

Band 3 Kapitel 2: Land- und Forstwirtschaft, Wasser, Ökosysteme und Biodiversität

Volume 3 Chapter 2: Agriculture and Forestry, Water, Ecosystems and Biodiversity

Koordinierende Leitautoren

Josef Eitzinger, Helmut Haberl

LeitautorInnen

Barbara Amon, Bernadette Blamauer, Franz Essl, Veronika Gaube, Helmut Habersack, Robert Jandl, Andreas Klik, Manfred Lexer, Wolfgang Rauch, Ulrike Tappeiner, Sophie Zechmeister-Boltenstern

Beiträge von

Thomas Amon, Gernot Bodner, Thomas Cech, Jürgen Friedel, Johann Glauning, Thomas Gschwantner, Norbert Kreuzinger, Michael Oberforster, Christoph Plutzer, Erich Pötsch, Martin Schlatter, Johannes Schmidt, Martin Schönhart, Stefan Schmutz

Für den Begutachtungsprozess

Hermann Lotze-Campen

Inhalt

ZUSAMMENFASSUNG	773	2.5	Naturschutz, natürliche Ökosysteme und Biodiversität	819
SUMMARY	773	2.5.1	Anpassung im Bereich Naturschutz, natürliche Ökosysteme und Biodiversität	820
KERNAUSSAGEN	774	2.5.2	Synergien zwischen THG-Minderung und Anpassung	823
2.1 Einleitung	776	2.6	Kosten und Potenziale	826
2.2 Landwirtschaft	780	2.6.1	Kosten und Potenziale der THG-Reduktion	826
2.2.1 THG-Minderung in der Landwirtschaft	781	2.6.2	Kosten und Nutzen von Klimaanpassungsmaßnahmen	827
2.2.2 Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft	787	2.7	THG-Reduktion durch nachhaltigeren Konsum im Bereich Lebensmittel und Ernährung	827
2.2.3 Synergien und Trade-offs von Anpassung und THG-Minderung	797	2.7.1	Potenziale zur THG-Reduktion durch Änderungen in der Ernährung	827
2.3 Forstwirtschaft	799	2.7.2	THG-Reduktion durch Vermeidung von Lebensmittelabfällen	830
2.3.1 THG-Minderung in der Forstwirtschaft	799	2.8	Systemische Effekte, Risiken und Unsicherheiten bezogen auf Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft und Ökosysteme	831
2.3.2 Anpassungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft	805	2.8.1	Landnutzungstrends in Österreich	831
2.3.3 Systemische Effekte, Wechselwirkungen von Anpassung und THG-Minderung	807	2.8.2	THG-Emissionen von Bioenergieproduktion und -nutzung	833
2.4 Wasserwirtschaft und Gewässerschutz	810			
2.4.1 THG-Minderung im Bereich der Wasserwirtschaft	810			
2.4.2 Anpassungsmaßnahmen in der Wasserwirtschaft und im Gewässerschutz	812			
2.4.3 Synergien und Trade-offs Anpassung und THG-Minderung	818			

2.9	Zusammenfassung von Handlungsoptionen	835
2.10	Forschungsbedarf	838
2.11	Literaturverzeichnis	839

ZUSAMMENFASSUNG

Für Management, Nutzung und Schutz von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen sowie für die nachhaltige Bewirtschaftung der Schlüsselressource Wasser stellt der Klimawandel in vielfacher Hinsicht eine Herausforderung dar. Zwischen Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz sowie der Erhaltung von Ökosystemen und Biodiversität bestehen dabei zahlreiche Wechselwirkungen. Fast alle Maßnahmen zur Treibhausgas (THG)-Reduktion sowie zur Anpassung an den Klimawandel, die in diesen Sektoren getroffen werden können, haben weitere soziale, ökonomische und ökologische Wirkungen zur Folge. Diese Wechselwirkungen können auch die THG-Reduktionspotenziale, die mit einer Maßnahme erzielt werden können, maßgeblich beeinflussen. Dies betrifft u. a. die Frage der bei einem Ersatz von Fossilenergie durch Bioenergie erzielbaren THG-Einsparungen, welche durch systemische Effekte im Bereich der Landnutzung (z. B. Landnutzungsänderungen durch Ausweitung von Anbauflächen) erheblich beeinflusst werden können.

In der Landwirtschaft bestehen Möglichkeiten zur Verringerung der THG-Emissionen besonders in den Bereichen Fütterung von Wiederkäuern, Behandlung von Wirtschaftsdünger, Reduktion von Stickstoffverlusten und Erhöhung der Stickstoffeffizienz. Der Ausbau landwirtschaftlicher Bioenergieproduktion kann u. a. im Rahmen einer Strategie der integrierten Optimierung von Lebensmittel- und Energieproduktion zur kaskadischen Nutzung von Biomasse zur THG-Reduktion beitragen. In der Landwirtschaft besteht Anpassungsbedarf in zahlreichen Bereichen. Kurzfristig können z. B. Bodenbearbeitungsverfahren wie Mulchen oder reduzierte Bodenbearbeitung eingesetzt, trocken- oder hitzeresistente Arten bzw. Sorten verwendet und Anbau- und Bearbeitungszeitpunkte und Fruchtfolgen angepasst werden. Mittelfristig kann z. B. die Bewässerungsinfrastruktur und -technik verbessert, Monitoringsysteme für Schädlinge und Krankheiten eingeführt, trocken- oder hitzeresistente Arten bzw. Sorten gezüchtet, Lagerbestände aufgebaut und Risikoverminderungsstrategien entwickelt werden.

