitäten in den entsprechenden Politikfeldern.

## Literatur

- Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., 2007. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science* 109, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.01.112>
- Abart-Heriszt, L.-, Erker, S., Reichel, S., Schöndorfer, H., Weinke, E., Lang, S., 2019. Energiemosaik Austria.
- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D.R., Jones, D.L., Evans, C.D., Jones, M.B., Rees, R.M., Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 253, 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>
- Abecia, L., Martínez-Fernandez, G., Waddams, K., Martín-García, A.I., Pinloche, E., Creevey, C.J., Denman, S.E., Newbold, C.J., Yáñez-Ruiz, D.R., 2018. Analysis of the Rumen Microbiome and Metabolome to Study the Effect of an Antimethanogenic Treatment Applied in Early Life of Kid Goats. *Frontiers in Microbiology* 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02227>
- AGES, 2015. Die Humusgehalte der heimischen Ackerböden haben sich positiv entwickelt [WWW Document]. <https://www.ages.at/themen/umwelt/boden/positive-humusentwicklung> (accessed 3.10.20).
- Aguilera, E., Guzmán, G., Alonso, A., 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 713–724. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0267-9>
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E.J.M., Smith, P., Haines, A., 2016. The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. *PLoS ONE* 11, e0165797. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797>
- Alexander, P., Brown, C., Arneith, A., Finnigan, J., Rounsevell, M.D.A., 2016. Human appropriation of land for food: The role of diet. *Global Environmental Change* 41, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.09.005>
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhen Zhang, J.C., Demidova, N., Limp, J.-H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 250, 660–684.
- Alluvione, F., Fiorentino, N., Bertora, C., Zavattaro, L., Fagnano, M., Chiarandà, F.Q., Grignani, C., 2013. Short-term crop and soil response to C-friendly strategies in two contrasting environments. *European Journal of Agronomy* 45, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.003>
- Amaducci, S., Yin, X., Colauzzi, M., 2018. Agrivoltaic systems to optimise land use for electric energy production. *Applied Energy* 220, 545–561. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.081>
- Amon, T., Hackl, E., Jeremic, D., Amon, B., 2002. Kofermentation von Wirtschaftsdüngern mit Energiegräsern in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Optimierung der Gärgutmischungen und des Biogasertrages (Endbericht). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

- Anderson, K., Peters, G., 2016. The trouble with negative emissions. *Science* 354, 182–183. <https://doi.org/10.1126/science.aah4567>
- Angel, S., Arango Franco, S., Liu, Y., Blei, A.M., 2018. The shape compactness of urban footprints. *Progress in Planning*. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2018.12.001>
- APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht *Klimawandel* 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2
- Arioli, M.S., D'Agosto, M. de A., Amaral, F.G., Cybis, H.B.B., 2020. The evolution of city-scale GHG emissions inventory methods: A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review* 80, 106316. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106316>
- Asada, R., Cardellini, G., Mair-Bauernfeind, C., Wenger, J., Haas, V., Holzer, D., Stern, T., 2020. Effective bioeconomy? A MRIO-based socioeconomic and environmental impact assessment of generic sectoral innovations. *Technological Forecasting and Social Change* 153, 119946. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2020.119946>
- Assmann, F., 1961. *Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen*. BLV Verlagsgesellschaft, München.
- Aubert, B.A., Schroeder, A., Grimaudo, J., 2012. IT as enabler of sustainable farming: An empirical analysis of farmers' adoption decision of precision agriculture technology. *Decision Support Systems* 54, 510–520. <https://doi.org/10.1016/j.dss.2012.07.002>
- Aubrecht, P., Petz, K.C., 2002. *Naturschutzfachlich bedeutende Gebiete in Österreich: eine Übersicht, Monographien / Umweltbundesamt*. Umweltbundesamt, Wien.
- Autret, B., Beaudoin, N., Rakotovololona, L., Bertrand, M., Grandeau, G., Gréhan, E., Ferchaud, F., Mary, B., 2019. Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France. *Geoderma* 342, 20–33. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.039>
- Aynekulu, E., Suber, M., van Noordwijk, M., Arango, J., Roshetko, J.M., Rosenstock, T.S., 2020. Carbon Storage Potential of Silvopastoral Systems of Colombia. *Land* 9, 309. <https://doi.org/10.3390/land9090309>
- Bacovsky, D., 2018. Update on Implementation Agendas 2018, IEA Bioenergy Task 39. <https://task39.sites.olt.ubc.ca/files/2020/11/IEA-Bioenergy-Task-39-Implementation-Agendas-Final-Draft-Feb-4-2020.pdf>, letzter Zugriff 08.08.2022
- Bacovsky, D., Mateschegg, D., 2019. Bioenergy in Austria. Technological expertise for biomass-based heat, power and transport fuels (No. BMVIT Series 52/2019). BEST – Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH.
- Badagliacca, G., Rees, R.M., Giambalvo, D., Saia, S., 2020. Vertisols and Cambisols had contrasting short term greenhouse gas responses to crop residue management. *Plant, Soil and Environment* 66, 222–233. <https://doi.org/10.17221/599/2019-PSE>
- Bai, X., Huang, Y., Ren, W., Coyne, M., Jacinthe, P., Tao, B., Hui, D., Yang, J., Matocha, C., 2019. Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis. *Global Change Biology* 25, 2591–2606. <https://doi.org/10.1111/gcb.14658>
- Bais-Moleman, A.L., Sikkema, R., Vis, M., Reumerman, P., Theurl, M.C., Erb, K.-H., 2018. Assessing wood use efficiency and greenhouse gas emissions of wood product cascading in the European Union. *Journal of Cleaner Production* 172, 3942–3954. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.153>
- Bajželj, B., Richards, K.S., Allwood, J.M., Smith, P., Dennis, J.S., Curmi, E., Gilligan, C.A., 2014. Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Climate Change* 4, 924–929. <https://doi.org/10.1038/nclimate2353>
- Balafoutis, A., Beck, B., Fountas, S., Vangeyte, J., Wal, T.V. der, Soto, I., Gómez-Barbero, M., Barnes, A., Eory, V., 2017. Precision Agriculture Technologies Positively Contributing to GHG Emissions Mitigation, Farm Productivity and Economics. *Sustainability* 9, 1339. <https://doi.org/10.3390/su9081339>
- Ballard, V., Aubert, T., Tristant, D., Schmidely, P., 2011. Effects of plants extracts on methamne production and milk yield for dairy cows. *Renc. Rech. Ruminants* 18, 141.
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nature Food* 2, 363–372. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Barron-Gafford, G.A., Pavao-Zuckerman, M. A., Minor, R.L., Sutter, L.F., Barnett-Moreno, I., Blackett, D.T., Thompson, M., Dimond, K., Gerlak, A.K., Nabhan, G.P., Macknick, J.E., 2019. Agrivoltaics provide mutual benefits across the food–energy–water nexus in drylands. *Nature Sustainability* 2, 848–855. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0364-5>
- Bastin, Jean-Francois, de Haulleville, T., Maniatis, D., Marchi, G., Massaccesi, E., Mollicone, D., Pregagnoli, C., 2020. The restoration potential in the European Union (<https://doi.org/10.1126/science.aax0848>).
- Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M., Crowther, T.W., 2019. The global tree restoration potential. *Science* 365, 76. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258, 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bauhus, J., Puettmann, K.J., Kühne, C., 2013. *Close-to-nature forest management in Europe. Compatible with managing forests as complex adaptive forest ecosystems?* Routledge, The Earthscan forest library, pp. 187–213.
- Baumgarten, A., Amlinger, F., Bäck, E., Buchgraber, K., Dachler, M., Dersch, G., 2017. *Richtlinien für die Sachgerechte Düngung - Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft*. BMLFUW, Wien.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology* 166–167, 663–677. <https://doi.org/10.1016/j.anifeeds.2011.04.047>
- Bebi, P., Bugmann, H., Lüscher, A., Lange, B., Brang, P., 2016. Auswirkungen des Klimawandels auf den Schutzwald und Naturgefahren, in: *Wald Im Klimawandel. Grundlagen Für Adaptionsstrategien*. BAFU/WSL, Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, pp. 269–286.
- Bebi, P., Seidl, R., Motta, R., Fuhr, M., Firm, D., Krumm, F., Conedera, M., Ginzler, C., Wohlgemuth, T., Kulakowski, D., 2017. Changes of forest cover and disturbance regimes in the mountain forests of the Alps. *Forest Ecology and Management* 388, 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.028>
- Beerling, D.J., Kantzas, E.P., Lomas, M.R., Wade, P., Eufrazio, R.M., Renforth, P., Sarkar, B., Andrews, M.G., James, R.H., Pearce, C.R., Mercure, J.-F., Pollitt, H., Holden, P.B., Edwards, N.R., Khanna, M., Koh, L., Quegan, S., Pidgeon, N.F., Janssens, I. A., Hansen, J., Banwart, S.A., 2020. Potential for large-scale CO<sub>2</sub> removal via enhanced rock weathering with croplands. *Nature* 583, 242–248. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2448-9>
- Beetz, S., Liebersbach, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Buczko, U., Höper, H., 2013. Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. *Biogeosciences* 10, 1067–1082. <https://doi.org/10.5194/bg-10-1067-2013>
- Beigl, P., 2020. *Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/2019 (Endbericht)*. BMK, Wien.
- Beinhofer, B., Knoke, T., 2007. Umtriebszeit und Risiko der Fichte. *AFZ-Der Wald* 3, 110–113.
- Bellarby, J., Tirado, R., Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J.P., Smith, P., 2013. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential

- in Europe. *Global Change Biology* 19, 3–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x>
- Berger, T.W., Neubauer, C., Glatzel, G., 2002. Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria. *Forest Ecology and Management* 159, 3–14.
- Bertsch-Hoermann, B., Egger, C., Gaube, V., Gingrich, S., 2021. Agroforestry trade-offs between biomass provision and aboveground carbon sequestration in the alpine Eisenwurzen region, Austria. *Regional Environmental Change* 21, 77. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01794-y>
- BFW, 2022. Österreichische Waldinventur, Waldinformationen aus erster Hand. Umfassend. Kompetent. Aktuell. [WWW Document]. <http://www.waldinventur.at>, Zugriff Juni 2023
- BFW, 2020. Klimakrise managen – Ausblick für Wald und Holznutzung. Ergebnisse des CareforParis Projektes (No. 51–2020), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.
- BFW, 2019. Waldinventur Zwischenergebnisse 2016–2018 [WWW Document]. <https://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=10544>, Zugriff Juni 2023
- BFW, 2015. Treibhausgasbilanz der österreichischen Holzketten (No. 38–2015), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.
- BFW, 2013. Wildeinflussmonitoring [WWW Document]. Wildeinflussmonitoring WEM. <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms2.web?dok=6299>, letzter Zugriff 20.03.2023
- BGBL, I 144, 2011. Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid sowie Änderung des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes 2000, des Bundes-Umwelthaftungsgesetzes, der Gewerbeordnung 1994 sowie des Mineralrohstoffgesetzes, GP XXIV RV 1387 AB 1572 S. 137. BR: 8615 AB 8651 S. 803. [https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblAuth/BGBLA\\_2011\\_I\\_144/BGBLA\\_2011\\_I\\_144.pdfsig](https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblAuth/BGBLA_2011_I_144/BGBLA_2011_I_144.pdfsig)
- Bhadha, J., Capasso, J., Khatiwada, R., Swanson, S., Laborde, C., 2017. Raising Soil Organic Matter Content to Improve Water Holding Capacity. *EDIS* 2017. <https://doi.org/10.32473/edis-ss661-2017>
- Binkley, D., 2021. *Forest Ecology: an evidence-based approach*, First ed. Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ.
- Bird, D.N., de Wit, R., Schwaiger, H.P., Andre, K., Beermann, M., Žvela-Aloise, M., 2019. Estimating the daily peak and annual total electricity demand for cooling in Vienna, Austria by 2050. *Urban Climate* 28, 100452. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2019.100452>
- BMK, 2020. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2020. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Wien.
- BMLFUW, 2017. Biokohle – Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz im BMLFUW. BMLFUW, Vienna.
- BMLFUW, 2010. Lebensmittelbericht Österreich 2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion III Landwirtschaft und Ernährung, Wien.
- BMLRT, 2021. Holzeinschlagsmeldung über das Kalenderjahr 2020. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus Abteilung III/1, Vienna, Austria.
- BMNT, 2019a. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2019. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMNT, 2019b. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2019. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMNT, 2019c. Evaluierungsbericht der Bundesregierung gemäß § 4 des Bundesgesetzes über das Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid (No. III-238 der Beilagen XXVI. GP-Bericht-02 Hauptdokument). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus.
- BMNT, 2018. Grüner Bericht 2018 gemäß § 9 des Landwirtschaftsgesetzes 59. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2017 (No. 59. Auflage). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus.
- BMNT, 2017. Die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 2 – Aktionsplan. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMNT, BMBWF, BMVIT, 2019. Bioökonomie. Eine Strategie für Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
- BMNT, BMVIT, 2018. #mission 2030 – Austrian Climate and Energy Strategy. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
- BMVIT, 2018. Roadmap 2050 Biobasierter Kunststoff – Kunststoff aus nachwachsenden Rohstoffen (Berichte aus Energie- und Umweltforschung No. 6/2018). Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.
- Boardman, B., 2008. Carbon labelling: too complex or will it transform our buying? *Significance* 5, 168–171. <https://doi.org/10.1111/j.1740-9713.2008.00322.x>
- Bohner, A., 2010. Eigenschaften und Merkmale von Almböden. *Mitteilungen Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft* 77.
- Bohner, A., 1998. *Almwirtschaft und Gebirgsökosysteme*. (Dissertation). Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.
- Bohner, A., Foldal, C.B., Jandl, R., 2016. Kohlenstoffspeicherung in Grünlandökosystemen – eine Fallstudie aus dem österreichischen Berggebiet / Carbon storage in grassland ecosystems – A case study from a mountainous region of Austria. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* 67, 225–237. <https://doi.org/10.1515/boku-2016-0018>
- Bohner, A., Gehmacher, P., Bodner, G., Strauss, P., 2017. Bodenverdichtung im Dauergrünland und ihre Auswirkung auf die Grünlandvegetation. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* 68, 113–129. <https://doi.org/10.1515/boku-2017-0011>
- Bohner, A., Herndl, M., 2011. Einfluss einer Nutzungsintensivierung auf Wurzelmasse und Wurzelverteilung im Grünlandboden, Presented at the 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung 2011, 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung, Raumberg-Gumpenstein, pp. 35–44.
- Bohner, A., Karrer, J., Walcher, R., Brandl, D., Michel, K., Arnberger, A., Frank, T., Zaller, J.G., 2019. Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. *Folia Geobotanica* 54, 211–225. <https://doi.org/10.1007/s12224-019-09355-2>
- Bohner, A., Tomanová, O., Lloveras, J., González-Rodríguez, A., Vázquez-Yañez, O., Piñeiro, J., Santamaría, O., Olea, L., Poblacion, M.J., 2006. Effects of cattle grazing on selected soil chemical and soil physical properties. In: *Grassland Science in Europe*. Presented at the Sustainable Grassland Productivity, Badajoz, pp. 89–91.
- Bolinder, M.A., Kätterer, T., Andrén, O., Ericson, L., Parent, L.-E., Kirchmann, H., 2010. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63–64°N). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.009>
- Bos, J., de Haan, D., Sukkel, W., Schils, R.L.M., 2007. Comparing energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands.
- Bösch, M., Elsasser, P., Rock, J., Weimar, H., Dieter, M., 2019. Extent and costs of forest-based climate change mitigation in Germany: ac-