Die Forstwirtschaft stellt auf Grund der hohen Kohlenstoffbestände im Wald einen Schlüsselsektor für die THG-Reduktion dar. Sie kann sowohl durch ihre Funktion als Kohlenstoffsenke, als auch durch Bereitstellung emissionsarmer Rohstoffe bzw. Energie zum Klimaschutz beitragen. Hierbei sind systemische Wechselwirkungen zwischen Senkenfunktion, Produktionsfunktion und anderen ökologischen Funktionen bzw. Dienstleistungen des Waldes zu beachten. Eine integrierte Optimierung von forstlicher Produktion und Nutzungskaskaden

verspricht den größten Nutzen. Die Anpassung an den Klimawandel stellt für die Forstwirtschaft auf Grund der langen Planungszeiträume eine besondere Herausforderung dar. Hierbei sind sowohl Verschiebungen von mittleren Niederschlags- und Temperaturwerten, inklusive der damit verbundenen Veränderungen bei forstschädlichen Insekten oder Pilzen, als auch Veränderungen in den Extremereignissen, wie Windwürfen oder Trockenperioden, zu beachten.

In der Wasserwirtschaft selbst gibt es nur geringe Möglichkeiten zur THG-Reduktion. Sehr wohl besteht eine Vielzahl an Herausforderungen durch den Klimawandel, denen am effizientesten mit Adaptationsmaßnahmen begegnet werden kann, die auf interdisziplinären, integrierten Konzepten beruhen. Diese betreffen u. a. Landnutzungsänderungen in den Einzugsgebieten, Vorsorge vor Hoch- und Niedriggerwasser, Geschiebemanagement sowie Maßnahmen in den Bereichen Trinkwasserversorgung und Abwasserreinigung.

Der Klimawandel erhöht den Druck auf Ökosysteme und Biodiversität, die zurzeit bereits durch vielfältige Faktoren wie etwa Landnutzung oder Immissionen belastet sind. Vor allem eine Beseitigung von Wanderungsbarrieren – etwa durch Schaffung eines Lebensraumverbundes – stellt eine wichtige Anpassungsoption dar. Viele Naturschutzmaßnahmen können auch zur THG-Reduktion beitragen, indem sie zu einer Erhöhung der Kohlenstoffsenkenfunktion von Ökosystemen führen. Dies ist etwa beim Schutz bzw. bei der Restaurierung von Mooren oder bei einer Verringerung der Nutzungsintensität in dafür geeigneten Waldgebieten oder Feuchtegebieten der Fall.

Nachfrageseitige Veränderungen, etwa eine Veränderung der Konsumgewohnheiten im Bereich Ernährung sowie Maßnahmen zur Reduktion von Lebensmittelabfällen, können erheblich zur THG-Reduktion beitragen. Vor allem eine Verringerung des Konsums tierischer Produkte bei Vergrößerung des Anteils regionaler und saisonaler Produkte und eine Bevorzugung von Produkten mit niedrigen spezifischen THG-Emissionen könnten hierbei einen Beitrag leisten.

SUMMARY

Climate change represents a substantial challenge for the management, use and protection of terrestrial and aquatic ecosystems as well as the sustainable use of the key water resources. Numerous feedbacks exist between agriculture, forestry, and water management sectors as well as the conservation of ecosystems and biodiversity. Almost all options to reduce greenhouse gas (GHG) emissions or to adapt to climate change in these sectors also have other socioeconomic or ecological consequences than the intended ones. Such feedbacks can

also affect the GHG reduction potentials of climate-change mitigation measures. One example are the GHG emission reductions associated with a substitution of bioenergy for fossil fuels, which are substantially influenced by direct and indirect systemic feedbacks in land use, such as changes in forest area that may result from changes in cultivated areas.

A multitude of options exist in the agricultural sector to reduce GHG emissions, in particular in ruminant feeding, manure management, reduction of nitrogen losses and increased nitrogen efficiency. Increased production of agricultural bioenergy can help to reduce GHG emissions, especially when implemented following an integrated optimization of food and energy production as well as a cascading use of biomass. Short-term adaptation options include: changes in soil management such as mulching or reduced tillage; selection of heat- or drought tolerant breeds or cultivars; or changes in the timing of sowing or soil management measures; as well as improved crop rotation schemes. Medium-term options include: improved irrigation infrastructures and technologies; breeding of drought or heat resistant cultivars; development of monitoring systems for pests or infectious diseases; increased storage capacities; and other risk minimization strategies.

Due to the high carbon stocks in forests, the forestry sector is a key factor for land-use related GHG mitigation strategies. Forestry can contribute to climate-change mitigation through carbon sequestration as well as through the provision of low-carbon resources (e.g., materials, energy). Systemic interdependencies between the forest's production and sequestration functions, as well as its delivery of other ecosystem services, need to be considered. Socioeconomic as well as ecological and climate effects can be improved through an integrated optimization of forest production and biomass use cascades. For forestry, adaptation to climate change is a particular challenge due to the long life span of trees and the long-term legacies of forest management measures. Changes in mean values of precipitation and temperature, including their effects on forest pathogens, as well as extreme events such as drought or storm events, need to be considered.

Few options exist to reduce GHG emissions in water management. Adaptation to climate change can help addressing a multitude of challenges in that sector, which is most efficient if based on integrated, interdisciplinary concepts. These include: land-use changes in watersheds; protection against low and high water runoff in rivers; rubble and sediment management; as well as measures for drinking water supply and waste water treatment.

Climate change increases the pressures on ecosystems and biodiversity which are already affected by a multitude of fac-

tors such as land-use change or toxic chemicals. Removal of migration barriers, e.g., through the creation of a habitat network, is an important adaptation option. Many nature conservation measures can also help to increase carbon sequestration, e.g., through the protection or restoration of bogs and wetlands or a reduction of land-use intensity in suitable forest or wetland areas.

Demand-side options, e.g., changes in food consumption or reductions of food wastes, can help to reduce GHG emissions substantially. In particular, a reduction of the share of animal products in diets as well as an increased share of regional and seasonal products as well as preferred use of low-GHG products can contribute to demand-side related GHG mitigation.

KERNAUSSAGEN

- Es gibt zahlreiche Wechselwirkungen zwischen Land- und Forstwirtschaft, Wasser und Biodiversität.

Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel sowie Treibhausgas (THG)-Reduktionsmaßnahmen in einem Bereich haben in der Regel zahlreiche weitere Wirkungen zur Folge (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage). Ökosysteme liefern zudem unverzichtbare Ökosystemleistungen, deren Aufrechterhaltung für die Gesellschaft von großer Bedeutung ist; THG-Minderung und Anpassung können diese Ökosystemleistungen positiv oder negativ beeinflussen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Der Erfolg von Anpassungs- und THG-Minderungsstrategien hängt stark davon ab, diese Wechselwirkungen abschätzen und synergistisch nutzen zu können (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage). Systemische Effekte sind auch verantwortlich für die großen Unsicherheiten bei der umfassenden Bewertung der THG-Effekte von Bioenergie; dies betrifft insbesondere direkte und indirekte Effekte von Landnutzungsänderungen (mittlere Übereinstimmung, mittlere Beweislage).

- In der Landwirtschaft bestehen vielfältige Möglichkeiten zur Verringerung der THG-Emissionen.

Bei konstanter Produktionsmenge liegen die größten Potenziale in den Bereichen Wiederkäuerfütterung, Wirtschaftsdüngerbehandlung, Reduktion der Stickstoffverluste und Erhöhung der Stickstoffeffizienz (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Beim Ausbau der Bioenergieproduktion auf landwirtschaftlichen Flächen können die Potenziale zur THG-Reduktion vergrößert werden, indem Fruchtfolgen, Tierhaltung und Biomassenutzungsflüsse im Hinblick auf Nahrungs-, Faser- und Energieproduktion integriert optimiert werden (mittlere Übereinstimmung, mittlere Beweislage, erheblicher

Forschungsbedarf). Erfolgreiche und nachhaltige THG-Minderungsstrategien in der Landwirtschaft können durch eine umfassende Förderung von ressourcenschonenden, ressourceneffizienten Bewirtschaftungskonzepten unter Berücksichtigung von ökologischem Landbau, Präzisionslandwirtschaft („precision farming“) und Pflanzenzucht unter Erhaltung genetischer Vielfalt erreicht werden. Dafür sind standortangepasste Konzepte am besten geeignet (mittlere Übereinstimmung, starke Beweislage, erheblicher Forschungsbedarf).

- In der Landwirtschaft gibt es eine Vielzahl an sinnvollen Anpassungsmaßnahmen.

Diese Maßnahmen können nach kurzfristig (innerhalb weniger Jahre) und mittelfristig (mehrere Jahre bis Jahrzehnte) umsetzbaren Maßnahmen unterschieden werden. Kurzfristig können unter anderem eingesetzt werden: bodenwasserkonservierende Bodenbearbeitungsverfahren (Mulchen, reduzierte Bodenbearbeitung, etc.), Auswahl trocken- oder hitzeresistenter Arten bzw. Sorten (sofern bereits vorhanden), Anpassungen von Anbau- und Bearbeitungszeitpunkten und Fruchtfolge, Frostschutz, Hagelschutz, Risikoabsicherung, etc. (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Mittelfristig können u. a. folgende Maßnahmen umgesetzt werden: Verbesserung von Bewässerungsinfrastruktur und -technik, Monitoringsysteme für Schädlinge und Krankheiten, Risikoverteilung durch Diversifizierung, Züchtung trocken- oder hitzeresistenter Arten bzw. Sorten, Steigerung der Lagerkapazitäten, Umstieg der Bewirtschaftungsformen und andere Risikominimierungsstrategien (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage).

- Die Forstwirtschaft ist ein Schlüsselsektor für den Kohlenstoffkreislauf.

Der österreichische Wald stellte bis etwa 2003 eine bedeutende Senke für CO₂ dar; seither ist seine Senkenfunktion geringer und in manchen Jahren nahe Null. Für die Senkenfunktion des Waldes ist sowohl das Wachstum der Waldfläche als auch die Steigerung der pro Flächeneinheit gespeicherten Kohlenstoffmenge verantwortlich (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Durch forstwirtschaftliche Maßnahmen besonders auf feuchten, sauren und stickstoffreichen Standorten kann die THG-Bilanz der Waldböden verbessert werden (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage). Der Ersatz von emissionsintensiven Rohstoffen bzw. Bauteilen in langlebigen Produkten, insbesondere Gebäuden, durch Holz kann zu einer Steigerung der Kohlenstoff-Speicherung in Produkten und insgesamt zu einer THG-Reduktion beitragen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Die THG-Emissionsbilanz von

forstlicher Biomasse hängt stark von systemischen Effekten im Forstsystem ab. Bei optimaler Einbindung in ein kaskadisches Nutzungskonzept, das in Österreich bereits verfolgt wird, kann sie Beiträge zu THG-Minderung leisten. Zu beachten sind Wechselwirkungen zwischen der eingeschlagenen Holzmenge, der Kohlenstoffsenke des Waldes sowie dem aufgebauten Kohlenstoffvorrat, die je nach Betrachtungszeitraum unterschiedliche Netto-THG-Emissionen ergeben (mittlere Übereinstimmung, mittlere Beweislage, erheblicher Forschungsbedarf).

- Die Forstwirtschaft muss langfristig planen – die Anpassung an den Klimawandel stellt für sie daher eine besondere Herausforderung dar.

Trotz erheblicher Unsicherheiten müssen bereits heute Entscheidungen gefällt werden, die sich unter geänderten Klimabedingungen bewähren sollen. Als geeignete Strategie in dieser Situation gilt eine Form der Waldbewirtschaftung, die den Forstwirten auch bei unerwarteten Entwicklungen ausreichend Handlungsspielraum verschafft (hohe Übereinstimmung, schwache Beweislage). Als besondere Herausforderungen gelten dabei die großen Unsicherheiten bei der Regionalisierung von Veränderungen in der Temperatur und besonders im Niederschlag und die Häufigkeit und Schwere von Extremereignissen, wie Sturmschäden und Starkregen, sowie die dadurch ausgelösten Probleme, wie Windwürfe oder Erosion (hohe Übereinstimmung, schwache Beweislage). Waldbrandgefahr und Aufwand für die Waldpflege werden vermutlich zunehmen (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage). Das Risiko von Schadinsekten und forstschädlichen Pilzen wird steigen, u. a. durch Einwanderung von Schadorganismen aus südlichen Regionen und durch Handel sowie durch Erweiterung der Regionen mit Klimabedingungen, die Schädlinge begünstigen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Die Wahl der geplanten Umtriebszeit ist ein wichtiger Parameter für Anpassungsstrategien insbesondere zur Verringerung des Risikos von Schadereignissen, wobei Wechselwirkungen mit der Kohlenstoff-Senkenfunktion des Waldes zu beachten sind (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Die Forstwirtschaft könnte aber auch vom Klimawandel profitieren: An vielen Standorten wird die Produktivität der Wälder durch den Klimawandel verbessert (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage).

- In der Wasserwirtschaft gibt es kaum Möglichkeiten zur THG-Minderung.

Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft kann die Errichtung von Faultürmen zur Erzeugung von Biogas bei Kläranlagen

von entsprechender Größe zur THG-Reduktion beitragen (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage).¹

- Erfolgreiche Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel kann am besten durch einen integrativen, interdisziplinären Ansatz gewährleistet werden.

Anpassungsmaßnahmen in den Bereichen Hoch- und Niederwasser, wie etwa Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet, können durch Kohlenstoff-Sequestrierung zur THG-Minderung beitragen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Veränderungen des Feststoffhaushalts durch die global ansteigende Lufttemperatur haben weniger nachteilige Auswirkungen auf Fließgewässersysteme als das fehlende Sedimentkontinuum (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). In der Trinkwasserversorgung stellen insbesondere die Vernetzung kleinerer Versorgungseinheiten sowie die Schaffung von Redundanzen bei den Rohwasserquellen wichtige Anpassungsmaßnahmen dar (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). In der Abwasserreinigung liegt die primäre Herausforderung in der Berücksichtigung verminderter Wasserführungen in den empfangenden Gewässern (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Eine Erhöhung des organischen Anteils im Boden führt zu einer Steigerung der Speicherkapazität von Bodenwasser (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Durch den Schutz und die Ausweitung von Retentionsflächen (z. B. Auen) können Ziele des Hochwasserschutzes und des Biodiversitätsschutzes zur Anpassung an geänderte Abflussverhältnisse kombiniert werden (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage).

- Der Klimawandel erhöht den Druck auf Ökosysteme und Biodiversität, die schon jetzt durch Landnutzung und andere Eingriffe belastet sind.

Steigender Druck auf Ökosysteme und Biodiversität kann zum Verlust der Fähigkeit von Ökosystemen führen, kritische Ökosystemleistungen weiterhin in ausreichender Quantität und Qualität zu liefern (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Risiken bestehen insbesondere durch bereits vorhandene Beeinträchtigungen sowie durch klimabedingte Verschiebungen von Arealgrenzen, denen Arten auf Grund von Wanderungsbarrieren, z. B. im alpinen Raum, nicht gewachsen sind. Die Schaffung eines umfassenden Lebensraumverbundes in Österreich stellt daher eine wichtige Anpassungsoption dar (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage).

- Der Schutz von Feuchtgebieten und die Verringerung der Nutzungsintensität in ausgewählten Gebieten kann Kohlenstoffsenken schaffen und Biodiversität fördern.

Feuchtgebiete und alte, wenig bis gar nicht genutzte Wälder speichern große Mengen Kohlenstoff und spielen eine Schlüsselrolle für die Erhaltung der Biodiversität (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Die Erhaltung bzw. Restaurierung von Feuchtgebieten und Verringerung bis hin zur Aufgabe der Nutzung ausgewählter Flächen (Feuchtgebiete, Wälder) bieten daher aus Sicht von Klima- und Naturschutz hohe Synergiepotenziale (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Derartige Maßnahmen können auch makroökonomisch attraktiv sein, brauchen aber entsprechende Anreizsysteme (mittlere Übereinstimmung, mittlere Beweislage).

- Nachfrageseitigen Maßnahmen, wie Veränderungen in der Ernährungsweise und Verringerung von Lebensmittelverlusten, kommt eine Schlüsselrolle zu.

Eine Umstellung der Ernährung in Richtung eines deutlich verringerten Konsums tierischer Produkte kann maßgeblich zur THG-Reduktion beitragen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage). Ein regional und saisonal orientierter, überwiegend auf pflanzlichen Produkten beruhender Ernährungsstil sowie eine Bevorzugung von Produkten mit niedrigen THG-Emissionen in der Vorleistungskette kann erhebliche THG-Einsparungen bringen (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage). Ein Umstieg auf Produkte aus biologischer Landwirtschaft kann zur THG-Reduktion beitragen, wenn er mit einer Nachfrageveränderung in Richtung pflanzlicher Produkte verbunden ist, die den Flächenmehrbedarf durch die geringeren Erträge kompensiert (mittlere Übereinstimmung, mittlere Beweislage). Die Verringerung von Verlusten im gesamten Lebenszyklus (Produktion und Konsum) von Lebensmitteln leistet einen wichtigen Beitrag zur THG-Reduktion. Allerdings sind die österreichischen Daten zu den Lebensmittelverlusten widersprüchlich und wenig robust (hohe Übereinstimmung, mittlere Beweislage).