- counting for substitution. *Carbon Management* 10, 127–134. <https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1560194>
- Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J.B., Bauhus, J., Boncčina, A., Chauvin, C., Drössler, L., García-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M.J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S., Svoboda, M., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87, 492–503. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018>
- Braun, M., Fritz, D., Weiss, P., Braschel, N., Büchsenmeister, R., Freudenschuß, A., Gschwantner, T., Jandl, R., Ledermann, T., Neumann, M., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2016a. A holistic assessment of greenhouse gas dynamics from forests to the effects of wood products use in Austria. *Carbon Management* 7, 271–283. <https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1230990>
- Braun, M., Winner, G., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2016b. Apparent Half-Life-Dynamics of Harvested Wood Products (HWPs) in Austria: Development and analysis of weighted time-series for 2002 to 2011. *Forest Policy and Economics* 63, 28–34. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.11.008>
- Briceño-Elizondo, E., Lexer, M., 2004. Estimating carbon sequestration in the carbon pool: Model adaptation and application for Austrian conditions. *Zentralblatt für das gesamte Forstwesen* 121, 2, 99–119.
- Bruckman, V.J., Pumpanen, J., 2019. Chapter 17 – Biochar use in global forests: opportunities and challenges, in: Busse, M., Giardina, C.P., Morris, D.M., Page-Dumroese, D.S. (Eds.), *Developments in Soil Science, Global Change and Forest Soils*. Elsevier, pp. 427–453. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00017-3>
- Brunet-Navarro, P., Jochheim, H., Kroiher, F., Muys, B., 2018. Effect of cascade use on the carbon balance of the German and European wood sectors. *Journal of Cleaner Production* 170, 137–146. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.135>
- Brunner, K.-M., 2014. Nachhaltiger Konsum und soziale Ungleichheit. AK-Wien, Abteilung KonsumentInnenpolitik, Working Papers Verbraucherpolitik Verbraucherforschung 24.
- Bruun, E.W., Müller-Stöver, D., Ambus, P., Hauggaard-Nielsen, H., 2011. Application of biochar to soil and N<sub>2</sub>O emissions: potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry. *European Journal of Soil Science* 62, 581–589. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01377.x>
- Büchsenmeister, R., 2011. Waldinventur 2007/09: Betriebe und Bundesforste nutzen mehr als den Zuwachs. *BFW-Praxisinformation* 24, 3–5.
- Budge, K., Leifeld, J., Hiltbrunner, E., Fuhrer, J., 2010. Litter quality and pH are strong drivers of carbon turnover and distribution in alpine grassland soils. *Biogeosciences Discussions* 7, 6207–6242.
- Budzinski, M., Cavalett, O., Nitzsche, R., Strømman, A.H., 2019. Assessment of lignocellulosic biorefineries in Germany using a hybrid LCA multi-objective optimization model. *Journal of Industrial Ecology* 23, 1172–1185. <https://doi.org/10.1111/jiec.12857>
- Bühlmann, T., Körner, C., Hiltbrunner, E., 2016. Shrub Expansion of *Alnus viridis* Drives Former Montane Grassland into Nitrogen Saturation. *Ecosystems* 19, 968–985. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9979-9>
- Burger, E., Meixner, O., Pöchtrager, S., 2010. Carbon Footprint bei Lebensmitteln Inhaltsanalytische Ermittlung relevanter Berechnungskriterien 149.
- Bussa, M., Eberhart, M., Jungbluth, N., Meili, C., 2020. Ökobilanz von Kuhmilch und pflanzlichen Drinks. ESU-services GmbH im Auftrag von WWF Schweiz, Schaffhausen, Schweiz 42.
- Camia, A., Giuntoli, J., Jonsson, R., Robert, N., Cazzaniga, N.E., Jasinovicus, G., Avitabile, V., Grassi, G., Barredo, J.I., Mubareka, S., 2021. The use of woody biomass for energy production in the EU. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Mroz, Z., Jongbloed, A.W., Schrama, J.W., Verstegen, M.W.A., 1998a. Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science* 56, 1–13. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(98\)00148-1](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(98)00148-1)
- Canh, T.T., Sutton, A.L., Aarnink, A.J., Verstegen, M.W., Schrama, J.W., Bakker, G.C., 1998b. Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science* 76, 1887–1895.
- Carus, M., Dammer, L., 2018. The Circular Bioeconomy – Concepts, Opportunities, and Limitations. *Industrial Biotechnology* 14, 83–91. <https://doi.org/10.1089/ind.2018.29121.mca>
- Castaldo, V.L., Pisello, A.L., Piselli, C., Fabiani, C., Cotana, F., Santamouris, M., 2018. How outdoor microclimate mitigation affects building thermal-energy performance: A new design-stage method for energy saving in residential near-zero energy settlements in Italy. *Renewable Energy* 127, 920–935. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.04.090>
- Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Hanley, K., Enders, A., Lehmann, J., 2013. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N<sub>2</sub>O emissions? *Scientific Reports* 3, 1732. <https://doi.org/10.1038/srep01732>
- Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J.F., Aubinet, M., Bernhofer, Ch., Bodson, B., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tommasi, P., Elbers, J.A., Eugster, W., Grünwald, T., Jacobs, C.M.J., Jans, W.W.P., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., Marloie, O., Moors, E.J., Moureaux, C., Olioso, A., Osborne, B., Sanz, M.J., Saunders, M., Smith, P., Soegaard, H., Wattenbach, M., 2010. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 363–383. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.020>
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research* 188, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Churkina, G., Organschi, A., Reyer, C.P.O., Ruff, A., Vinke, K., Liu, Z., Reck, B.K., Graedel, T.E., Schellnhuber, H.J., 2020. Buildings as a global carbon sink. *Nature Sustainability* 3, 269–276. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0462-4>
- Cierjacks, A., Kleinschmit, B., Babinsky, M., Kleinschroth, F., Markert, A., Menzel, M., Ziechmann, U., Schiller, T., Graf, M., Lang, F., 2010. Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173, 644–653. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900209>
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* 27, 662–668. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>
- Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Bärberi, P., Fließbach, A., Peigné, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M., Crowley, O., David, C., De Vliegheer, A., Döring, T.F., Dupont, A., Entz, M., Grosse, M., Haase, T., Halde, C., Hammerl, V., Huiting, H., Leithold, G., Messmer, M., Schloter, M., Sukkel, W., van der Heijden, M.G.A., Willekens, K., Wittwer, R., Mäder, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy of Sustainable Development* 36, 22. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1>
- Costantini, E.A.C., Antichi, D., Almagro, M., Hedlund, K., Sarno, G., Vitrò, I., 2020. Local adaptation strategies to increase or maintain soil organic carbon content under arable farming in Europe: Inspirational ideas for setting operational groups within the European innovation partnership. *Journal of Rural Studies* 79, 102–115. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.08.005>

- Cotta, H., 1885. Anweisung zum Waldbau, Neunte Auflage. ed. Arnoldische Buchhandlung, Dresden.
- Cowie, A.L., Berndes, G., Bentsen, N.S., Brandão, M., Cherubini, F., Egnell, G., George, B., Gustavsson, L., Hanewinkel, M., Harris, Z.M., Johnsson, F., Junginger, M., Kline, K.L., Koponen, K., Koppejan, J., Kraxner, F., Lamers, P., Majer, S., Marland, E., Nabuurs, G., Pelkmans, L., Sathre, R., Schaub, M., Smith, C.T., Soimakallio, S., Van Der Hilst, F., Woods, J., Ximenes, F.A., 2021. Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. *GCB Bioenergy* gcbb.12844. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12844>
- Creutzig, F., Callaghan, M., Ramakrishnan, A., Javaid, A., Niamir, L., Minx, J., Müller-Hansen, F., Sovacool, B., Afroz, Z., Andor, M., Antal, M., Court, V., Das, N., Díaz-José, J., Döbbe, F., Figueroa, M.J., Gouldson, A., Haberl, H., Hook, A., Ivanova, D., Lamb, W.F., Maïzi, N., Mata, É., Nielsen, K.S., Onyige, C.D., Reisch, L.A., Roy, J., Scheelbeek, P., Sethi, M., Some, S., Sorrell, S., Tessier, M., Urmee, T., Virág, D., Wan, C., Wiedenhofer, D., Wilson, C., 2021a. Reviewing the scope and thematic focus of 100 000 publications on energy consumption, services and social aspects of climate change: a big data approach to demand-side mitigation. *Environmental Research Letters* 16, 033001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd78b>
- Creutzig, F., Erb, K.-H., Haberl, H., Hof, C., Hunsberger, C., Roe, S., 2021b. Considering sustainability thresholds for BECCS in IPCC and biodiversity assessments. *GCB Bioenergy* 13, 510–515. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12798>
- Creutzig, F., Fernandez, B., Haberl, H., Khosla, R., Mulugetta, Y., Seto, K.C., 2016. Beyond Technology: Demand-Side Solutions for Climate Change Mitigation. *Annual Review of Environment and Resources* 41, 173–198. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085428>
- Creutzig, F., Ravindranath, N.H., Berndes, G., Bolwig, S., Bright, R., Cherubini, F., Chum, H., Corbera, E., Delucchi, M., Faaij, A., Fargione, J., Haberl, H., Heath, G., Lucon, O., Plevin, R., Popp, A., Robledo-Abad, C., Rose, S., Smith, P., Stromman, A., Suh, S., Masera, O., 2015. Bioenergy and climate change mitigation: an assessment. *GCB Bioenergy* 7, 916–944. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12205>
- Creutzig, F., Roy, J., Lamb, W.F., Azevedo, I.M.L., Bruin, W.B. de, Dalkmann, H., Edelenbosch, O.Y., Geels, F.W., Grubler, A., Hepburn, C., Hertwich, E.G., Khosla, R., Mattauch, L., Minx, J.C., Ramakrishnan, A., Rao, N.D., Steinberger, J.K., Tavoni, M., Ürgers-Vorsatz, D., Weber, E.U., 2018. Towards demand-side solutions for mitigating climate change. *Nature Climate Change* 8, 260–263. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0121-1>
- Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A.N., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, B., Frey, G., Dube, F., de Silva, M.L., Stevenson, H., Hamilton, J., Hubbard, W., 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agroforestry Systems* 86, 303–314. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9482-z>
- D'Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähänen, K., Korhonen, J., Leskinen, P., Matthies, B.D., Toppinen, A., 2017. Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production* 168, 716–734. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053>
- Dantzig, G.B., Saaty, T.L., 1973. *Compact city: A plan for a livable urban environment*. WH Freeman and Company Publishers, San Francisco, CA.
- Davoudi, S., Sturzaker, J., 2017. Urban form, policy packaging and sustainable urban metabolism. *Resources, Conservation and Recycling* 120, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.011>
- De Schutter, L., Bruckner, M., 2016. Hunger auf Land – Flächenverbrauch der österreichischen Ernährung im In- und Ausland. WWF.
- De Schutter, L., Bruckner, M., Giljum, S., 2015. Achtung heiss und fettig – Klima und Ernährung in Österreich – Auswirkungen der österreichischen Ernährung auf das Klima.
- de Vries, M., van Middelaar, C.E., de Boer, I.J.M., 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 178, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.06.020>
- DeCicco, J.M., Schlesinger, W.H., 2018. Opinion: Reconsidering bioenergy given the urgency of climate protection. *PNAS* 115, 9642–9645. <https://doi.org/10.1073/pnas.1814120115>
- Deemer, B.R., Harrison, J.A., Li, S., Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J.F., Powers, S.M., dos Santos, M.A., Vonk, J.A., 2016. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *BioScience* 66, 949–964. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>
- Delate, K., Johnson, R., Cambardella, C., 2017. Improving Soil Conservation and Crop Performance through Reduced Tillage and Cover Crop-based Rotations in Organic Squash Production. *HORTSCIENCE* 52, S164–S164.
- Dersch, G., 2007. Qualitätsdüngung bei Weizen: Auf Witterungssituation Rücksicht nehmen. *Der Pflanzenerzt* 5, 24–25.
- Dersch, G., Böhm, K., 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 49–55. <https://doi.org/10.1023/A:1012607112247>
- Dersch, G., Spiegel, H., 2020. Humusaufbau braucht noch mehr Engagement. *Bauernzeitung* 34, 7.
- DGE, 2017. Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE).
- Dietl, A., 2020. Wie Städte von urbaner Landwirtschaft profitieren können: eine Typologie, Nachhaltigkeitsanalyse und Ökobilanzierung gängiger urbaner Anbauformen, mit Fallbeispielen aus Wien. *Social Ecology Working Paper* 186. Institute of Social Ecology Vienna (Hrsg.), Wien.
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C., Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. *A review. Agronomy for Sustainable Development* 37, 14. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>
- Dinesh, H., Pearce, J.M., 2016. The potential of agrivoltaic systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54, 299–308. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.024>
- Dißbauer, C., 2018. Biomassepotentiale im Kontext von Bioökonomie und Energiewende, in: *Bioenergy2020+*. Presented at the 21. Österreichischer Biomassetag – Greening the Strategies, Kufstein, Tirol, Österreich.
- Dißbauer, C., Rehling, B., Strasser, C., 2019. Machbarkeitsuntersuchung Methan aus Biomasse.
- Diwold, G., Hager, H., Hochbichler, E., Ledermann, T., Sommerauer, M., Veselinovic, B., 2009. Vorläufiger Endbericht: Walddumbau sekundärer Nadelwälder im nördlichen Alpenvorland (No. DaFNE Forschungsprojekt Nr. 100186 GZ LE.3.2.3/0003-IV/2/2007). Vienna, Austria.
- Dourmad, J.Y., Henry, Y., Bourdon, D., Quiniou, N., Guillou, D., 1993. Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs, in: *Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences*. Presented at the First International Symposium on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, Wageningen (Doorwerth), The Netherlands, pp. 206–211.
- Downing, J.A., 2009. Global limnology: up-scaling aquatic services and processes to planet Earth. *SIL Proceedings, 1922–2010* 30, 1149–1166. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11923903>

- Drake, T.W., Raymond, P.A., Spencer, R.G.M., 2018. Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography Letters* 3, 132–142. <https://doi.org/10.1002/lol2.10055>
- Drollinger, S., Maier, A., Glatzel, S., 2019. Interannual and seasonal variability in carbon dioxide and methane fluxes of a pine peat bog in the Eastern Alps, Austria. *Agricultural and Forest Meteorology* 275, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.015>
- Drösler, M., Schaller, L., Kantelhardt, J., Schweiger, M., Fuchs, D., Tiemeyer, B., Augustin, J., Wehrhan, M., Förster, C., Bergmann, L., Kapfer, A., Krüger, G., 2012. Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. *Natur und Landschaft* 70–76.
- Dutreuil, M., Wattiaux, M., Hardie, C.A., Cabrera, V.E., 2014. Feeding strategies and manure management for cost-effective mitigation of greenhouse gas emissions from dairy farms in Wisconsin. *Journal of Dairy Science* 97, 5904–5917. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-8082>
- EASAC, 2019. Forest bioenergy, carbon capture and storage, and carbon dioxide removal: An update. European Academies Science Advisory Council.
- EC, 2020a. A new Circular Economy Action Plan – For a cleaner and more competitive Europe (Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions No. COM(2020) 98 final). European Commission, Brussels.
- EC, 2020. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system (No. COM(2020) 381 final). Brussels.
- EC, 2019a. The European Green Deal (No. COM(2019) 640 final vom 11.12.2019). European Commission, Brussels.
- EC, 2019b. Commission Staff Working Document EU green public procurement criteria for food, catering services and vending machines (No. SWD(2019) 366 final). European Commission, Brüssel.
- EC, 2018a. A sustainable bioeconomy for Europe: strengthening the connection between economy, society and the environment – Updated Bioeconomy Strategy (Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions No. COM(2018) 673 final). European Commission, Brussels.
- EC, 2018b. Bioeconomy: the European way to use natural resources, Action plan. European Union, Luxembourg.
- EC, 2015. Multi-annual Implementation Plan of the new EU Forest Strategy – Commission Staff Working Document.
- EC, 2014. Stellungnahme des Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschusses zum Thema „Die integrierte Produktion in der Europäischen Union“ (Initiativstellungnahme) (Initiativstellungnahme No. 2014/C 214/02). Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss, Brüssel.
- 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 No. COM(2012) 60 final). European Commission, Brussels.
- EEA, 2018. The circular economy and the bioeconomy – Partners in sustainability (EEA Report No. No 8/2018). European Environment Agency, Luxembourg. <https://doi.org/10.2800/00956>
- Ehrlich, M.V., Hilber, C.A.L., Schöni, O., 2018. Institutional settings and urban sprawl: Evidence from Europe. *Journal of Housing Economics*, Housing in Europe: a different continent – a continent of differences. *Journal of Housing Economics* 42, 4–18. <https://doi.org/10.1016/j.jhe.2017.12.002>
- Erb, K.-H., Haberl, H., Plutzar, C., 2012. Dependency of global primary bioenergy crop potentials in 2050 on food systems, yields, biodiversity conservation and political stability. *Energy Policy* 47, 260–269. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.066>
- Erb, K.-H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M.C., Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nature Communications* 7, 11382. <https://doi.org/10.1038/ncomms11382>
- Erker, S., Stangl, R., Stoeglehner, G., 2017. Resilience in the light of energy crises – Part I: A framework to conceptualise regional energy resilience. *Journal of Cleaner Production* 164, 420–433. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.163>
- Essl, F., Erb, K.-H., Glatzel, S., Pauchard, A., 2018. Climate change, carbon market instruments, and biodiversity: focusing on synergies and avoiding pitfalls. *WIREs Climate Change* 9, e486. <https://doi.org/10.1002/wcc.486>
- EU 464, 2020. Durchführungsverordnung (EU) 2020/464 der Kommission Vom 26. März 2020 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der für die rückwirkende Anerkennung von Umstellungszeiträumen erforderlichen Dokumente, der Herstellung ökologischer/biologischer Erzeugnisse und der von den Mitgliedstaaten bereitzustellenden Informationen
- EU 848, 2018. Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates
- EU 2001, 2018. Erneuerbare Energie, Richtlinie (EU) 2018/2001 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen, RICHTLINIE (EU) 2018/2001 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTES UND DES RATES vom 11. Dezember 2018 (Neufassung).
- EU 128, 2009. Directive 2009/128/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for Community action to achieve the sustainable use of pesticides (Text with EEA relevance), EC 2009/128.
- European Bioplastics, 2019. Bioplastics market development update 2019. European Bioplastics, Berlin.
- European Food Safety Authority, 2020. Register of Questions. <https://registerofquestions.efsa.europa.eu/roqFrontend/wicket/page?2>, letzter Zugriff 08.08.2022
- Fajardy, M., Mac Dowell, N., 2018. The energy return on investment of BECCS: is BECCS a threat to energy security? *Energy & Environmental Science* 11, 1581–1594. <https://doi.org/10.1039/C7EE03610H>
- FAO, 2011. Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. FAO, Rome.
- Fearnside, P.M., 2015. Emissions from tropical hydropower and the IPCC. *Environmental Science & Policy* 50, 225–239. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.002>
- Feng, X., Kebreab, E., 2020. Net reductions in greenhouse gas emissions from feed additive use in California dairy cattle. *PLoS ONE* 15, e0234289. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234289>
- Ferrari, L., Cavaliere, A., De Marchi, E., Banterle, A., 2019. Can nudging improve the environmental impact of food supply chain? A systematic review. *Trends in Food Science & Technology* 91, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.07.004>
- Figge, F., Young, W., Barkemeyer, R., 2014. Sufficiency or efficiency to achieve lower resource consumption and emissions? The role of the rebound effect. *Journal of Cleaner Production* 69, 216–224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.031>
- Finger, R., Swinton, S.M., El Benni, N., Walter, A., 2019. Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment. *Annual Review of Resource Economics* 11, 313–335. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093929>
- Fiorentino, G., Ripa, M., Ulgiati, S., 2017. Chemicals from biomass: technological versus environmental feasibility. A review. *Biofuels*