2.1 Einleitung

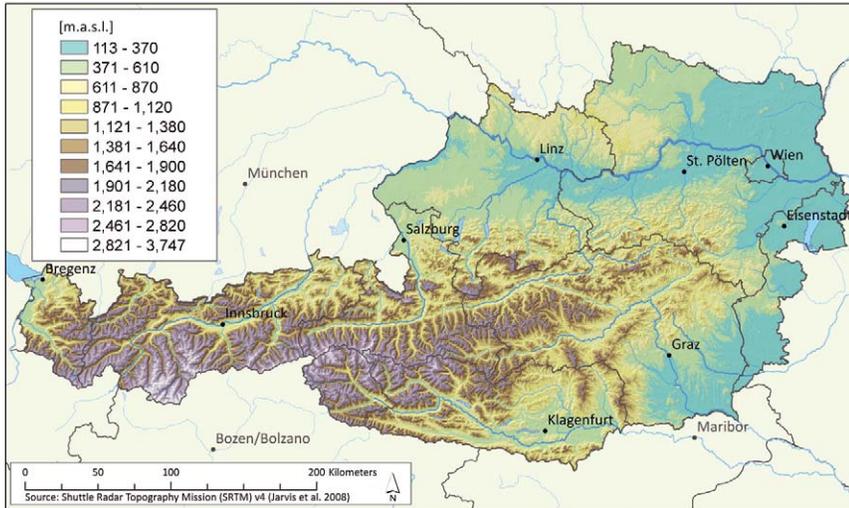
2.1 Introduction

Der Klimawandel stellt für Management, Nutzung und Schutz von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen sowie für die nachhaltige Bewirtschaftung der Schlüsselressource Wasser eine besondere Herausforderung dar. Diese stellt sich je nach betroffenem System – die Bandbreite reicht von weitgehend natürlichen Ökosystemen und Schutzgebieten bis hin

¹ Wasserkraft wird in AAR 2014, Band 3, Kapitel 3 diskutiert.

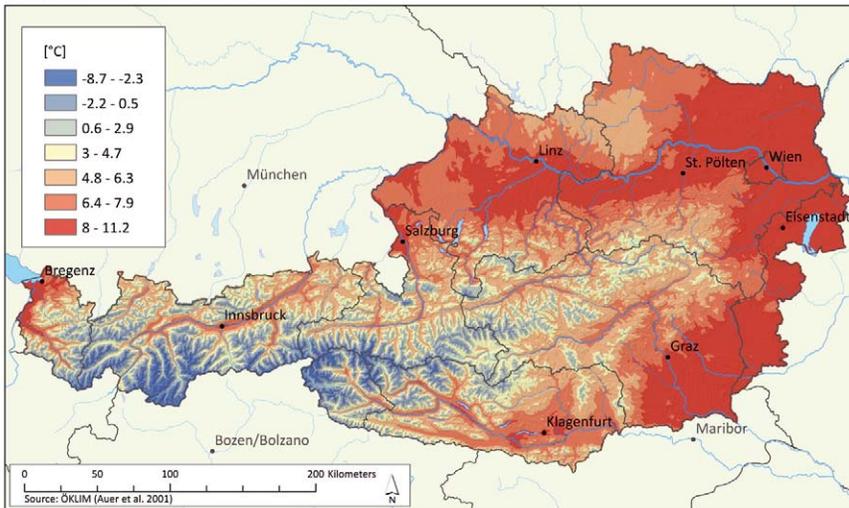
ELEVATION

a)



AVERAGE ANNUAL TEMPERATURE

b)



MEAN ANNUAL PRECIPITATION

c)

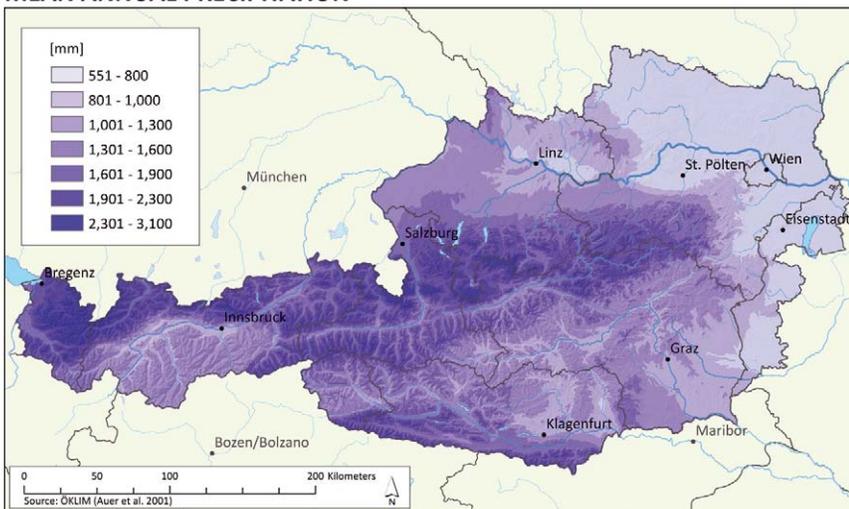


Abbildung 2.2 Grundlegende geographische Muster Österreichs: (a) Seehöhe [m ü. d. M], CGIAR-CSI, 2008; (b) Jährliche Durchschnittstemperatur [°C], Auer et al. (2001); (c) Mittlerer jährlicher Niederschlag [mm/Jahr], Auer et al. (2001); (d) Mittlerer jährlicher Abfluss [mm/Jahr], Lebensministerium (2012); (e) Landbedeckung nach Corine Land Cover, EEA (2007); (f) Bodenversiegelung [%], European Environment Agency (2013); (GIS Bearbeitung: a–c, e, f: C. Plutzer, d: B. Blamauer, H.Habersack)

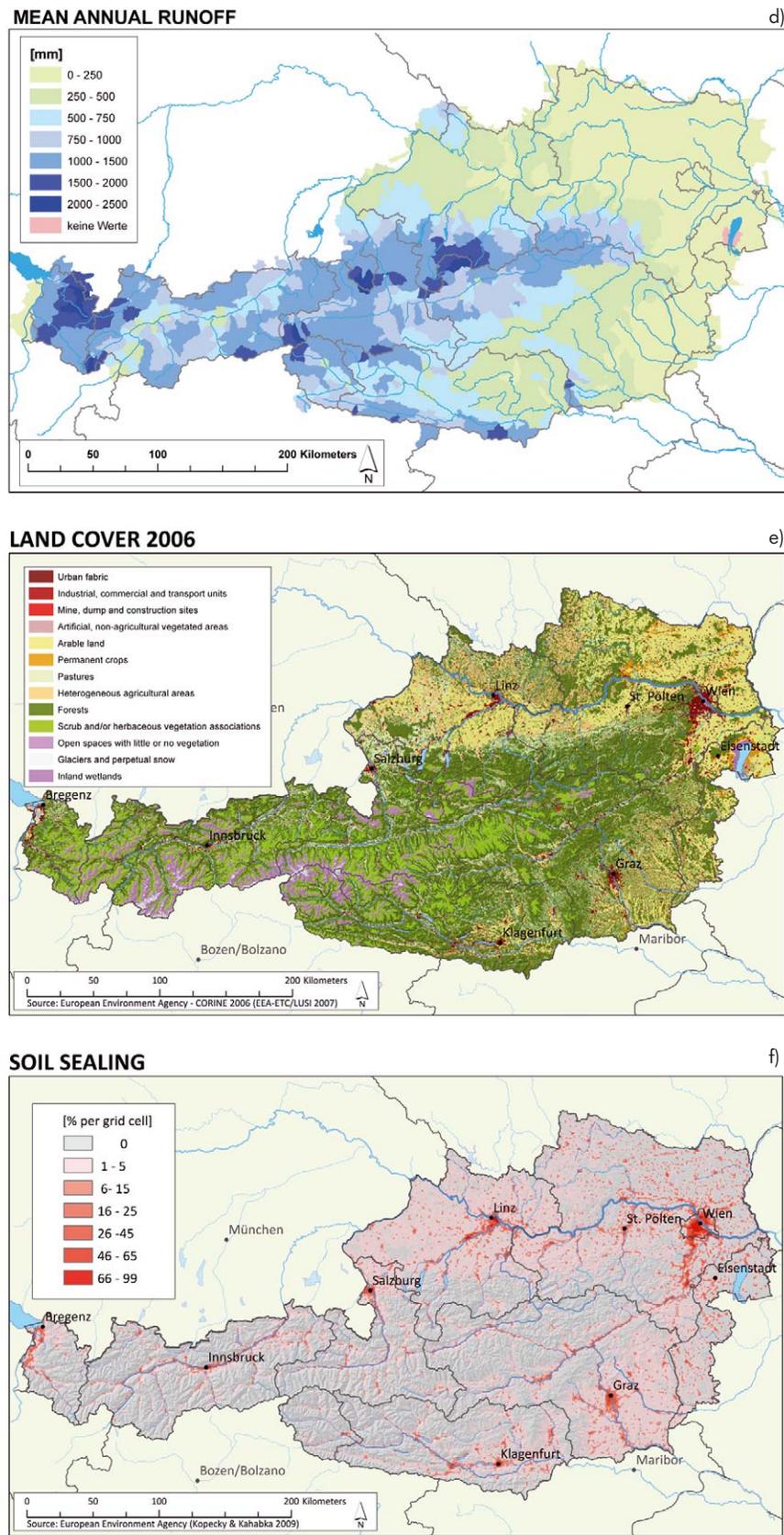


Figure 2.2 Fundamental geographic patterns in Austria. (a) Elevation [metres above sea level], CGIAR-CSI, 2008; (b) average yearly temperature [$^{\circ}\text{C}$], Auer et al. (2001); (c) average yearly precipitation [mm/yr], Auer et al. (2001); (d) average yearly runoff [mm/yr], Lebensministerium (2012); (e) land cover according to Corine Land Cover, EEA (2007); (f) soil sealing [%], European Environment Agency (2013) (GIS map layout: a–c, e, f: C. Plutzar; d: B. Blamauer, H. Habersack)

neralpine Tallagen), wohingegen Forstwirtschaft und extensive alpine Grünlandwirtschaft im Bergland vorherrschen.

Österreichs Landesfläche wird etwa zu einem Drittel agrarisch genutzt, davon jeweils etwa die Hälfte als Grünland und Ackerland. Etwas weniger als die Hälfte der gesamten Landesfläche ist von Wäldern bedeckt. Der Klimawandel mit seinen Auswirkungen und möglichen Anpassungsmaßnahmen wird signifikante ökologische und sozio-ökonomische Konsequenzen für Österreich haben. Die vielfältigen Produktionssysteme innerhalb der Landwirtschaft in Kombination mit den räumlich stark variierenden Rahmenbedingungen (Klima, Boden, Agrarstruktur, etc.) ergeben zudem ein komplexes Bild möglicher Auswirkungen und Maßnahmen zu THG-Minderung und Anpassung.

Österreich ist trotz seiner relativ geringen Größe ein artenreiches Land mit einer Vielzahl von Lebensräumen und Landschaften. Dafür ist seine große naturräumliche und klimatische Vielfalt maßgeblich, die durch den Gebirgszug der Alpen, die Flach- und Hügelländer im Osten und Südosten sowie das kristalline Rumpfgebirge der Böhmisches Masse im Norden geprägt wird (vgl. Abbildung 2.2 (a–c)). Maßgeblich ist zudem Österreichs Lage im Schnittbereich zwischen mitteleuropäischen, süd- und südosteuropäischen biogeographischen Einflüssen sowie die langdauernde Überformung der Landschaft durch eine extensive Nutzung, die zu reich differenzierten Kulturlandschaften geführt hat. Im letzten Jahrhundert, besonders seit dem Ende des zweiten Weltkriegs, wurden die Landschaften und Lebensräume Österreichs zunehmend überformt, wobei dieser Prozess durch Nutzungsintensivierung, Kommassierung, Betriebsvereinfachung, Aufforstung von Grenzertragsböden, Verlust artenreicher Lebensräume, Fragmentierung als Folge des Ausbaus von Verkehrsinfrastruktur und zunehmende Verbauung geprägt ist.