- Bioproducts and Biorefining 11, 195–214. <https://doi.org/10.1002/bbb.1729>
- Fischer, M., Oswald, K., Adler, W., 2008. Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, 3rd ed. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.
- Foldal, C.B., Kasper, M., Ecker, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas, Endbericht (Forschungsauftrag). Universität für Bodenkultur, Wien.
- Ford, S.E., Keeton, W.S., 2017. Enhanced carbon storage through management for old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Ecosphere* 8, e01721. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1721>
- Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P.S.A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., Cescatti, A., 2021. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. *Nature Communications* 12, 1081. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7>
- Frank, S., Havlík, P., Soussana, J.-F., Levesque, A., Valin, H., Wollenberg, E., Kleinwechter, U., Fricko, O., Gusti, M., Herrero, M., Smith, P., Hasegawa, T., Kraxner, F., Obersteiner, M., 2017. Reducing greenhouse gas emissions in agriculture without compromising food security? *Environmental Research Letters* 12, 105004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8c83>
- Freeman, B.W.J., Evans, C.D., Musarika, S., Morrison, R., Newman, T.R., Page, S.E., Wiggs, G.F.S., Bell, N.G.A., Styles, D., Wen, Y., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2022. Responsible agriculture must adapt to the wetland character of mid-latitude peatlands. *Global Change Biology* 28, 3795–3811. <https://doi.org/10.1111/gcb.16152>
- Freudenschuß, A. (Ed.), 2010. Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit: Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung, Report/Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.
- Freyer, B., Ellssel, P., 2019. WWF-Ackerbaustudie-Langfassung-2019.pdf.
- Freyer, B., Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J., Schuppenlehner, T., Bernhardt, K.-G., Brandenburg, C., Bruckner, A., Eitzinger, J., Gracia-Meca, Gerersdorfer, T., Holzner, W., Klik, A., Laube, W., Laubhan, D., Mayr, J., Mursch-Radlgruber, E., Pachinger, B., Prochazka, B., Wedenig, D., 2012. Biologischer Ackerbau im Trockengebiet – Umweltleistungen und agrarökologische Qualitäten. *Ländlicher Raum* 1–12. <https://info.bml.gv.at/dam/jcr:59347dd3-d82a-42af-9073-69ce2a5ae4e0/Biologischer%20Ackerbau%20im%20Trockengebiet.pdf>, letzter Zugriff 09.11.2022
- Friedel, J.K., 2012. HUMUS – Datengrundlagen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben und Regionen Österreichs. Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Institut für Ökologischen Landbau.
- Fuchs, D., Di Giulio, A., Glaab, K., Lorek, S., Maniates, M., Princen, T., Røpke, I., 2016. Power: the missing element in sustainable consumption and absolute reductions research and action. *Journal of cleaner production* 132, 298–307. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.006>
- Fuss, S., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Jones, C.D., Lyngfelt, A., Peters, G.P., Vuuren, D.P.V., 2020. Moving toward Net-Zero Emissions Requires New Alliances for Carbon Dioxide Removal. *One Earth* 3, 145–149. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.08.002>
- Fuss, S., Canadell, J.G., Peters, G.P., Tavoni, M., Andrew, R.M., Ciais, P., Jackson, R.B., Jones, C.D., Kraxner, F., Nakicenovic, N., Le Quéré, C., Raupach, M.R., Sharifi, A., Smith, P., Yamagata, Y., 2014. Betting on negative emissions. *Nature Climate Change* 4, 850–853. <https://doi.org/10.1038/nclimate2392>
- Fuss, S., Lamb, W.F., Callaghan, M.W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., Garcia, W. de O., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G.F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J.L.V., Wilcox, J., Dominguez, M. del M.Z., Minx, J.C., 2018. Negative emissions – Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters* 13, 063002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f>
- García-Franco, N., Walter, R., Wiesmeier, M., Hurtarte, L.C.C., Berauer, B.J., Buness, V., Zistl-Schlingmann, M., Kiese, R., Dannemann, M., Kögel-Knabner, I., 2021. Biotic and abiotic controls on carbon storage in aggregates in calcareous alpine and prealpine grassland soils. *Biology and Fertil Soils* 57, 203–218. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01518-0>
- García de Jalón, S., Burgess, P.J., Graves, A., Morena, G., McAdam, J., Pottier, E., Novak, S., Bondesan, V., Mosquera-Losada, R., Crous-Duran, J., Palma, J.H.N., Paulo, J.A., Oliveira, T.S., Cirou, E., Hannachi, Y., Pantera, A., Wartelle, R., Kay, S., Malignier, N., Van Lerberghe, P., Tsonkova, P., Mirck, J., Rois, M., Kongsted, A.G., Thenail, C., Luske, B., Berg, S., Gosme, M., Vityi, A., 2018. How is agroforestry perceived in Europe? An assessment of positive and negative aspects by stakeholders. *Agroforestry Systems* 92, 829–848. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0116-3>
- Garnett, T., 2011. Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy* 36, Supplement 1, S23–S32. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.10.010>
- Gattinger, A., Müller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 18226–18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Gebhardt, T., Grams, T., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Schulz, C., Grimmeisen, W., Ammer, C., 2012. Helfen Durchforstungen bei Trockenheit? Erste Ergebnisse eines Versuches zur Verbesserung der Wasserversorgung junger Fichtenbestände. *Landesanstalt für Wald und Forstwissenschaft* 8, 8–10.
- Giller, K.E., Andersson, J.A., Corbeels, M., Kirkegaard, J., Mortensen, D., Erenstein, O., Vanlauwe, B., 2015. Beyond conservation agriculture. *Frontiers in Plant Science* 6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00870>
- Glaser, B., Parr, M., Braun, C., Kopoló, G., 2009. Biochar is carbon negative. *Nature Geoscience* 2, 2–2. <https://doi.org/10.1038/ngeo395>
- Godfray, H.C.J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J.W., Key, T.J., Lorimer, J., Pierrehumert, R.T., Scarborough, P., Springmann, M., Jebb, S.A., 2018. Meat consumption, health, and the environment. *Science* 361. <https://doi.org/10.1126/science.aam5324>
- González, A.D., Frostell, B., Carlsson-Kanyama, A., 2011. Protein efficiency per unit energy and per unit greenhouse gas emissions: Potential contribution of diet choices to climate change mitigation. *Food Policy* 36, 562–570. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2011.07.003>
- Gosling, P., van der Gast, C., Bending, G.D., 2017. Converting highly productive arable cropland in Europe to grassland: – a poor candidate for carbon sequestration. *Scientific Reports* 7, 10493. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11083-6>
- Grabner, M., 2017. *WerkHolz. Eigenschaften und historische Nutzung 60 mitteleuropäischer Baum- und Straucharten*. Verlag Kessel.
- Grandl, F., Alig, M., Nemecek, T., Gaillard, G., 2013. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch aus konventionellen, tierfreundlichen und biologischen Produktionssystemen, in: *Ideal und Wirklichkeit – Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung., Tagungsband der 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Verlag Dr. Köster, Berlin, Bonn.
- Grandl, F., Furger, M., Kreuzer, M., Zehetmeier, M., 2019. Impact of longevity on greenhouse gas emissions and profitability of individual dairy cows analysed with different system boundaries. *Animal* 13, 198–208. <https://doi.org/10.1017/S175173111800112X>

- Green, E. V., 2002. Nutrient Addition and Crop Yield of an Alley Cropping System in the Piedmont of Georgia (Masterarbeit). University of Georgia, Athens, Georgia.
- Griscom, B.W., Busch, J., Cook-Patton, S.C., Ellis, P.W., Funk, J., Leavitt, S.M., Lomax, G., Turner, W.R., Chapman, M., Engelmann, J., Gurwick, N.P., Landis, E., Lawrence, D., Malhi, Y., Schindler Murray, L., Navarrete, D., Roe, S., Scull, S., Smith, P., Streck, C., Walker, W.S., Worthington, T., 2020. National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 375, 20190126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0126>
- Groier, M., Kelemen-Finan, J., Niedermyr, J. (Eds.), 2017. ÖPUL Evaluierung 2017: Nationaler Evaluierungsbericht. LE 2014-20. Evaluierungspakete D, E und F.
- Grossi, G., Goglio, P., Vitali, A., Williams, A.G., 2019. Livestock and climate change: impact of livestock on climate and mitigation strategies. *Animal Frontiers* 9, 69–76. <https://doi.org/10.1093/af/vfy034>
- Gruber, L., Pötsch, E., 2006. Calculation of nitrogen excretion of dairy cows in Austria. *Die Bodenkultur* 57, 65–72.
- Grubler, A., Wilson, C., Bento, N., Boza-Kiss, B., Krey, V., McCollum, D.L., Rao, N.D., Riahi, K., Rogelj, J., De Stercke, S., Cullen, J., Frank, S., Fricko, O., Guo, F., Gidden, M., Havlík, P., Huppmann, D., Kiesewetter, G., Rafaj, P., Schoepp, W., Valin, H., 2018. A low energy demand scenario for meeting the 1.5 °C target and sustainable development goals without negative emission technologies. *Nature Energy* 3, 515–527. <https://doi.org/10.1038/s41560-018-0172-6>
- Gschwantner, T., 2019. Holzvorrat auf neuem Höchststand. *BFW Praxisinfo* 50, 8–12.
- Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. *BFW-Praxisinformation* 6, 11–13.
- Gundersen, P., Thybring, E.E., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Nadelhoffer, K.J., Johannsen, V.K., 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591, E21–E23. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03266-z>
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F., Couwenberg, J., 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications* 11, 1–5. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>
- Günther, A., Huth, V., Jurasinski, G., Glatzel, S., 2015. The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. *GCB Bioenergy* 7, 1092–1106. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12214>
- Günther, A., Jurasinski, G., Albrecht, K., Gaudig, G., Krebs, M., Glatzel, S., 2017. Greenhouse gas balance of an establishing Sphagnum culture on a former bog grassland in Germany. *Mires and Peat* 1–16. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.210>
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Gusenbauer, I., Markut, T., Hörtenhuber, S., Kummer, S., Bartel-Kratochvil, R., 2018. Gemeinschaftsverpflegung als Motor für die österreichische biologische Landwirtschaft. Endbericht. Studie im Auftrag von Greenpeace in Zentral- und Osteuropa. *Bio Austria*, in Kooperation mit Mutter Erde. FiBL Österreich, Wien.
- Gutierrez Garzon, A.R., Bettinger, P., Siry, J., Abrams, J., Cieszewski, C., Boston, K., Mei, B., Zengin, H., Yeşil, A., 2020. A Comparative Analysis of Five Forest Certification Programs. *Forests* 11, 863. <https://doi.org/10.3390/f11080863>
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Bondeau, A., Lauk, C., Müller, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K., 2011. Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. *Biomass and Bioenergy* 35, 4753–4769.
- Haberl, H., Geissler, S., 2000. Cascade utilization of biomass: strategies for a more efficient use of a scarce resource. *Ecological Engineering* 16, 111–121. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00059-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00059-8)
- Haberl, H., Sprinz, D., Bonazountas, M., Cocco, P., Desaubies, Y., Henze, M., Hertel, O., Johnson, R.K., Kastrup, U., Laconte, P., Lange, E., Novak, P., Paavola, J., Reenberg, A., van den Hove, S., Vermeire, T., Wadhams, P., Searchinger, T., 2012. Correcting a fundamental error in greenhouse gas accounting related to bioenergy. *Energy Policy* 45, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.02.051>
- Hanewinkel, M., Kuhn, T., Bugmann, H., Lanz, A., Brang, P., 2014. Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 87, 525–534. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu008>
- Hänninen, R., Mutanen, A., 2014. Forest bioenergy outlook, in: *Future of the European Forest-Based Sector. Structural Changes towards Bioeconomy. What Science Can Tell Us*. European Forest Institute, Joensuu, pp. 33–41.
- Harmon, M.E., 2019. Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. *Environmental Research Letters* 14, 065008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1e95>
- Harris, S., Weinzettel, J., Bigano, A., Källmén, A., 2020. Low carbon cities in 2050? GHG emissions of European cities using production-based and consumption-based emission accounting methods. *Journal of Cleaner Production* 248, 119206. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119206>
- Hasegawa, T., Fujimori, S., Takahashi, K., Masui, T., 2015. Scenarios for the risk of hunger in the twenty-first century using Shared Socioeconomic Pathways. *Environmental Research Letters* 10, 014010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014010>
- Heräjärvi, H., 2019. Wooden buildings as carbon storages – Mitigation or oration? *Wood Material Science & Engineering* 14, 291–297. <https://doi.org/10.1080/17480272.2019.1635205>
- Herbauts, J., El Bayad, J., Gruber, W., 1996. Influence of logging traffic on the hydromorphic degradation of acid forest soils developed on loessic loam in middle Belgium. *Forest Ecology and Management* 87, 193–207. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03826-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03826-1)
- Hermann, B.G., Blok, K., Patel, M.K., 2007. Producing Bio-Based Bulk Chemicals Using Industrial Biotechnology Saves Energy and Combats Climate Change. *Environmental Science & Technology* 41, 7915–7921. <https://doi.org/10.1021/es062559q>
- Herold, N., Schöning, I., Michalzik, B., Trumbore, S., Schrumpf, M., 2014. Controls on soil carbon storage and turnover in German landscapes. *Biogeochemistry* 119, 435–451. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9978-x>
- Herrero, M., Henderson, B., Havlik, P., Thornton, P.K., Conant, R.T., Smith, P., Wierseni, S., Hristov, A.N., Gerber, P., Gill, M., Butterbach-Bahl, K., Valin, H., Garnett, T., Stehfest, E., 2016. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change* 6, 452–461.
- Herrero Ortega, S., Romero González-Quijano, C., Casper, P., Singer, G.A., Gessner, M.O., 2019. Methane emissions from contrasting urban freshwaters: Rates, drivers, and a whole-city footprint. *Global Change Biology* 25, 4234–4243. <https://doi.org/10.1111/gcb.14799>
- Hertwich, E.G., Ali, S., Ciacci, L., Fishman, T., Heeren, N., Masanet, E., Asghari, F.N., Olivetti, E., Pauliuk, S., Tu, Q., Wolfram, P., 2019. Material efficiency strategies to reducing greenhouse gas emissions associated with buildings, vehicles, and electronics – a review. *Environmental Research Letters* 14, 043004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0fe3>
- Hetemäki, L., Kangas, J., Peltola, H., 2022. *Forest Bioeconomy and Climate Change*. Springer Cham.
- Hetemäki, L., Verkerk, H., 2022. *Climate-Smart Forestry Approach*, in: Hetemäki, L., Kangas, J., Peltola, H. (Eds.), *Forest Bioeconomy and*

- Climate Change. Springer International Publishing, Cham, pp. 165–172. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4_9)
- Higashi, T., Yunghui, M., Komatsuzaki, M., Miura, S., Hirata, T., Arai, H., Kaneko, N., Ohta, H., 2014. Tillage and cover crop species affect soil organic carbon in Andosol, Kanto, Japan. *Soil & Tillage Research* 138, 64–72.
- Hill, N., Brannigan, C., Wynn, D., Milnes, R., Van Essen, H., den Boer, E., van Grinsven, A., Ligthart, T., Gijlswijk, R., 2011. The role of GHG emissions from infrastructure construction, vehicle manufacturing, and ELVs in overall transport sector emissions. Task 2 paper produced as part of a contract between European Commission Directorate-General Climate Action and AEA Technology.
- Hindrichsen, I.K., Wettstein, H.-R., Machmüller, A., Kreuzer, M., 2006. Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113, 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.09.004>
- Hitz, C., Egli, M., Fitze, P., 2001. Below-ground and above-ground production of vegetational organic matter along a climosequence in alpine grasslands. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, 389–397. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200108\)164:4<389::aid-jpln389>3.0.co;2-a](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200108)164:4<389::aid-jpln389>3.0.co;2-a)
- Hlášny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K.F., Schelhaas, M.-J., Svoboda, M., Viiri, H., Seidl, R., 2021. Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management. *Current Forestry Reports* 7, 138–165. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00142-x>
- Hoch, G., Schopf, A., Weizer, G. (Eds.), 2019. *Der Buchdrucker*, 2nd ed. BFW, Wien.
- Hoch, G., Steyrer, G., 2020. Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel (CCCA Fact Sheet No. 31). CCCA, Wien.
- Hoelscher, M.-T., Nehls, T., Jänicke, B., Wessolek, G., 2016. Quantifying cooling effects of facade greening: Shading, transpiration and insulation. *Energy and Buildings* 114, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.047>
- Hofbauer, H., Rauch, R., Hrbek, J. (Hrsg.), 2016. IEA Bioenergie Task 33: Thermische Vergasung von Biomasse, Schriftenreihe 33/2016, BMVIT Deutsch, 38 Seiten, [https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/iea\\_pdf/endbericht-2016-33-bioenergie-task-33.pdf](https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/iea_pdf/endbericht-2016-33-bioenergie-task-33.pdf), letzter Zugriff 29.03.2024
- Höher, M., Strimitzer, L., 2019. Holzaufkommen und Verwertung von Holzabfällen in Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- Holgerson, M. A., Raymond, P. A., 2016. Large contribution to inland water CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from very small ponds. *Nature Geoscience* 9, 222–226. <https://doi.org/10.1038/ngeo2654>
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., Trepel, M., 2012. Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus drainierten landwirtschaftlichen Flächen: mit einer Regionalisierung für Schleswig-Holstein. CAU Kiel.
- Höltlinger, S., Kirchner, M., Schmidt, J., Schmid, E., 2016. The greenhouse gas mitigation potential of biorefineries in Austria, in: Meeting Sweden's Current and Future Energy Challenges. Presented at the Swedish Association of Energy Economics (SAEE) Conference, August 23–24, 2016, Luleå, Sweden.
- Höltlinger, S., Schmidt, J., Schönhart, M., Schmid, E., 2014. A spatially explicit techno-economic assessment of green biorefinery concepts. *Biofuels, Bioproduction & Biorefining* 8, 325–341. <https://doi.org/10.1002/bbb.1461>
- Holzmann, A., Adensam, H., Kratena, K., Schmid, E., 2013. Decomposing final energy use for heating in the residential sector in Austria. *Energy Policy* 62, 607–616. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.07.027>
- Holzmann, A., Schmid, E., 2018. Consumer behaviour in the residential heating sector in Austria: Findings from a bottom-up modelling approach. *Energy and Buildings* 158, 486–493. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.10.036>
- Honegger, M., Reiner, D., 2018. The political economy of negative emissions technologies: consequences for international policy design. *Climate Policy* 18, 306–321. <https://doi.org/10.1080/14693062.2017.1413322>
- Hood-Nowotny, R., Watzinger, A., Wawra, A., Soja, G., 2018. The Impact of Biochar Incorporation on Inorganic Nitrogen Fertilizer Plant Uptake; An Opportunity for Carbon Sequestration in Temperate Agriculture. *Geosciences* 8, 420. <https://doi.org/10.3390/geosciences8110420>
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., Zolitsch, W., 2010. Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems – model calculations considering the effects of land use change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25, 316–329. <https://doi.org/10.1017/S1742170510000025>
- Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Zolitsch, W., 2011. Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91, 1118–1127. <https://doi.org/10.1002/jsfa.4293>
- Hösl, R., Strauss, P., 2016. Conservation tillage practices in the alpine forelands of Austria – Are they effective? *CATENA* 137, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.009>
- Hottle, T.A., Bilec, M.M., Landis, A.E., 2013. Sustainability assessments of bio-based polymers. *Polymer Degradation and Stability* 98, 1898–1907. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016>
- Hrad, M., Obersteiner, G., Ottner, R., 2019. D.T2.3.7 Report on food waste prevention in tourism and food preparation. Final Report within the INterreg Central Europe Report STREFOWA. Interreg Central Europe.
- Hrad, M., Ottner, R., Lebersorger, S., Schneider, F., Obersteiner, G., 2016. Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen – Erweiterung weitere Betriebe 35.
- Huber, W., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2013. Analyse der Motive österreichischer Kleinwaldeigentümer als Schlüssel für die Holzmobilisierung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 164, 278–284. <https://doi.org/10.3188/szf.2013.0278>
- Humer, E., Aschenbach, J.R., Neubauer, V., Kröger, I., Khiaosa-ard, R., Baumgartner, W., Zebeli, Q., 2018a. Signals for identifying cows at risk of subacute ruminal acidosis in dairy veterinary practice. *J Anim Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 102, 380–392. <https://doi.org/10.1111/jpn.12850>
- Humer, E., Petri, R.M., Aschenbach, J.R., Bradford, B.J., Penner, G.B., Tafaj, M., Südekum, K.-H., Zebeli, Q., 2018b. Invited review: Practical feeding management recommendations to mitigate the risk of subacute ruminal acidosis in dairy cattle. *Journal of Dairy Science* 101, 872–888. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13191>
- Humpenöder, F., Popp, A., Bodirsky, B.L., Weindl, I., Biewald, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Klein, D., Kreidenweis, U., Müller, C., Rolinski, S., Stevanovic, M., 2018. Large-scale bioenergy production: how to resolve sustainability trade-offs? *Environmental Research Letters* 13, 024011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9e3b>
- Hunt, J.R., Celestina, C., Kirkegaard, J.A., 2020. The realities of climate change, conservation agriculture and soil carbon sequestration. *Global Change Biology* 26, 3188–3189. <https://doi.org/10.1111/gcb.15082>
- Hurmekoski, E., Suuronen, J., Ahlvik, L., Kunttu, J., Myllyviita, T., 2022. Substitution impacts of wood-based textile fibers: Influence of market assumptions. *Journal of Industrial Ecology* 26, 1564–1577. <https://doi.org/10.1111/jiec.13297>

- IEA Bioenergy, 2020. Advanced Biofuels – Potential for Cost Reduction. IEA Bioenergy.
- IGBP Terrestrial Carbon Working Group, 1998. The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto Protocol. *Science* 280, 1393–1394.
- IPCC, 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK; New York, USA.
- IPCC, 2019a. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Kyoto. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>, letzter Zugriff 09.11.2022
- IPCC, 2019b. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- IPCC, W.G.I., 2014. Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change. Cambridge University Press.
- Iraldo, F., Grieshammer, R., Kahlenborn, W., 2020. The future of eco-labels. *International Journal of Life Cycle Assessment* 25, 833–839. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01741-9>
- Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017a. Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? *Regional Environmental Change* 17, 33–48. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0908-9>
- Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017b. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. *European Journal of Forest Research* 1-19–1–19. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1051-6>
- IRP, n. d. Reports, The International Resource Panel's scientific assessments include Decoupling, Cities, Water, Metals, Land and Soils, Food, Trade, Resource Efficiency, Green Technology and Global Materials Flows [WWW Document]. The International Resource Panel. <https://www.resourcepanel.org/reports/resource-efficiency-and-climate-change>, letzter Zugriff 20.02.2023
- Isaac, M., van Vuuren, D.P., 2009. Modeling global residential sector energy demand for heating and air conditioning in the context of climate change. *Energy Policy* 37, 507–521. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.09.051>
- Ivanova, D., Barrett, J., Wiedenhofer, D., Macura, B., Callaghan, M.W., Creutzig, F., 2020. Quantifying the potential for climate change mitigation of consumption options. *Environmental Research Letters* <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8589>
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider, F., Tiemeyer, B., Vos, C., Wittnebel, M., Müller, T., Säurich, A., Fahrion-Nitschke, A., Gebbert, S., Jaconi, A., Kolata, H., Laggner, A., et al., 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (No. 64), Thünen Report. Thünen-Institut, Braunschweig.
- Jaime, L., Batllori, E., Ferretti, M., Lloret, F., 2022. Climatic and stand drivers of forest resistance to recent bark beetle disturbance in European coniferous forests. *Global Change Biology* 28, 2830–2841. <https://doi.org/10.1111/gcb.16106>
- Jandl, R., 2020. Climate-induced challenges of Norway spruce in Northern Austria. *Trees, Forests and People* 1, 100008. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100008>
- Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., Weiss, P., 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. *Forests* 9, 592. <https://doi.org/10.3390/f9100592>
- Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Weiss, P., 2021. Soil Organic Carbon Stocks in Mixed-Deciduous and Coniferous Forests in Austria. *Frontiers in Forests and Global Change* 4, 69. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.688851>
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K. A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253–268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Jandl, R., Schmidt, S., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H., Bauer, H., Dirnböck, T., 2012. Acidification and Nitrogen Eutrophication of Austrian Forest Soils. *Applied and Environmental Soil Science* 2012, ID 632602. <https://doi.org/10.1155/2012/632602>
- Janzen, H.H., 2004. Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 399–417. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040>
- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., Groenigen, J.W. van, Hungate, B.A., Verheijen, F., 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environmental Research Letters* 12, 053001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa67bd>
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144, 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
- Jungbluth, N., 2010. Die Ökobilanz von Nahrungsmittelproduktion und Konsum. Handlungsmöglichkeiten der Akteure.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J.E., Hansen, M.N., Sommer, S.G., 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, 148–154. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.06.004>
- Kalcher, J., Praxmarer, G., Teischinger, A., 2017. Quantification of future availabilities of recovered wood from Austrian residential buildings. *Resources, Conservation and Recycling* 123, 143–152. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.001>
- Kalt, G., 2018. Carbon dynamics and GHG implications of increasing wood construction: long-term scenarios for residential buildings in Austria. *Carbon Management* 9, 265–275. <https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1469948>
- Kalt, G., 2015. Biomass streams in Austria: Drawing a complete picture of biogenic material flows within the national economy. *Resources, Conservation and Recycling* 95, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.006>
- Kalt, G., Höher, M., Lauk, C., Schipfer, F., Kranzl, L., 2016. Carbon accounting of material substitution with biomass: Case studies for Austria investigated with IPCC default and alternative approaches. *Environmental Science & Policy* 64, 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.022>
- Kalt, G., Lauk, C., Mayer, A., Theurl, M.C., Kaltenecker, K., Winiwarter, W., Erb, K.-H., Matej, S., Haberl, H., 2020. Greenhouse gas implications of mobilizing agricultural biomass for energy: a reassessment of global potentials in 2050 under different food-system pathways. *Environmental Research Letters* 15, 034066. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6c2e>
- Kalt, G., Mayer, A., Theurl, M.C., Lauk, C., Erb, K.-H., Haberl, H., 2019. Natural climate solutions versus bioenergy: Can carbon benefits of natural succession compete with bioenergy from short rotation coppice? *GCB Bioenergy* 11, 1283–1297. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12626>
- Kammerlander, M., Omann, I., Titz, M., Vogel, J., 2018. Which National Policy Instruments Can Reduce Consumption-Based Greenhouse Gas Emissions? (No. REF-0663). Umweltbundesamt GmbH.
- Kanzler, M., Böhm, C., Mirck, J., Schmitt, D., Veste, M., 2019. Microclimate effects on evaporation and winter wheat (*Triticum aestivum*

- L.) yield within a temperate agroforestry system. *Agroforestry Systems* 93, 1821–1841. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0289-4>
- Karer, J., Wimmer, B., Zehetner, F., Kloss, S., Soja, G., 2013. Biochar application to temperate soils: effects on nutrient uptake and crop yield under field conditions. *AFSci* 22, 390–403. <https://doi.org/10.23986/afsci.8155>
- Karner, K., Dißbauer, C., Enigl, M., Strasser, C., Schmid, E., 2017. Environmental trade-offs between residential oil-fired and wood pellet heating systems: Forecast scenarios for Austria until 2030. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 80, 868–879. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.242>
- Kasper, M., Freyer, B., Hülsbergen, K.-J., Schmid, H., Friedel, J.K., 2015. Humus balances of different farm production systems in main production areas in Austria. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178, 25–34. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400111>
- Kauppi, P., Hanewinkel, M., Lundmark, T., Nabuurs, G.-J., Peltola, H., Trasobares, A., Hetemäki, L., 2018. Climate Smart Forestry in Europe. European Forest Institute.
- Kaur, K., Kapoor, K.K., Gupta, A.P., 2005. Impact of organic manures with and without mineral fertilizers on soil chemical and biological properties under tropical conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 117–122. <https://doi.org/10.1002/jpln.200421442>
- Kavargiris, S.E., Mamolos, A.P., Tsatsarelis, C.A., Nikolaidou, A.E., Kalburtji, K.L., 2009. Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. *Biomass and Bioenergy* 33, 1239–1250. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.006>
- Kay, S., Rega, C., Moreno, G., den Herder, M., Palma, J.H.N., Borek, R., Crous-Duran, J., Freese, D., Giannitsopoulos, M., Graves, A., Jäger, M., Lamersdorf, N., Memedemin, D., Mosquera-Losada, R., Pantera, A., Paracchini, M.L., Paris, P., Roces-Díaz, J.V., Rolo, V., Rosati, A., Sandor, M., Smith, J., Szerencsits, E., Varga, A., Viaud, V., Wawer, R., Burgess, P.J., Herzog, F., 2019. Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. *Land Use Policy* 83, 581–593. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.025>
- Kilpeläinen, A., Peltola, H., 2022. Carbon Sequestration and Storage in European Forests, in: Hetemäki, L., Kangas, J., Peltola, H. (Eds.), *Forest Bioeconomy and Climate Change*. Springer International Publishing, Cham, pp. 113–128. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4_6)
- Kirchengast, G., Kromp-Kolb, H., Steininger, K., Stagl, S., Kirchner, M., Ambach, Ch., Grohs, J., Gutsohn, A., Peisker, J., Strunk, B., 2019. Referenzplan als Grundlage für einen wissenschaftlich fundierten und mit den Pariser Klimazielen in Einklang stehenden Nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich (Ref-NEKP).
- Kirchgeßner, M., Windisch, W., Müller, H.L., 1994. Nutritional factors for the quantification of methane production., in: VIIIth International Symposium on Ruminant Physiology. Presented at the VIIIth International Symposium on Ruminant Physiology, Engelhardt, V. W. et al., Willingen, Deutschland.
- Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Pretenthaler, F., Rüdiger, J., Schauppenlehner, T., Schönhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes – The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *Ecological Economics* 109, 161–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>
- Kleemann, F., Lederer, J., Fellner, J., 2015. Ergebnisbericht des Projekts Hochbauten als Wertstoffquelle. TU Wien, Wien.
- Klepper, G., Thrän, D., 2019. Biomasse im Spannungsfeld zwischen Energie- und Klimapolitik, Schriftenreihe. Energiesysteme der Zukunft (ESYS), München.
- klimaaktiv, 2018. Holzströme in Österreich, klimaaktiv [WWW Document]. [https://www.klimaaktiv.at/erneuerbare/energieholz/holzstr\\_oesterr.html](https://www.klimaaktiv.at/erneuerbare/energieholz/holzstr_oesterr.html) (accessed 7.8.20).
- Knapp, J.R., Laur, G.L., Vadas, P.A., Weiss, W.P., Tricarico, J.M., 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *Journal of Dairy Science* 97, 3231–3261. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7234>
- Knohl, A., Schulze, Schulze, E.-D., Kolle, O., Buchmann, N., 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany, *Agricultural and Forest Meteorology*, 118(3–4), 151–167. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00115-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00115-1)
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R., 2008. Admixing broad-leaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research* 127, 89–101. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0186-2>
- Koch, O., Tschirko, D., Kandeler, E., 2007. Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils: Temperature Sensitivity in Alpine Soils. *Global Biogeochem. Cycles* 21, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2007GB002983>
- Köhl, M., Linser, S., Prins, K., Talarczyk, A., 2021. The EU climate package „Fit for 55“ – a double-edged sword for Europeans and their forests and timber industry. *Forest Policy and Economics* 132, 102596. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102596>
- Kolbe, H., 2010. Site-adjusted organic matter-balance method for use in arable farming systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173, 678–691. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900175>
- Kramer, K.J., Moll, H.C., Nonhebel, S., 1999. Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72, 9–16. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00158-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00158-3)
- Körner, C., 2009. Biological Carbon Sinks: Turnover Must Not Be Confused with Capital! GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 18, 288–293. <https://doi.org/10.14512/gaia.18.4.5>
- Körner, C., 2003. Alpine plant life – functional ecology of high mountain ecosystems, 2nd ed. Springer Verlag, Berlin.
- Körner, C., 1999. Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin; New York: Springer.
- Kraxner, F., Nilsson, S., Obersteiner, M., 2003. Negative emissions from BioEnergy use, carbon capture and sequestration (BECS) – The case of biomass production by sustainable forest management from semi-natural temperate forests. *Biomass and Bioenergy* 24, 285–296. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00172-1](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00172-1)
- Krutzler, T., Wiesenberger, H., Heller, C., Gössl, M., Stranner, G., Storch, A., Heinfellner, H., Winter, R., Kellner, M., Schinder, I., 2016. Szenario Erneuerbare Energie 2030 Und 2050, REP-0576. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Kuczynski, T., Dämmgen, U., Webb, J., Myczko, A. (Eds.), 2005. Emissions from European agriculture. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.
- Kuilen, J.W.G.V.D., Ceccotti, A., Xia, Z., He, M., 2011. Very Tall Wooden Buildings with Cross Laminated Timber. *Procedia Engineering* 14, 1621–1628. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.07.204>
- Kumar, S., Meena, R.S., Lal, R., Singh Yadav, G., Mitran, T., Meena, B.L., Dotaniya, M.L., EL-Sabagh, A., 2018. Role of Legumes in Soil Carbon Sequestration, in: Meena, R.S., Das, A., Yadav, G.S., Lal, R. (Eds.), *Legumes for Soil Health and Sustainable Management*. Springer Singapore, Singapore, pp. 109–138. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-0253-4\\_4](https://doi.org/10.1007/978-981-13-0253-4_4)
- Kupferschmid, A.D., Brang, P., Bugmann, H., 2019. Abschätzung des Einflusses von Verbiss durch wildelebende Huftiere auf die Baumverjüngung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 170, 125–134. <https://doi.org/10.3188/szf.2019.0125>

- Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C., Neilson, E.T., 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *PNAS USA* 105, 1551. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708133105>
- Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T., van Kessel, C., 2011. Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils. *Journal of Environmental Quality* 40, 1756–1766. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0064>
- Landholm, D.M., Holsten, A., Martellozzo, F., Reusser, D.E., Kropp, J.P., 2019. Climate change mitigation potential of community-based initiatives in Europe. *Regional Environmental Change* 19, 927–938. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1428-1>
- Lang, H.-P., Nopp-Mayr, U., 2012. Die Bedeutung des Urwaldes Rothwald für die Urwaldforschung. *Silva fera* 1, 30–37.
- Lauk, C., Kaufmann, L., Theurl, M.C., Wittmann, F., Eder, M., Hörtenhuber, S., Freyer, B., Krausmann, F., 2022. Demand side options to reduce greenhouse gas emissions and the land footprint of urban food systems: A scenario analysis for the City of Vienna. *Journal of Cleaner Production* 359, 132064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132064>
- Lebersorger, S., Schneider, F., 2014. Aufkommen an Lebensmittelverderb im Österreichischen Lebensmittelhandel (Endbericht im Auftrag der ECR-Arbeitsgruppe Abfallwirtschaft 2014).
- Ledermann, T., Braun, M., Kindermann, G., Jandl, R., Ludvig, A., Schadauer, K., Schwarzbauer, P., Weiss, P., 2022. Effects of Silvicultural Adaptation Measures on Carbon Stock of Austrian Forests. *Forests* 13. <https://doi.org/10.3390/f13040565>
- Ledermann, T., Jandl, R., Veselinovic, B., Hager, H., Diwold, G., Hochbichler, E., Sommerauer, M., 2010. Ein Ansatz zur Abschätzung der sturminduzierten Ausfallwahrscheinlichkeit von Fichten- und Buchenbeständen des österreichischen Alpenvorlandes, in: Beiträge Zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2010 in Göttingen. Presented at the Beiträge zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2010 in Göttingen, Cuvillier, Göttingen, p. 61.
- Ledermann, T., Kindermann, G., 2017. Wie geht man mit gefährdeten Fichtenbeständen um? *BFW-Praxisinfo* 44, 19–22.
- Ledermann, T., Kindermann, G., 2013. Modelle für die künftige Bewirtschaftung der Fichte. *BFW-Praxisinfo* 31, 16–19.
- Ledermann, T., Kindermann, G., Jandl, R., Schadauer, K., 2020. Klimawandelanpassungsmaßnahmen im Wald und deren Einfluss auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz. *BFW-Praxisinformation* 51. [https://bfw.ac.at/cms\\_stamm/050/PDF/BFW\\_Praxisinformation51\\_CareforParis\\_vers200825.pdf](https://bfw.ac.at/cms_stamm/050/PDF/BFW_Praxisinformation51_CareforParis_vers200825.pdf), letzter Zugriff 09.11.2022
- Ledinek, M., Gruber, L., Steininger, F., Fuerst-Waltl, B., Zottl, K., Royer, M., Krimberger, K., Mayerhofer, M., Egger-Danner, C., 2019. Analysis of lactating cows on commercial Austrian dairy farms: the influence of genotype and body weight on efficiency parameters. *Archives Animal Breeding* 62, 491–500. <https://doi.org/10.5194/aab-62-491-2019>
- Lee, H., Brown, C., Seo, B., Holman, I., Audsley, E., Cojocaru, G., Rounsevell, M., 2019. Implementing land-based mitigation to achieve the Paris Agreement in Europe requires food system transformation. *Environmental Research Letters* 14, 104009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3744>
- Lee, J.H., Lim, S., 2018. The selection of compact city policy instruments and their effects on energy consumption and greenhouse gas emissions in the transportation sector: The case of South Korea. *Sustainable Cities and Society* 37, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.11.006>
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Cruzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>
- Lehner, M., Mont, O., Heiskanen, E., 2016. Nudging – A promising tool for sustainable consumption behaviour? *Journal of Cleaner Production, Special Volume: Transitions to Sustainable Consumption and Production in Cities* 134, 166–177. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.086>
- Lehtinen, T., Schlatter, N., Baumgarten, A., Bechini, L., Krüger, J., Grignani, C., Zavattaro, L., Costamagna, C., Spiegel, H., 2014. Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. *Soil Use and Management* 30, 524–538. <https://doi.org/10.1111/sum.12151>
- Leifeld, J., Bassin, S., Fuhrer, J., 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 255–266. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.03.006>
- Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J., Conen, F., 2009. Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. *Global Change Biology* 15, 668–679. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01782.x>
- Lemken, D., Kraus, K., Nitzko, S., Spiller, A., 2018. Staatliche Eingriffe in die Lebensmittelwahl: Welche klimapolitischen Instrumente unterstützt die Bevölkerung? *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 27, 363–372. <https://doi.org/10.14512/gaia.27.4.8>
- Leroy, G., Hoffmann, I., From, T., Hiemstra, S.J., Gandini, G., 2018. Perception of livestock ecosystem services in grazing areas. *Animal* 12, 2627–2638. <https://doi.org/10.1017/S1751731118001027>
- Leturcq, P., 2020. GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. *Scientific Reports* 10, 20752. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77527-8>
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Green, A., Warner, D.J., Stedman, A., Naseby, D., 2013. Review of substances/agents that have direct beneficial effect on the environment: mode of action and assessment of efficacy. *EFSA Supporting Publications* 10, 440E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2013.EN-440>
- Lexer, M.J., Jandl, R., Nabernegg, S., Bednar-Friedl, B., 2015. Forestry, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, Birgit, Kranzl, L., Loibl, W., Pretenthaler, F. (Eds.), *Economic Evaluation of Climate Change Impacts – Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria*, Springer Climate. Springer International Publishing, pp. 145–165.
- Li, X., Sørensen, P., Li, F., Petersen, S.O., Olesen, J.E., 2015. Quantifying biological nitrogen fixation of different catch crops, and residual effects of roots and tops on nitrogen uptake in barley using in-situ <sup>15</sup>N labelling. *Plant and Soil* 395, 273–287. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2548-8>
- Li, Y., Xiong, W., Wang, X., 2019. Does polycentric and compact development alleviate urban traffic congestion? A case study of 98 Chinese cities. *Cities* 88, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.01.017>
- Lindenthal, T., 2019. Fakten zur klimafreundlichen Landwirtschaft und die Rolle der Bio-Landwirtschaft.
- Lindenthal, Thomas, Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., 2010a. Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria. *LCA Food*, pp. 319–324.
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., Hanz, K., 2010b. Klimabilanz biologischer und konventioneller Lebensmittel im Vergleich 8.
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Theurl, M., Rudolph, G., 2010c. Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria, in: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P., Università degli Studi di Bari Aldo Moro (Eds.), *Lca-food 2010: VII International Conference on Life Assessment in the Agri-Food Sector*; Bari, Italy, September 22–24 2010; Proceedings, Vol. 1. Presented at the VII. International conference on life cycle assessment in the agri-food sector (LCA Food), Bari, pp. 319–324.

- Lindenthal, T., Schlatzer, M., 2020. Risiken für die Lebensmittelversorgung in Österreich und Lösungsansätze für eine höhere Krisensicherheit. Wissenschaftliches Diskussionspapier 70.
- Lindner, M., Schwarz, M., Spathelf, P., Koning, J.H.C. de, Jandl, R., Vizslai, I., Vančo, M., 2020. Adaptation to Climate Change in Sustainable Forest Management in Europe. Liaison Unit, Bratislava, Zvolen.
- Ludvig, A., Braun, M., Hesser, F., Ranacher, L., Fritz, D., Gschwantner, T., Jandl, R., Kindermann, G., Ledermann, T., Pözl, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., Wolfslehner, B., Weiss, P., 2021. Comparing policy options for carbon efficiency in the wood value chain: Evidence from Austria. *Journal of Cleaner Production* 292, 125985. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125985>
- Lugato, E., Leip, A., Jones, A., 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N<sub>2</sub>O emissions. *Nature Climate Change* 8, 219–223. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0087-z>
- Lundmark, T., Bergh, J., Hofer, P., Lundström, A., Nordin, A., Poudel, B., Sathre, R., Taverna, R., Werner, F., 2014. Potential Roles of Swedish Forestry in the Context of Climate Change Mitigation. *Forests* 5, 557–578. <https://doi.org/10.3390/f5040557>
- Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213–215. <https://doi.org/10.1038/nature07276>
- Lwasa, S., Seto, K.C., Bai, X., Blanco, H., Gurney, K.R., Kilikis, S., Lucun, O., Murakami, J., Pan, J., Sharifi, A., Yamagata, Y., 2022. Urban systems and other settlements., in: Shukla, J., Slade, R., Al Khourdajie, A., van Diemen, R., McCollum, D., Pathak, M., Some, S., Vyas, P., Fradera, R., Belkacemi, M., Hasija, A., Lisboa, G., Luz, S., Malley, J. (Eds.), *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 861–952.
- Mahapatra, K., Gustavsson, L., Hemström, K., 2012. Multi-storey wood-frame buildings in Germany, Sweden and the UK. *Construction Innovation* 12, 62–85. <https://doi.org/10.1108/14714171211197508>
- Mandová, H., Patrizio, P., Leduc, S., Kjærstad, J., Wang, C., Wetterlund, E., Kraxner, F., Gale, W., 2019. Achieving carbon-neutral iron and steelmaking in Europe through the deployment of bioenergy with carbon capture and storage. *Journal of Cleaner Production* 218, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.247>
- Maroušek, J., Strunecký, O., Stehel, V., 2019. Biochar farming: defining economically perspective applications. *Clean Technologies Environmental Policy* 21, 1389–1395. <https://doi.org/10.1007/s10098-019-01728-7>
- Martens, H., 2020. Transition Period of the Dairy Cow Revisited: I. Homeorhesis and Its Changes by Selection and Management. *Journal of Agricultural Science* 12, 1. <https://doi.org/10.5539/jas.v12n3p1>
- Martinez-Cruz, K., Gonzalez-Valencia, R., Sepulveda-Jauregui, A., Plascencia-Hernandez, F., Belmonte-Izquierdo, Y., Thalasso, F., 2017. Methane emission from aquatic ecosystems of Mexico City. *Aquatic Sciences* 79, 159–169. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0487-y>
- Masson-Delmotte, V., 2018. IPCC, 2018: Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Mata, É., Wanemark, J., Nik, V.M., Sasic Kalagasidis, A., 2019. Economic feasibility of building retrofitting mitigation potentials: Climate change uncertainties for Swedish cities. *Applied Energy* 242, 1022–1035. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.042>
- Mayer, A., Hausfather, Z., Jones, A.D., Silver, W.L., 2018. The potential of agricultural land management to contribute to lower global surface temperatures. *Science Advances* 4. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aag0932>
- Mayer, M., Keßler, D., Katzensteiner, K., 2020a. Herbivory modulates soil CO<sub>2</sub> fluxes after windthrow: a case study in temperate mountain forests. *European Journal of Forest Research* 139, 383–391. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01244-9>
- Mayer, M., Matthews, B., Rosinger, C., Sandén, H., Godbold, D.L., Katzensteiner, K., 2017. Tree regeneration retards decomposition in a temperate mountain soil after forest gap disturbance. *Soil Biology and Biochemistry* 115, 490–498. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.010>
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020b. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- McDaniel, M.D., Tiemann, L.K., Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications* 24, 560–570. <https://doi.org/10.1890/13-0616.1>
- McDowell, N.G., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B.H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J.S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurr, G.C., Jackson, R.B., Johnson, D.J., Kueppers, L., Lichstein, J.W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T.A.M., Seidl, R., Turner, M.G., Uriarte, M., Walker, A.P., Xu, C., 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science* 368. <https://doi.org/10.1126/science.aaz9463>
- Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., Stolze, M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149, 193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>
- Meier, T., Christen, O., 2013. Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. *Environmental Science & Technology* 47, 877–888. <https://doi.org/10.1021/es302152v>
- Mejia, A., Harwatt, H., Jaceldo-Siegl, K., Sranachoenpong, K., Soret, S., Sabaté, J., 2018. Greenhouse Gas Emissions Generated by Tofu Production: A Case Study. *Journal of Hunger & Environmental Nutrition* 13, 131–142. <https://doi.org/10.1080/19320248.2017.1315323>
- Meyer, P., Nagel, R., Feldmann, E., 2021. Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of north-western Germany. *Journal of Ecology* 109, 3602–3616. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13740>
- Mi, Z., Guan, D., Liu, Z., Liu, J., Vigiú, V., Fromer, N., Wang, Y., 2019. Cities: The core of climate change mitigation. *Journal of Cleaner Production* 207, 582–589. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.034>
- Millar, C.I., Stephenson, N.L., 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science* 349, 823–826.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke,