Auf Grund der hohen Heterogenität Österreichs erscheint es sinnvoll, allgemein empfohlene Maßnahmen zur THG-Reduktion und Anpassung daher für jeden Produktionsstandort auf ihre Effizienz und Sinnhaftigkeit zu überprüfen. Das vorliegende Kapitel ist auf eine Analyse naturwissenschaftlich-technischer Zusammenhänge, wesentlicher sozioökonomischer Faktoren sowie daraus folgender Handlungsoptionen fokussiert. Die Diskussion der politischen Dimension muss angesichts der erheblichen Herausforderung unterbleiben, die mit einer Integration von vier deutlich unterschiedlichen Sektoren in einem Kapitel einhergeht, dessen Rahmensetzung sowohl durch seine maximale Länge als auch die leistbare Bearbeitungskapazität beschränkt ist. Diese einzubeziehen, wäre bei zukünftigen Berichten (bei geeigneten Rahmenbedingungen) sinnvoll.

2.2 Landwirtschaft

2.2 Agriculture

Auf Grundlage der natürlichen und landwirtschaftlichen Gegebenheiten wird Österreich in acht landwirtschaftliche Hauptproduktionsgebiete gegliedert, die wiederum in insgesamt 87 Kleinproduktionsgebiete unterteilt sind. In dieser Gliederung kommen die regionalen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen zum Ausdruck. So sind z. B. das nordöstliche Flach- und Hügelland, das Alpenvorland, das südöstliche Flach- und Hügelland und das Kärntner Becken von Ackerbaugebieten dominiert, während in den übrigen, kühleren und niederschlagsreicheren Regionen Grünland und Forstwirtschaft vorherrschen (Statistik Austria, 2012).

Laut Grünem Bericht (BMLFUW, 2013) gab es im Jahr 2010 insgesamt 173 317 landwirtschaftliche Betriebe. Bedingt durch den Strukturwandel geht die Anzahl der Betriebe zurück. Etwa 22 000 (13 %) davon sind Biobetriebe, welche rund 19 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche bewirtschaften. 58 % der Betriebe bewirtschaften weniger als 20 Hektar (ha) landwirtschaftliche Nutzfläche, 5 % mehr als 100 ha. Rund drei Viertel der Betriebe (129 117) liegen in benachteiligten Gebieten, davon wiederum 75 % in Berggebieten. Die Bergbauernbetriebe befinden sich überwiegend in den Hauptproduktionsgebieten Hochalpen, Voralpen, Alpenostrand sowie Wald- und Mühlviertel. Die österreichische Landwirtschaft ist im Vergleich zu westeuropäischen Staaten klein strukturiert, wobei die landwirtschaftlich genutzte Fläche pro Betrieb im Durchschnitt 18,8 ha beträgt (EU Mittel: 13 ha). Österreich hat mit einem Anteil von 51 % an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb der EU den höchsten Anteil an Berggebieten. Die landwirtschaftliche Nutzfläche ist rückläufig und umfasste im Jahr 2010 2,88 Millionen ha (34 % der österreichischen Gesamtfläche). Von der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche entfallen 47 % auf Ackerland, 50 % auf Dauergrünland (davon 31 % Almen) und 3 % auf sonstige Flächen (u. a. Obst- und Weinbau). Der Rinderbestand lag 2011 knapp unter zwei Millionen und der Schweinebestand bei etwa drei Millionen Tieren.

Im Jahr 2011 entfielen 3,2 Milliarden Euro (45 %) des Produktionswertes auf die pflanzliche Erzeugung, der Anteil der tierischen Produktion war fast gleich. Der Rest von 10 % waren landwirtschaftliche Dienstleistungen und Nebentätigkeiten. Der Anteil der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei an der Bruttowertschöpfung der Volkswirtschaft betrug 2011 rund 1,6 % (BMLFUW, 2012).

2.2.1 THG-Minderung in der Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen, Trends und Szenarien

Die Klimawirksamkeit verschiedener THG ist unterschiedlich (vgl. Band 1). Jene von Methan (CH_4) ist über 100 Jahre gerechnet 25-mal größer als jene von CO_2 , jene von Lachgas (N_2O) 298-mal. Seit den späten 1980er Jahren nahm die Konzentration von CH_4 und N_2O in der Atmosphäre um 158 % bzw. 19 % zu (WMO, 2010). Im Jahr 2010 stammten 75 % (12 Gg/Jahr; 1 Gg = 10^9 g = 1 000 t) der gesamten bilanzierten österreichischen N_2O -Emissionen und 65 % (171 Gg/Jahr) der CH_4 -Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft. Innerhalb des Sektors Landwirtschaft hatte Lachgas einen Anteil von 52 % und Methan einen Anteil von 48 % an den gesamten bilanzierten Treibhausgas(THG)-Emissionen. Zwischen 1990 und 2010 sanken die landwirtschaftlichen CH_4 -Emissionen um 14,2 % und die N_2O -Emissionen um 11,7 %. Etwa 44 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen stammen aus der Wiederkäuerverdauung, 39 % von landwirtschaftlichen Böden und 17 % aus dem Wirtschaftsdüngermanagement. Die klimarelevanten Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft sanken zwischen 1990 und 2010 um 12,9 % (Anderl et al., 2011a). Dies ist vor allem auf eine Abnahme der Tierzahlen und eine Reduktion des Stickstoffdünger-Einsatzes zurück zu führen. Seit 2005 sind die Tierzahlen weitgehend stabil. Zwischen 2008 und 2010 sanken die Emissionen wegen des geringeren Stickstoffdünger-Einsatzes. Gleichzeitig stiegen in diesem Zeitraum die Tierzahlen bei Schweinen und Rindern an, was zu einer Erhöhung der Emissionen aus der Wiederkäuerverdauung und den Wirtschaftsdüngern führte. Die Landwirtschaft war im Jahr 2010 mit 7,5 Mt CO_2 -Äquivalente (abgekürzt: CO_2 -Äq) (1 Mt = 10^6 t = 1 Mio. t) für 8,8 % der bilanzierten österreichischen THG-Emissionen verantwortlich.