- S., de-Forges, A.C.R., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Minx, J.C., Lamb, W.F., Callaghan, M.W., Fuss, S., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., Garcia, W. de O., Hartmann, J., Khanna, T., Lenzi, D., Luderer, G., Nemet, G.F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J.L.V., Wilcox, J., Dominguez, M. del M.Z., 2018. Negative emissions – Part 1: Research landscape and synthesis. *Environmental Research Letters* 13, 063001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9b>
- Mishra, A., Humpenöder, F., Churkina, G., Reyser, C.P.O., Beier, F., Boudirsky, B.L., Schellnhuber, H.J., Lotze-Campen, H., Popp, A., 2022. Land use change and carbon emissions of a transformation to timber cities. *Nature Communications* 13, 4889. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32244-w>
- Möckel, S., 2015. ‚Best available techniques‘ as a mandatory basic standard for more sustainable agricultural land use in Europe? *Land Use Policy* 47, 342–351. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.021>
- Moog, S., Spicer, A., Böhm, S., 2015. The Politics of Multi-Stakeholder Initiatives: The Crisis of the Forest Stewardship Council. *Journal of Business Ethics* 128, 469–493. <https://doi.org/10.1007/s10551-013-2033-3>
- Morais, T.G., Teixeira, R.F.M., Lauk, C., Theurl, M.C., Winiwarter, W., Mayer, A., Kaufmann, L., Haberl, H., Domingos, T., Erb, K.-H., 2021. Agroecological measures and circular economy strategies to ensure sufficient nitrogen for sustainable farming. *Global Environmental Change* 69, 102313. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102313>
- Moser, S., Kleinhüchelkotten, S., 2018. Good Intentions, but Low Impacts: Diverging Importance of Motivational and Socioeconomic Determinants Explaining Pro-Environmental Behavior, Energy Use, and Carbon Footprint. *Environment and Behavior* 50, 626–656. <https://doi.org/10.1177/0013916517710685>
- Mosquera-Losada, M.R., Santiago-Freijanes, J.J., Rois-Díaz, M., Moreno, G., den Herder, M., Aldrey-Vázquez, J.A., Ferreiro-Domínguez, N., Pantera, A., Pisanelli, A., Rigueiro-Rodríguez, A., 2018. Agroforestry in Europe: A land management policy tool to combat climate change. *Land Use Policy* 78, 603–613. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.052>
- Mulholland, B., Fullen, M.A., 1991. Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. *Soil Use & Management* 7, 189–193. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1991.tb00873.x>
- Muller, A., Schader, C., 2017. Efficiency, sufficiency, and consistency for sustainable healthy food. *The Lancet Planetary Health* 1, e13–e14. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30012-8](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30012-8)
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8, 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Müller, M.M., 2021. Waldbrand-Dokumentation und Analyse von durch Blitzschlag ausgelösten Waldbränden als Beitrag für ein integriertes System zur Abschätzung der Waldbrandgefahr in Österreich. Universität der Bodenkultur Wien, Wien.
- Müller, T., Riehle, J., Li, Z., Schlegel, Z., von Schenck zu Schweinsberg, M., Sabahi, H., Schulz, R., 2007. Leguminosenkörnerschrote und andere vegetabile Dünger im Ökologischen Gemüsebau, in: 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Presented at the 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zwischen Tradition und Globalisierung, Dr. Köster Berlin, Hohenheim.
- Münster, E., Rüger, H., Ochsmann, E., Letzel, S., Toschke, A.M., 2009. Over-indebtedness as a marker of socioeconomic status and its association with obesity: a cross-sectional study. *BMC Public Health* 9, 286. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-9-286>
- Musonda, F., Millinger, M., Thrän, D., 2020. Greenhouse Gas Abatement Potentials and Economics of Selected Biochemicals in Germany. *Sustainability* 12, 2230. <https://doi.org/10.3390/su12062230>
- Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., Lindner, M., 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. *Forests* 8, 484. <https://doi.org/10.3390/f8120484>
- Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Lindner, M., Nisbet, M., Ollikainen, M., Savarese, A., 2015. A new role for the forests and the forest sector in the EU post-2020 climate targets., From Science to Policy. EFI, Joensuu.
- Nanda, S., Mohammad, J., Reddy, S.N., Kozinski, J.A., Dalai, A.K., 2014. Pathways of lignocellulosic biomass conversion to renewable fuels. *Biomass Conversion & Biorefinery* 4, 157–191. <https://doi.org/10.1007/s13399-013-0097-z>
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, 2013. Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen. Halle (Saale). [https://www.leopoldina.org/uploads/tx\\_leopublication/2013\\_06\\_Stellungnahme\\_Bioenergie\\_DE.pdf](https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2013_06_Stellungnahme_Bioenergie_DE.pdf), letzter Zugriff 04.03.2024
- Nawaz, M.F., Bourrié, G., Trolard, F., 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy of Sustainable Development* 33, 291–309. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>
- Niamir, L., Ivanova, O., Filatova, T., Voinov, A., Bressers, H., 2020. Demand-side solutions for climate mitigation: Bottom-up drivers of household energy behavior change in the Netherlands and Spain. *Energy Research & Social Science* 62, 101356. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2019.101356>
- Niggli, U., Earley, J., Ogorzalek, K., 2007. Organic Agriculture and Environmental Stability Of the Food Supply. Vortrag at: International Conference on Organic Agriculture and Food Security, Rome, Italy, May 3–5, 2007. <https://www.orgprints.org/id/eprint/10752/>
- Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P., Scialabba, N., 2009. Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems. [WWW Document]. <https://orgprints.org/15690/1/niggli-et-al-2009-lowgreenhouse.pdf> (accessed 5.14.20).
- Nyborg, K., Anderies, J.M., Dannenberg, A., Lindahl, T., Schill, C., Schluter, M., Adger, W.N., Arrow, K.J., Barrett, S., Carpenter, S., Chapin, F.S., Crepin, A.-S., Daily, G., Ehrlich, P., Folke, C., Jager, W., Kautsky, N., Levin, S.A., Madsen, O.J., Polasky, S., Scheffer, M., Walker, B., Weber, E.U., Wilen, J., Xepapadeas, A., de Zeeuw, A., 2016. Social norms as solutions. *Science* 354, 42–43. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8317>
- Obersteiner, G., Luck, S., 2020. Lebensmittelabfälle in Österreichischen Haushalten: Status Quo. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Obersteiner, G., Pilz, H., 2020. Lebensmittel – Verpackungen – Nachhaltigkeit: Ein Leitfadens für Verpackungshersteller, Lebensmittelverarbeiter, Handel, Politik & NGOs (Entstanden aus den Ergebnissen des Forschungsprojekts „STOP waste – SAVE food“). OeGE, Wien.
- Obersteiner, G., Sacher, C., 2019. Improve your loss ratio and #reducefoodwaste – Guideline for the Food Service sector 2019 (Guidelines). STREFOWA.
- O’Brien, L., Schuck, A., Fraccaroli, C., E. Pötzelsberger, E., Winkel, G., Lindner, M., 2021. Protecting old-growth forests in Europe – a review of scientific evidence to inform policy implementation. Final report. European Forest Institute, Platz der Vereinten Nationen 7, 53113 Bonn, Germany. <https://doi.org/10.36333/rs1e>
- OECD, FAO, 2019. OECD-FAO Agricultural Outlook 2019–2028, OECD-FAO Agricultural Outlook. OECD. [https://doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2019-en](https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2019-en)
- Oettel, J., Lapin, K., 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe.

- Ecological Indicators 122, 107275. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107275>
- Oettel, J., Lapin, K., Kindermann, G., Steiner, H., Schweinzer, K.-M., Frank, G., Essl, F., 2020. Patterns and drivers of deadwood volume and composition in different forest types of the Austrian natural forest reserves. *Forest Ecology and Management* 463, 118016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118016>
- ÖGE, 2020. 10 Ernährungsregeln der ÖGE. [WWW Document]. Österreichische Gesellschaft für Ernährung. <https://www.oege.at/index.php/bildung-information/empfehlungen>, letzter Zugriff 08.08.2022
- Oliver, C.D., Larson, B.C., 1990. *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill Inc.
- Oliver, C.D., Nassar, N.T., Lippke, B.R., McCarter, J.B., 2014. Carbon, Fossil Fuel, and Biodiversity Mitigation With Wood and Forests. *Journal of Sustainable Forestry* 33, 248–275. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.839386>
- Olonscheck, M., Holsten, A., Kropp, J.P., 2011. Heating and cooling energy demand and related emissions of the German residential building stock under climate change. *Energy Policy* 39, 4795–4806. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.06.041>
- Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., 2019. Chapter 4: Land Degradation – IPCC Special Report on Climate Change and Land. <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-4/> (accessed 7.2.21).
- ÖROK, 2018. Raumordnung in Österreich und Bezüge zur Raumentwicklung und Regionalpolitik, Schriftenreihe/Österreichische Raumordnungskonferenz. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK), Wien.
- Osterburg, B. (Ed.), 2007. Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer: eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Landbauforschung Völknerode Sonderheft. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
- Osterburg, B., Kätsch, S., Wolff, A., 2013. Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050. Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Österreichisches Umweltzeichen, 2018. Richtlinie UZ 200. Tourismus und Freizeitwirtschaft „201 Beherbergungsbetriebe“ „202 Gastronomiebetriebe“ „203 Eventcatering und Party-Service“ „204 Gemeinschaftsverpflegung“ („205 Campingplätze“) „206 Schutzhütten“ „207 Tagungs- und Eventlokalitäten“ „208 Museen und Ausstellungshäuser“. Version 7.0.
- Panagea, I.S., Berti, A., Čermak, P., Diels, J., Elsen, A., Kusá, H., Piccoli, I., Poesen, J., Stoate, C., Tits, M., Zoth, Z., Wyseure, G., 2021. Soil Water Retention as Affected by Management Induced Changes of Soil Organic Carbon: Analysis of Long-Term Experiments in Europe. *Land* 2021, 10, 1362. <https://doi.org/10.3390/land10121362>
- Pasztor, F., Matulla, C., Zúvela-Aloise, M., Rammer, W., Lexer, M.J., 2015. Developing predictive models of wind damage in Austrian forests. *Annals of Forest Science* 72, 289–301. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0386-0>
- Pattberg, P.H., 2005. The Forest Stewardship Council: Risk and Potential of Private Forest Governance. *The Journal of Environment & Development* 14, 356–374. <https://doi.org/10.1177/1070496505280062>
- Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., Kastner, T., Moran, D., Schmidt, S., Wood, R., 2019. Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. *Global environmental change*, 56, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002>
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Perini, K., Bazzocchi, F., Croci, L., Magliocco, A., Cattaneo, E., 2017. The use of vertical greening systems to reduce the energy demand for air conditioning. Field monitoring in Mediterranean climate. *Energy and Buildings* 143, 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.036>
- Philippidis, G., Bartelings, H., Helming, J., M'barek, R., Smeets, E., Van Meijl, H., 2018. The Good, the Bad and the Uncertain: Bioenergy Use in the European Union. *Energies* 11, 2703. <https://doi.org/10.3390/en11102703>
- Piemonte, V., Gironi, F., 2012. Bioplastics and GHGs Saving: The Land Use Change (LUC) Emissions Issue. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 34, 1995–2003. <https://doi.org/10.1080/15567036.2010.497797>
- Pittau, F., Lumia, G., Heeren, N., Iannaccone, G., Habert, G., 2019. Retrofit as a carbon sink: The carbon storage potentials of the EU housing stock. *Journal of Cleaner Production* 214, 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.304>
- Pittelkow, C.M., Linnquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research* 183, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.02>
- Pladerer, C., Hietler, P., 2019. Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 71, 238–245. <https://doi.org/10.1007/s00506-019-0578-9>
- Plumb, A., Downing, P., Parry, A., 2013. Consumer attitudes to food waste and food packaging. Icaro Consulting and WRA.
- Poepflau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Poepflau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B.A.S., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17, 2415–2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Pommerening, A., Murphy, S.T., 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77, 27–44. <https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27>
- Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360, 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Popp, A., Lotze-Campen, H., Bodirsky, B., 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change* 20, 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001>
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change* 4, 678–683. <https://doi.org/10.1038/nclimate2292>
- Pozo, C., Galán-Martín, Á., Reiner, D.M., Mac Dowell, N., Guillén-Gosálbez, G., 2020. Equity in allocating carbon dioxide removal quotas. *Nature Climate Change* 10, 640–646. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0802-4>
- Pretzsch, H., 2010. *Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model*. Springer Verlag.
- Pröll, G., Darabant, A., Gratzner, G., Katzensteiner, K., 2015. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. *European Journal of Forest Research* 134, 293–308. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0851-1>
- Quested, T.E., Parry, A.D., Easteal, S., Swannell, R., 2011. Food and drink waste from households in the UK. *Nutrition Bulletin* 36, 460–467. <https://doi.org/10.1111/j.1467-3010.2011.01924.x>
- Ramachandran Nair, P.K., Mohan Kumar, B., Nair, V.D., 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172, 10–23. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>

- Ramage, M.H., Burrige, H., Busse-Wicher, M., Fereday, G., Reynolds, T., Shah, D.U., Wu, G., Yu, L., Fleming, P., Densley-Tingley, D., Allwood, J., Dupree, P., Linden, P.F., Scherman, O., 2017. The wood from the trees: The use of timber in construction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 68, 333–359. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.107>
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269, 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Rebolledo-Leiva, R., Angulo-Meza, L., Iriarte, A., Gonzalez-Araya, M., 2017. Joint carbon footprint assessment and data envelopment analysis for the reduction of greenhouse gas emissions in agriculture production. *Science of The Total Environment* 593, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.147>
- Reckmann, K., Blank, R., Traulsen, I., Krieter, J., 2016. Comparative life cycle assessment (LCA) of pork using different protein sources in pig feed. *Archives Animal Breeding* 59, 27–36. <https://doi.org/10.5194/aab-59-27-2016>
- Reeg, T., 2010. Moderne Agroforstsysteme mit Wertholzbäumen als Option der Landnutzung in Deutschland: Naturschutz, Landschaftsbild und Akzeptanz (Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.). Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg, Freiburg im Breisgau.
- Reichardt, M., Jürgens, C., Klöble, U., Hüter, J., Moser, K., 2009. Dissemination of precision farming in Germany: acceptance, adoption, obstacles, knowledge transfer and training activities. *Precision Agriculture* 10, 525. <https://doi.org/10.1007/s11119-009-9112-6>
- Reimoser, F., 2018. Wildschadensproblem und Forst-Jagd-Konflikt im Alpenraum – Hintergründe, Entwicklungen, Perspektiven, in: *Jahrbuch Des Vereins Zum Schutz Der Bergwelt*. pp. 61–116.
- Reimoser, F., Reimoser, S., 2020. Zur räumlich-zeitlichen Lenkung von Wildtieren in der Kulturlandschaft./On the spatial-temporal steering of wildlife in the cultural landscape., in: *Beiträge Zur Jagd- Und Wildforschung*. pp. 225–242.
- Reinwald, F., Ring, Z., Kraus, F., Kainz, A., Tötzer, T., Damyancovic, D., 2019. Green Resilient City – A framework to integrate the Green and Open Space Factor and climate simulations into everyday planning to support a green and climate-sensitive landscape and urban development. *IOP Conf. Ser.: Earth and Environmental Sciences* 323, 012082. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012082>
- Roggendorf, W., 2019. Verringerung von Treibhausgas- und Ammoniakemissionen – Fördereffekte im Schwerpunktbereich 5D: Landesprogramm ländlicher Raum (LPLR) in Schleswig-Holstein 2014 bis 2020. Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Romero, C., Sills, E.O., Guariguata, M.R., Cerutti, P.O., Lescuyer, G., Putz, F.E., 2017. Evaluation of the impacts of Forest Stewardship Council (FSC) certification of natural forest management in the tropics: a rigorous approach to assessment of a complex conservation intervention. *International Forestry Review* 19, 36–49. <https://doi.org/10.1505/146554817822295902>
- Ronzon, T., M'Barek, R., 2018. Socioeconomic Indicators to Monitor the EU's Bioeconomy in Transition. *Sustainability* 10, 1745. <https://doi.org/10.3390/su10061745>
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.F., Whitehead, D., Wollenberg, E., 2020. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio* 49, 350–360. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>
- Rumpel, C., Lehmann, J., Chabbi, A., 2018. Boost soil carbon for food and climate. *Nature* 553, 27–27.
- Rupp, J., Bluhm, H., Hirschl, B., Grundmann, P., Mayer-Aurich, A., Huwe, V., Luxen, P., 2020. Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg, Potsdam.
- Russ, W., 2019. Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 50, 3–7.
- Rust, P., Hasenegger, V., König, J., 2017. Österreichischer Ernährungsbericht 2017.
- Sainju, U.M., Jabro, J., Stefens, W.B., 2008. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. *Journal of environmental quality* 98–106. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0392>
- Sajeev, E.P.M., Amon, B., Ammon, C., Zollitsch, W., Winiwarter, W., 2018. Evaluating the potential of dietary crude protein manipulation in reducing ammonia emissions from cattle and pig manure: A meta-analysis. *Nutr Cycl Agroecosyst* 110, 161–175. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9893-3>
- Sanchez, D.L., Callaway, D.S., 2016. Optimal scale of carbon-negative energy facilities. *Applied Energy* 170, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.02.134>
- Sanderman, J., Creamer, C., Baisden, W. T., Farrell, M., Fallon, S., 2017. Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity. *Soil* 3, 1–16. <https://doi.org/10.5194/soil-3-1-2017>
- Sanders, J., Heß, J., 2019. Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, in: *Thünen Report*. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Germany, p. 398. <https://doi.org/10.3220/REP1547040572000>
- Sandström, V., Valin, H., Krisztin, T., Havlik, P., Herrero, M., Kastner, T., 2018. The role of trade in the greenhouse gas footprints of EU diets. *Global Food Security* 19, 48–55. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.08.007>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estelles, F., Del Prado, A., Guardia, G., Abalos, D., Aguilera, E., Pardo, G., Vallejo, A., Sutton, M., Garnier, J., Billen, G., 2014. Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case. *Environmental Research Letters* 9. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/125005>
- SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies, 2020. A sustainable food system for the European Union A systematic review of the European policy ecosystem. Berlin: SAPEA.
- Sasu-Boaky, Y., Cederberg, C., Wirsenius, S., 2014. Localising livestock protein feed production and the impact on land use and greenhouse gas emissions. *Animal* 8, 1339–1348. <https://doi.org/10.1017/S1751731114001293>
- Sathre, R., O'Connor, J., 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13, 104–114. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.12.005>
- Schadauer, K., 2022. Auswertung der Österreichischen Waldinventur 2016/21.
- Schader, C., Jud, K., Meier, M.S., Kuhn, T., Oehen, B., Gattinger, A., 2014. Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 73, 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.077>
- Schader, C., Muller, A., Scialabba, N.E.-H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Makkar, H.P.S., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M., Niggli, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface* 12, 20150891. <https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>
- Schelker, J., Singer, G.A., Ulseth, A.J., Hengsberger, S., Battin, T.J., 2016. CO<sub>2</sub> evasion from a steep, high gradient stream network: importance of seasonal and diurnal variation in aquatic pCO<sub>2</sub> and gas transfer. *Limnology and Oceanography* 61, 1826–1838. <https://doi.org/10.1002/lno.10339>