Zwischen 2010 und 2020 wird in einem Trendszenario eine leichte Abnahme der Tierbestände erwartet, danach dürften sie bis 2030 konstant bleiben (Anderl et al., 2011b). Der Verbrauch von Mineraldünger wird laut diesem Szenario leicht zurückgehen. Da der Trend in der Tierhaltung Richtung Fließsysteme geht, wird mit einer Zunahme der CH_4 -Emissionen aus Wirtschaftsdüngern gerechnet. Es bestünde die Möglichkeit, diese Zunahme durch eine Ausweitung der Biogaserzeugung abzumildern. In Summe werden – ohne das Ergreifen zusätzlicher Maßnahmen – die THG-Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft bis zum Jahr 2030 etwa konstant bleiben (Anderl et al., 2011b). Innerhalb der Tierhaltung wird

nach dem Wegfall der Milchquotenregelung im Jahr 2015 mit einem Anstieg der Anzahl an Milchkühen und der Milchproduktion gerechnet. Die Anzahl der Mutterkühe und der weiblichen Nachzuchtrinder wird etwa konstant bleiben. In diesem Szenario wird keine Ausweitung der Schweine- und Geflügelbestände erwartet. Auch die ökologisch bewirtschafteten Flächen sollen etwa gleich groß bleiben. Die Fläche an Acker- und Grünland insgesamt wird zurückgehen (Anderl et al., 2011c).

Eine möglichst genaue Abbildung der THG-Emissionen in Österreich ist Bedingung dafür, den Effekt von Minderungsmaßnahmen nachweisen zu können. Für ein belastbares Inventar ist eine exakte Datenerhebung Voraussetzung. Vorrangiges Ziel einer Optimierung der THG-Emissionsberichterstattung ist die richtlinienkonforme Inventarisierung nationaler Emissionsmengen gemäß den Anforderungen des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) nach Transparenz, Genauigkeit, Vollständigkeit und Konsistenz. Aufgrund der Vorleistungen des Umweltbundesamtes in Zusammenarbeit mit der Universität für Bodenkultur (BOKU) ist die Methodenoptimierung in Österreich weit fortgeschritten. Als Beispiele können die Umsetzung der Ergebnisse der TIHALO-Studie (Amon et al., 2007a) und die Revision der THG-Inventur mit nationalen Emissionsfaktoren im Jahr 2009 (Anderl et al., 2011a) genannt werden. Mit der Einführung der neuen Berechnungsvorschriften ab 2014 (Post-Kyoto) ist mit weiteren Revisionen zu rechnen, vor allem in folgenden Bereichen: österreichspezifische Emissionsfaktoren, genaue Aktivitätsdaten zu Tierhaltung, Wirtschaftsdüngermanagement und Pflanzenbau sowie eine Aktualisierung der TIHALO-Studie (Amon et al., 2007a) unter Berücksichtigung der neuesten Agrarstrukturerhebung.

THG-Minderungspotenziale in der Landwirtschaft: Einführung

Für die zukünftige Entwicklung der landwirtschaftlichen THG-Emissionen sind die Entwicklung der Tierbestände (vor allem der Rinderzahlen), die damit einhergehenden Wirtschaftsdüngermengen, sowie die Art und Weise der Bodenbewirtschaftung (hauptsächlich der Einsatz an organischen und mineralischen Stickstoffdüngern) kritische Einflussfaktoren. In der Landwirtschaft bieten sich eine Reihe möglicher Maßnahmen zur Minderung umwelt- und klimarelevanter Gase an. Im Rahmen verschiedener Projekte in Österreich wurden bzw. werden diese analysiert und beschrieben.

Ziel des Projektes Reclip:tom („Research for climate protection – technological options for mitigation“, Winiwarter et al., 2009) war es, Handlungsoptionen zur Reduktion von THG-

Emissionen für Österreich zusammenzustellen. Dabei sollten sowohl die Wirksamkeit der Maßnahmen als auch deren Kosten abgeschätzt und kritisch beleuchtet werden.

Im ACRP-Projekt „FarmClim“, welches bis Mai 2014 läuft, werden Flüsse von Stickstoff und anderen klimarelevanten Gasen in der österreichischen Landwirtschaft erfasst und Möglichkeiten zur Optimierung vorgeschlagen. Das Einbeziehen von Stakeholdern im Projekt soll dazu beitragen, den „Science-Policy-Gap“ im Bereich „Klimaschutz in der Landwirtschaft“ zu schließen. Projektpartner sind BOKU, Umweltbundesamt, Karl-Franzens-Universität Graz, AGES, LFZ Raumberg-Gumpenstein und die Landwirtschaftskammer Niederösterreich.

Das derzeit laufende ACRP-Projekt „CAFEE“ („Climate change in agriculture and forestry: an integrated assessment of mitigation and adaptation measures in Austria“) unter der Leitung des Instituts für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung an der BOKU beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auf die österreichische Land- und Forstwirtschaft, der Kosteneffektivität sowie den Wechselbeziehungen zwischen Minderungs- und Anpassungsmaßnahmen und den daraus ableitbaren politischen Handlungsempfehlungen.

Nachfolgend werden die wichtigsten Minderungsmaßnahmen für Treibhausgase aus dem Sektor Landwirtschaft erläutert.

THG-Reduktionspotenziale in der Tierhaltung

Mögliche Maßnahmen zur THG-Reduktion in der österreichischen Tierhaltung werden in Tabelle 2.1 beschrieben. Verdauungsbedingte CH_4 -Emissionen von Milchkühen pro Liter Milch können durch einen moderaten Anstieg der Milchleistung pro Kuh reduziert werden. Allerdings besteht kein linearer Zusammenhang, vielmehr sinkt die THG-Einsparung mit zunehmender Steigerung der Milchleistung (Kirchgessner et al., 1993). Auf die spezifischen Ernährungsanforderungen der Kühe ist Rücksicht zu nehmen: die Aufnahme ausreichender Mengen Raufutter und die Begrenzung der