- Scherhauser, S., Moates, G., Hartikainen, H., Waldron, K., Obersteiner, G., 2018. Environmental impacts of food waste in Europe. *Waste Management* 77, 98–113. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.038>
- Schiller, G., Ortlepp, R., Krauß, N., Steger, S., Schütz, H., Acosta Fernández, J., Reichenbach, J., Wagner, J., Baumann, J., 2015. Kartierung des anthropogenen Lagers in Deutschland zur Optimierung der Sekundärrohstoffwirtschaft (No. 002211). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Schindlbacher, A., Heinze, J., Gollobich, G., Wanek, W., Michel, K., Kitzler, B., 2022. Soil greenhouse gas fluxes in floodplain forests of the Danube National Park: effects of flooding and soil microclimate. *Biogeochemistry* 159, 193–213. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00921-z>
- Schipfer, F., Kranzl, L., Leclère, D., Sylvain, L., Forsell, N., Valin, H., 2017. Advanced biomaterials scenarios for the EU28 up to 2050 and their respective biomass demand. *Biomass and Bioenergy* 96, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.11.002>
- Schlatter, N., Haslmayr, H.-P., Sandén, T., Baumgarten, A., Spiegel, H., 2015. Auswirkungen von landwirtschaftlicher Bodenbewirtschaftung auf Bodenqualität, Erträge und THG Emissionen in Europa – Effects of agricultural management practices on soil quality, crop yields and GHG emissions in Europe.
- Schlatter, M., Lindenthal, T., 2020. Einfluss von unterschiedlichen Ernährungsweisen auf Klimawandel und Flächeninanspruchnahme in Österreich und Übersee (DIETCCLU). (Endbericht von StartClim2019.B in StartClim2019: Weitere Beiträge zur Umsetzung der österreichischen Anpassungsstrategie). BMLFUW, BMWF, ÖBf, Land Oberösterreich.
- Schlatter, M., Lindenthal, T., 2018. 100 % Biolandbau in Österreich – Machbarkeit und Auswirkungen einer kompletten Umstellung auf biologische Landwirtschaft in Österreich auf die Ernährungssituation sowie auf ökologische und volkswirtschaftliche Aspekte [WWW Document]. [https://archiv.muttererde.at/motherearth/uploads/2018/05/FiBL\\_gWN\\_-Bericht\\_-100P-Bio\\_Finalversion\\_21Mai18.pdf](https://archiv.muttererde.at/motherearth/uploads/2018/05/FiBL_gWN_-Bericht_-100P-Bio_Finalversion_21Mai18.pdf) (accessed 5.14.20).
- Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. *Global Change Biology* 25, 386–389. <https://doi.org/10.1111/gcb.14478>
- Schmeer, M., Loges, R., Dittert, K., Senbayram, M., Horn, R., Taube, F., 2014. Legume-based forage production systems reduce nitrous oxide emissions. *Soil and Tillage Research* 143, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.05.001>
- Schmid, E., Kirchner, M., Leclère, D., Schipfer, F., Streicher, G., Schmidt, J., Deppermann, A., Havlík, P., Kranzl, L., 2016. CC2BBE – Vulnerability of a bio-based economy to global climate change impact (Publizierbarer Endbericht No. KR12AC5K01355). ACRP – Austrian Climate Research Program.
- Schmidt, A.T., Engelen, B., 2020. The ethics of nudging: An overview. *Philosophy Compass* 15, e12658. <https://doi.org/10.1111/phc3.12658>
- Schneider, F., Part, F., Böhm, K., Lebersorger, S., Scherhauser, S., 2012. Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich. Endbericht. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Vienna.
- Schodterer, H., 2011. Verjüngung im österreichischen Wald: Defizite im Schutzwald. *BFW-Praxisinfo* 24, 10–14.
- Schodterer, H., Kainz, C., 2022. Bundesweites Wildeinflussmonitoring 2019–2021 – Ergebnisse der WEM-Periode 6. *BFW Praxisinformation* 55, 69 pp.
- Schoeneberger, M., Bentrup, G., de Gooijer, H., Soolanayakanahally, R., Sauer, T., Brandle, J., Zhou, X., Current, D., 2012. Branching out: Agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 67, 128A–136A. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.5.128A>
- Schranzhofer, A., Rockenbauer, R., Tragner, F., Hala, V., 2015. Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen. Tatwort Nachhaltige Projekte GmbH, Universität für Bodenkultur/Institut für Abfallwirtschaft, Envicient OG, Wien.
- Schrumpf, M., Kaiser, K., Schulze, E.-D., 2014. Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Gains in an Old Growth Deciduous Forest in Germany. *PLoS One* 9, e89364.
- Schultz, D., Isenhardt, T., Long, L.A., 2019. Chapter 5: Riparian & Upland Forest Buffers, in: Gold, M., Hemmelgarn, G., Ormsby-Mori, G., Todd, C. (Eds.), *Training Manual for Applied Agroforestry Practices*. The Center for Agroforestry, University of Missouri, Missouri.
- Schuster, J.L., 1964. Root Development of Native Plants Under Three Grazing Intensities. *Ecology* 45, 63. <https://doi.org/10.2307/1937107>
- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125, 291–302. <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0111-0>
- Schwarzbauer, P., Rametsteiner, E., 2001. The impact of SFM-certification on forest product markets in Western Europe – an analysis using a forest sector simulation model. *Forest Policy and Economics* 2, 241–256. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(01\)00029-6](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00029-6)
- Schwarzbauer, P., Stern, T., 2010. Energy vs. material: Economic impacts of a „wood-for-energy scenario“ on the forest-based sector in Austria – A simulation approach. *Forest Policy and Economics*, Forest sector models and their application 12, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.09.004>
- Schwödt, S., Obersteiner, G., 2019. Erste Hilfe für Lebensmittel – Konsumentenorientierte Vermeidungsmaßnahmen entwickeln, umsetzen und evaluieren. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 71, 263–272. <https://doi.org/10.1007/s00506-019-0576-y>
- Scialabba, N.E.-H., Müller-Lindenlauf, M., 2010. Organic agriculture and climate change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25, 158–169. <https://doi.org/10.1017/S1742170510000116>
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W.S., Lexer, M.J., 2007. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, Meeting the challenges of process-oriented management. *Forest Ecology and Management* 248, 64–79. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.035>
- Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J., 2011. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 694–706. <https://doi.org/10.1139/x10-235>
- Seidl, R., Schelhaas, M., Lindner, M., Lexer, M., 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. *Regional Environmental Change* 9, 101–119. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0068-2>
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4, 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- Sekot, W., Toscani, P., 2017. Ergänzung der einzelbetrieblichen Auswertungen im Testbetriebsnetz des Kleinwaldes und Unterlagen für Betriebsvergleiche. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Senf, C., Sebald, J., Seidl, R., 2021. Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. *ONE EARTH* 4, 749–755. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008>
- Setti, M., Falasconi, L., Segrè, A., Cusano, I., Vittuari, M., 2016. Italian consumers' income and food waste behavior. *British Food Journal* 118, 1731–1746. <https://doi.org/10.1108/BFJ-11-2015-0427>
- Severini, E., 2019. The unintended impact of ecosystem preservation on greenhouse gas emissions: Evidence from environmental cons-

- straints on hydropower development in the United States. *PLOS ONE* 14, e0210483. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210483>
- Shao, W., Liu, J., Yang, Zhiyong, Yang, Zhaohui, Yu, Y., Li, W., 2018. Carbon Reduction Effects of Sponge City Construction: A Case Study of the City of Xiamen. *Energy Procedia, Cleaner Energy for Cleaner Cities* 152, 1145–1151. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.145>
- Siracusa, V., Rosa, M.D., 2018. Sustainable Packaging, in: Galanakis, C.M. (Ed.), *Sustainable Food Systems from Agriculture to Industry*. Academic Press, pp. 275–307. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811935-8.00008-1>
- Sitaula, B.K., Hansen, S., Sitaula, J.I.B., Bakken, L.R., 2000. Effects of soil compaction on N<sub>2</sub>O emission in agricultural soil. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 367–371. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00040-4)
- Six, J., Ogle, S.M., Jay Breidt, F., Conant, R.T., Mosier, A.R., Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10, 155–160. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x>
- Smith, P., 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global Change Biology* 22, 1315–1324. <https://doi.org/10.1111/gcb.13178>
- Smith, P., Adams, J., Beerling, D.J., Beringer, T., Calvin, K.V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J.C., Popp, A., Renforth, P., Vicente Vicente, J.L., Keesstra, S., 2019. Land-Management Options for Greenhouse Gas Removal and Their Impacts on Ecosystem Services and the Sustainable Development Goals. *Annual Review of Environment and Resources* 44, 255–286. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129>
- Smith, P., Davis, S.J., Creutzig, F., Fuss, S., Minx, J., Gabrielle, B., Kato, E., Jackson, R.B., Cowie, A., Kriegler, E., Vuuren, D.P. van, Rogelj, J., Ciais, P., Milne, J., Canadell, J.G., McCollum, D., Peters, G., Andrew, R., Krey, V., Shrestha, G., Friedlingstein, P., Gasser, T., Gruebler, A., Heidug, W.K., Jonas, M., Jones, C.D., Kraxner, F., Littleton, E., Lowe, J., Moreira, J.R., Nakicenovic, N., Obersteiner, M., Patwardhan, A., Rogner, M., Rubin, E., Sharifi, A., Torvanger, A., Yamagata, Y., Edmonds, J., Cho, Y., 2016. Biophysical and economic limits to negative CO<sub>2</sub> emissions. *Nature Climate Change* 6, 42–50. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2870>
- Smith, J., Pearce, B.D., Wolfe, M.S., 2013. Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? *Renewable Agriculture and Food Systems* 28, 80–92. <https://doi.org/10.1017/S1742170511000585>
- Smith, J., Pearce, B.D., Wolfe, M.S., 2012. A European perspective for developing modern multifunctional agroforestry systems for sustainable intensification. *Renewable Agriculture and Food Systems* 27, 323–332. <https://doi.org/10.1017/S1742170511000597>
- Söderholm, P., Lundmark, R., 2009. The development of forest-based biorefineries: implications for market behavior and policy. *Forest Products Journal* 59, 6–16.
- Soja, G., Kitzler, B., Soja, A.-M., 2014. Emissions of greenhouse gases from Lake Neusiedl, a shallow steppe lake in Eastern Austria. *Hydrobiologia* 731, 125–138. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1681-8>
- Soto, I., Barnes, A., Balafoutis, A., Beck, B., Eory, V., Fountas, S., Gómez-Barbero, M., Sánchez, B., Van der Wal, T., Vangeyte, J., European Commission, Joint Research Centre, 2019. The contribution of precision agriculture technologies to farm productivity and the mitigation of greenhouse gas emissions in the EU.
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2006. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219–230. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x>
- Spanischberger, A., Mitterböck, N., 2015. Boden und Klima – Einflussfaktoren, Daten, Maßnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. BMLFUW.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P., 1996. *Growth Trends in European Forests, Studies from 12 Countries*. Springer Berlin, Heidelberg.
- Spiegel, H., Sandén, T., Dersch, G., Baumgarten, A., Gründling, R., Franko, U., 2018. Soil Organic Matter and Nutrient Dynamics Following Different Management of Crop Residues at Two Sites in Austria, in: *Soil Management and Climate Change*. Elsevier, pp. 253–265. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00017-3>
- Spierling, S., Knüpfper, E., Behnsen, H., Mudersbach, M., Krieg, H., Springer, S., Albrecht, S., Herrmann, C., Endres, H.-J., 2018. Bio-based plastics – A review of environmental, social and economic impact assessments. *Journal of Cleaner Production* 185, 476–491. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.014>
- Spitzer, J., 2020. Biomass-based Control of the CO<sub>2</sub> Concentration in the Atmosphere, in: *Energy for future Wege zur Klimaneutralität: Enlnnov2020: 16. Symposium Energieinnovation, 12. – 14. Februar 2020 TU Graz, Österreich., Symposium Energieinnovation. Graz*, pp. 35–37.
- Springmann, M., Godfray, H.C.J., Rayner, M., Scarborough, P., 2016. Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *PNAS USA* 113, 4146–4151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113>
- Springmann, M., Mason-D’Croz, D., Robinson, S., Wiebe, K., Godfray, H.C.J., Rayner, M., Scarborough, P., 2017. Mitigation potential and global health impacts from emissions pricing of food commodities. *Nature Climate Change* 7, 69–74. <https://doi.org/10.1038/nclimate3155>
- Stafford, W., De Lange, W., Nahman, A., Chunilall, V., Lekha, P., Andrew, J., Johakimu, J., Sithole, B., Trotter, D., 2020. Forestry biorefineries. *Renewable Energy* 154, 461–475. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.002>
- Statista, 2022. Convenience Food – Österreich | Statista Marktprognose [WWW Document]. Statista. <https://de.statista.com/outlook/cmo/lebensmittel/convenience-food/oesterreich> (accessed 8.24.22).
- Statistik Austria, 2020. Gesamtenergiebilanz Österreich 1970 bis 2016. Statistik Austria, 2019. Versorgungsbilanzen [WWW Document]. [http://www.statistik.at/web\\_de/statistiken/wirtschaft/land\\_und\\_forstwirtschaft/preise\\_bilanzen/versorgungsbilanzen/index.html](http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/preise_bilanzen/versorgungsbilanzen/index.html) (accessed 7.1.20).
- Statistik Austria, 2018. Agrarstrukturerhebung 2016. Statistik Austria, Wien.
- Stehfest, E., Bouwman, L., van Vuuren, D.P., den Elzen, M.G.J., Eickhout, B., Kabat, P., 2009. Climate benefits of changing diet. *Climatic Change* 95, 83–102. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. *Livestock’s long shadow*. FAO.
- Steinwider, A., Starz, W., Rohrer, H., Husler, J., Pfister, R., 2018. Milchflächenleistung von Bio-Milchkühen bei Vollweide- oder Silagefütterung im Berggebiet Österreichs. *Züchtungskunde* 90, 218–239.
- Stengel, O., 2011. *Suffizienz: Die Konsumgesellschaft in der ökologischen Krise*, Wuppertaler Schriften. oekom verlag, Gesellschaft für ökologische Kommunikation mbH, München.
- Stenmarck, Å., Jensen, C., Quested, T., Moates, G., Buksti, M., Cseh, B., Juul, S., Parry, A., Politano, A., Redlingshofer, B., Scherhauser, S., Silvennoinen, K., Soethoudt, H., Zübert, C., Östergren, K., 2016. Estimates of European food waste levels. IVL Swedish Environmental Research Institute. <https://edepot.wur.nl/378674>, letzter Zugriff 01.02.2021
- Stenzel, F., Greve, P., Lucht, W., Tramberend, S., Wada, Y., Gerten, D., 2021. Irrigation of biomass plantations may globally increase water

- stress more than climate change. *Nature Communications* 12, 1512. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21640-3>
- Stern, T., Ledl, C., Braun, M., Hesser, F., Schwarzbauer, P., 2015. Bio-refineries' impacts on the Austrian forest sector: A system dynamics approach. *Technological Forecasting and Social Change* 91, 311–326. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2014.04.001>
- Stingl, R., Zukal, M., Teischinger, A., 2011. Holzbauanteil in Österreich: Statistische Erhebung von Hochbauvorhaben. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Stoddard, I., Anderson, K., Capstick, S., Carton, W., Joanna, D., Facer, K., Gough, C., Hache, F., Hoolohan, C., Hultman, M., Hällström, N., Kartha, S., Klinsky, S., Kuchler, M., Lövbrand, E., Nasiritousi, N., Newell, P., Peters, G.P., Sokona, Y., Stirling, A., Stilwell, M., Spash, C.L., Williams, M., 2021. Three Decades of Climate Mitigation: Why Haven't We Bent the Global Emissions Curve? *Annual Review of Environment and Resources* 46. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012220-011104>
- Stoeglehner, G., Neugebauer, G., Erker, S., Narodoslawsky, M., 2016. Integrated spatial and energy planning: supporting climate protection and the energy turn with means of spatial planning. *SpringerBriefs in applied sciences and technology*. Springer International Publishing, Cham.
- Strefler, J., Amann, T., Bauer, N., Kriegler, E., Hartmann, J., 2018. Potential and costs of carbon dioxide removal by enhanced weathering of rocks. *Environmental Research Letters* 13, 034010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa9c4>
- Streicher, G., Kirchner, M., Leclère, D., Schipfer, F., Schmid, E., Deppermann, A., Schmidt, J., 2020. Expanding biomaterial production – potential rebound and side effects, in: NOeG 2020. Presented at the Annual Meeting of the Austrian Economic Association (NOeG) at Vienna University of Economics and Business (WU), Vienna, Austria.
- Strimitzer, L., Höher, M., Kalt, G., Bruckner, A., Schmidl, J., 2015. Aktionsplan zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe – Auf dem Weg zur ressourcenschonenden und biobasierten Wirtschaft. BMLFUW, Wien.
- Strimitzer, L., Wlcek, B., Nemestothy, K., 2021. Holzströme in Österreich – Energetische Verwendung, Austrian Energy Agency, Landwirtschaftskammer Österreich. Erstellt im Auftrag des BMK. [https://www.klimaaktiv.at/dam/jcr:258af7cd-8539-426e-ab96-13077e6f01bd/Holzstr%C3%B6me\\_%C3%96sterreich\\_Energetische\\_Verwendung\\_17082021\\_CI-final.pdf](https://www.klimaaktiv.at/dam/jcr:258af7cd-8539-426e-ab96-13077e6f01bd/Holzstr%C3%B6me_%C3%96sterreich_Energetische_Verwendung_17082021_CI-final.pdf)
- Sykes, A.J., Macleod, M., Eory, V., Rees, R.M., Payen, F., Myrgeiotis, V., Williams, M., Sohi, S., Hillier, J., Moran, D., Manning, D.A.C., Goglio, P., Segheta, M., Williams, A., Harris, J., Dondini, M., Walton, J., House, J., Smith, P., 2020. Characterising the biophysical, economic and social impacts of soil carbon sequestration as a greenhouse gas removal technology. *Global Change Biology* 26, 1085–1108. <https://doi.org/10.1111/gcb.14844>
- Tan, Z., Lau, K.K.-L., Ng, E., 2016. Urban tree design approaches for mitigating daytime urban heat island effects in a high-density urban environment. *Energy and Buildings*, SI: Countermeasures to Urban Heat Island 114, 265–274. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.031>
- Tanneberger, F., Appulo, L., Ewert, S., Lakner, S., Ó Brocháin, N., Peters, J., Wichtmann, W., 2021. The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainable Systems* 5, 2000146. <https://doi.org/10.1002/adss.202000146>
- Teasdale, J., Coffman, C., Mangum, R., 2007. Potential long-term benefits of no-tillage and organic cropping systems for grain production and soil improvement. *Agronomy Journal* 99, 1297–1305. <https://doi.org/10.2134/agronj2006.0362>
- Teischinger, A., Kalcher, J., 2016. ERA-NET Wood Wisdom: Cascading Recovered Wood – Verwertbarkeit von Holz aus dem Sekundärwald. Universität für Bodenkultur Wien, Tulln an der Donau.
- Teischinger, A., Stingl, R., Stanek, R., 2008. Holzbauanteil in Niederösterreich – Studie und Ansätze zur Erfassung der Wertschöpfung. *Lignovisionen* 21, 90.
- Temperli, C., Stadelmann, G., Thürig, E., Brang, P., 2017. Silvicultural strategies for increased timber harvesting in a Central European mountain landscape. *European Journal of Forest Research* 136, 493–509. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1048-1>
- Teodoru, C.R., Bastien, J., Bonneville, M.-C., del Giorgio, P.A., Demarty, M., Garneau, M., Hélie, J.-F., Pelletier, L., Prairie, Y.T., Roulet, N.T., Strachan, I.B., Tremblay, A., 2012. The net carbon footprint of a newly created boreal hydroelectric reservoir. *Global Biogeochemical Cycles* 26. <https://doi.org/10.1029/2011GB004187>
- Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H., 2015. Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. *Agricultural Systems* 136, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.006>
- Theurl, M.C., 2016. Local Food Systems and Their Climate Impacts: A Life Cycle Perspective, in: Niewöhner, J., Bruns, A., Hostert, P., Krueger, T., Nielsen, J.Ø., Haberl, H., Lauk, C., Lutz, J., Müller, D. (Eds.), *Land Use Competition: Ecological, Economic and Social Perspectives, Human-Environment Interactions*. Springer International Publishing, Cham, pp. 295–309. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_18)
- Theurl, M.C., Haberl, H., Erb, K.-H., Lindenthal, T., 2014a. Contrasted greenhouse gas emissions from local versus long-range tomato production. *Agronomy of Sustainable Development* 34, 593–602. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0171-8>
- Theurl, M.C., Hörtenhuber, S., Markut, T., Lindenthal, T., Wirz, A., 2014b. Food service: climate issues and water demand of meals., in: *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, San Francisco, California, USA, 8–10 October, 2014. American Center for Life Cycle Assessment, Vashon, USA.
- Theurl, M.C., Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Palme, W., 2017. Unheated soil-grown winter vegetables in Austria: Greenhouse gas emissions and socio-economic factors of diffusion potential. *Journal of Cleaner Production* 151, 134–144. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.016>
- Theurl, M.C., Lauk, C., Kalt, G., Mayer, A., Kaltenecker, K., Morais, T.G., Teixeira, R.F.M., Domingos, T., Winiwarter, W., Erb, K.-H., Haberl, H., 2020. Food systems in a zero-deforestation world: Dietary change is more important than intensification for climate targets in 2050. *Science of The Total Environment* 735, 139353. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139353>
- Theurl, M.C., Markut, T., Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., 2011. Product-Carbon-Footprint von Lebensmitteln in Österreich: biologisch und konventionell im Vergleich.
- Thornton, P.K., Herrero, M., 2010. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. *PNAS* 107, 19667–19672. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912890107>
- Tiefenbacher, A., Sandén, T., Haslmayr, H.-P., Miloczek, J., Wenzel, W., Spiegel, H., 2021. Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis. *Agronomy* 11. <https://doi.org/10.3390/agronomy11050882>
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M., Zeitz, J., 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils.

- Global Change Biology 22, 4134–4149. <https://doi.org/10.1111/gcb.13303>
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Giesler, A., Giebel, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Drösler, M., 2020. A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators* 109, 105838. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018. Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Global Change Biology* 24, 2513–2529. <https://doi.org/10.1111/gcb.14091>
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Ubando, A.T., Felix, C.B., Chen, W.-H., 2020. Biorefineries in circular bioeconomy: A comprehensive review. *Bioresource Technology* 299, 122585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122585>
- Umweltbundesamt, 2020a. Austria's National Inventory Report 2020 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0724). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.
- Umweltbundesamt, 2020b. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. <https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme> (accessed 6.22.20).
- Umweltbundesamt, 2017. Energie- und Treibhausgas-Szenarien im Hinblick auf 2030 und 2050 – Synthesebericht 2017 (No. REP-0628). Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt, 2015. Daten zur Umwelt. Umwelt, Haushalte und Konsum.
- UNECE, 2015. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. United Nations Economic Commission for Europe
- UN, 2019. Global Sustainable Development Report 2019: The Future is Now – Science for Achieving Sustainable Development. Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General, New York.
- Unsel, R., Reppin, N., Eckstein, K., Zehlius-Eckert, W., Hoffmann, H., Huber, T., 2011. Leitfaden Agroforstsysteme. Möglichkeiten zur naturschutzgerechten Etablierung von Agroforstsystemen. BfN (Bundesamt für Naturschutz).
- Valkama, E., Kunyupiyeva, G., Zhapayev, R., Karabayev, M., Zhusupbekov, E., Perego, A., Schillaci, C., Sacco, D., Moretti, B., Grignani, C., Acutis, M., 2020. Can conservation agriculture increase soil carbon sequestration? A modelling approach. *Geoderma* 369, 114298. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114298>
- van den Bergh, T., Körner, C., Hiltbrunner, E., 2018. Alnus shrub expansion increases evapotranspiration in the Swiss Alps. *Regional Environmental Change* 18, 1375–1385. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1246-x>
- van der Ven, H., Cashore, B., 2018. Forest certification: the challenge of measuring impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Environmental change issues 2018 32, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.06.001>
- van Geffen, L., van Herpen, E., van Trijp, H., 2016. Causes & Determinants of Consumers Food Waste. A theoretical framework. Wageningen UR.
- van Hal, O., de Boer, I.J.M., Muller, A., de Vries, S., Erb, K.-H., Schader, C., Gerrits, W.J.J., van Zanten, H.H.E., 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: Impact of livestock system and productivity. *Journal of Cleaner Production* 219, 485–496. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.329>
- Van Oost, K., Six, J., 2023. Reconciling the paradox of soil organic carbon erosion by water. *Biogeosciences* 20, 635–646. <https://doi.org/10.5194/bg-20-635-2023>
- van Vuuren, D.P., Stehfest, E., Gernaat, D.E.H.J., van den Berg, M., Bijl, D.L., de Boer, H.S., Daioglou, V., Doelman, J.C., Edelenbosch, O.Y., Harmsen, M., Hof, A.F., van Sluisveld, M.A.E., 2018. Alternative pathways to the 1.5 °C target reduce the need for negative emission technologies. *Nature Climate Change* 8, 391–397. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0119-8>
- Van Wesemael, D., Vandaele, L., Ampe, B., Cattrysse, H., Duval, S., Kindermann, M., Fievez, V., De Campeneere, S., Peiren, N., 2019. Reducing enteric methane emissions from dairy cattle: Two ways to supplement 3-nitrooxypropanol. *Journal of Dairy Science* 102, 1780–1787. <https://doi.org/10.3168/jds.2018-14534>
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil* 327, 235–246. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x>
- Vandenbergh, M.P., Dietz, T., Stern, P.C., 2011. Time to try carbon labelling. *Nature Climate Change* 1, 4–6. <https://doi.org/10.1038/nclimate1071>
- VDLUGA, 2014. Standpunkt Humusbilanzierung – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. 21.
- Venkata Mohan, S., Modestra, J.A., Amulya, K., Butti, S.K., Velvizhi, G., 2016. A Circular Bioeconomy with Biobased Products from CO2 Sequestration. *Trends in Biotechnology* 34, 506–519. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.02.012>
- Vink, E.T.H., Davies, S., 2015. Life Cycle Inventory and Impact Assessment Data for 2014 Ingeo™ Polylactide Production. *Industrial Biotechnology* 11, 167–180. <https://doi.org/10.1089/ind.2015.0003>
- Vita, G., Lundström, J.R., Hertwich, E.G., Quist, J., Ivanova, D., Stadler, K., Wood, R., 2019. The Environmental Impact of Green Consumption and Sufficiency Lifestyles Scenarios in Europe: Connecting Local Sustainability Visions to Global Consequences. *Ecological Economics* 164, 106322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.05.002>
- von Lüpke, B., 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75, 43–50.
- Voorhees, W.B., Nelson, W.W., Randall, G.W., 1986. Extent and Persistence of Subsoil Compaction Caused by Heavy Axle Loads. *Soil Science Society of America Journal* 50, 428–433. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000020035x>
- Vos, C., Jaconi, A., Jacobs, A., Don, A., 2018. Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. *Soil* 4, 153–167. <https://doi.org/10.5194/soil-4-153-2018>
- Wagner, K.-H., Helmich, K., 2011. Gesundheit, Gesundheitskosten und ausgewogene Ernährung in Österreich. 64.
- Wang, H., Chen, W., Shi, J., 2018. Low carbon transition of global building sector under 2- and 1.5-degree targets. *Applied Energy* 222, 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.090>
- Wang, J., Pan, X., Liu, Y., Zhang, X., Xiong, Z., 2012. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. *Plant and Soil* 360, 287–298. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1250-3>
- Wang, Q., Li, Y., Alva, A., 2010. Cropping Systems to Improve Carbon Sequestration for Mitigation of Climate Change. *Journal of Environmental Protection* 01, 207–215. <https://doi.org/10.4236/jep.2010.13025>
- Ward, S.E., Smart, S., Quirk, H.J., Tallwin, J., Mortimer, S., Shiel, R.S., Wilby, A., Bardgett, R., 2016. Legacy effects of grassland

- management on soil carbon to depth. *Global Change Biology* 22, 2929–2938.
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.01.00>
- Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B., Patel, M.K., 2012. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *Journal of Industrial Ecology* 16, S169–S181. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00468.x>
- Weiss, P., Braun, M., Fritz, D., Gschwantner, T., Hesser, F., Jandl, R., Kindermann, G., Koller, T., Ledermann, T., Ludvig, A., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., 2020. Adaptation for carbon efficient forests and the entire wood value chain (including a policy decision 12173 support tool) – Evaluating pathways supporting the Paris Agreement. Endbericht zum Projekt 12174 CareforParis. Klima- und Energiefonds, Vienna, Austria.
- Weiss, P., Schieler, K., Schadauer, K., Radunsky, K., Englisch, M., 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll, Monographien/Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.
- Welkenhuysen, K., Brüstle, A.-K., Bottig, M., Ramírez, A., Swennen, R., Piessens, K., 2016. A techno-economic approach for capacity assessment and ranking of potential options for geological storage of CO<sub>2</sub> in Austria. *Geol. Belg.* 19, 237–249. <https://doi.org/10.20341/gb.2016.012>
- Wellbrock, N., Bolte, A. (Eds.), 2019. Status and Dynamics of Forests in Germany – Results of the National Forest Monitoring. Springer Open.
- Werner, C., Schmidt, H.-P., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C., 2018. Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5°C. *Environmental Research Letters* 13, 044036. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb0e>
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Richter, K., 2006. Greenhouse Gas Dynamics of an Increased Use of Wood in Buildings in Switzerland. *Climatic Change* 74, 319–347. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-0427-2>
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Thürig, E., Kaufmann, E., 2010. National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. *Environmental Science & Policy* 13, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.10.004>
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1930–1946. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>
- Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (Eds.), 2016. Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore: Klimaschutz – Biodiversität – regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lütow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., Vries, W.D., Sibanda, L.M., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393, 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)
- Winkler, T., Aschemann, R., 2017. Decreasing Greenhouse Gas Emissions of Meat Products Through Food Waste Reduction. A Framework for a Sustainability Assessment Approach, in: Morone, P., Papendiek, F., Tarti, V.E. (Eds.), *Food Waste Reduction and Valorisation: Sustainability Assessment and Policy Analysis*. Springer International Publishing, Cham, pp. 43–67. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-50088-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-50088-1_4)
- Wirz, A., Tennhardt, L., Griese, S., Opielka, M., Peter, S., 2018. Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft als Beispiel einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme.
- Wolbart, N., 2019. Treibhausgasemissionen österreichischer Ernährungsweisen im Vergleich. Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen (Social Ecology Working Paper 176 Vienna, January 2019).
- Wolf, G., 2018. Forstwirtschaft und Holzverarbeitung, Branchen Bericht. Bank Austria, Wien.
- Xu, C., Haase, D., Su, M., Yang, Z., 2019. The impact of urban compactness on energy-related greenhouse gas emissions across EU member states: Population density vs physical compactness. *Applied Energy* 254, 113671. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113671>
- Xue, J., 2017. Photovoltaic agriculture – New opportunity for photovoltaic applications in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 73, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.098>
- Yates, M.R., Barlow, C.Y., 2013. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers – A critical review. *Resources, Conservation and Recycling* 78, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.010>
- Young, W., Russell, S.V., Robinson, C.A., Barkemeyer, R., 2017. Can social media be a tool for reducing consumers' food waste? A behaviour change experiment by a UK retailer. *Resources, Conservation and Recycling* 117, 195–203. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.016>
- Yue, Q., Xu, X., Hillier, J., Cheng, K., Pan, G., 2017. Mitigating greenhouse gas emissions in agriculture: From farm production to food consumption. *Journal of Cleaner Production* 149, 1011–1019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.172>
- Zamecnik, G., Schweiger, S., Lindenthal, T., Himmelfreundpointner, E., Schlatzer, M., 2021. Klimaschutz und Ernährung – Darstellung und Reduktionsmöglichkeiten der Treibhausgasemissionen von verschiedenen Lebensmitteln und Ernährungsstilen (Endbericht im Auftrag von ja Natürlich und Greenpeace). FiBL, Vienna.
- Zanten, H.H.E.V., Herrero, M., Hal, O.V., Röö, E., Muller, A., Garnett, T., Gerber, P.J., Schader, C., Boer, I.J.M.D., 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. *Global Change Biology* 24, 4185–4194. <https://doi.org/10.1111/gcb.14321>
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences* 77, 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>
- Zavattaro, L., Costamagna, C., Grignani, C., Bechini, L., Spiegel, A., Lehtinen, T., Guzmán, G., Krüger, J., D'Hose, T., Pecio, A., Van Evert, F.K., Ten Berge, H.F.M., 2015. Long-term effects of best management practices on crop yield and nitrogen surplus. *Italian Journal of Agronomy* 10, 47. <https://doi.org/10.4081/ija.2015.643>
- Zechmeister, A., Anderl, M., Geiger, K., Gugele, B., Gössl, M., Haider, S., Heller, C., Ibesich, N., Köther, T., et al., 2019. Klimaschutzbericht 2019 (No. REP-0702). Umweltbundesamt, Vienna.
- Zell-Ziegler, C., Thema, J., Best, B., Wiese, F., Lage, J., Schmidt, A., Toulouse, E., Stagl, S., 2021. Enough? The role of sufficiency in European energy and climate plans. *Energy Policy* 157, 112483. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2021.112483>
- Zessner, M., Steinmüller, H., Wagner, K.H., Krachler, M.M., Thaler, S., Fazeni, K., Helmich, K., Weigl, M., Ruzicka, K., Heigl, S., Kroiss, H., 2011. Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit – Grundlagen, Methodik und Erkenntnisse eines Forschungsprojektes in

- Rahmen des proVISION Programmes des BMWF. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 63, 87–94. <https://doi.org/10.1007/s00506-011-0294-6>
- Zheng, J., Suh, S., 2019. Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. Nature Climate Change 9, 374–378. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z>
- Zomer, R.J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., van Noordwijk, M., Wang, M., 2016. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. Scientific Reports 6, 29987. <https://doi.org/10.1038/srep29987>

**Open Access** Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

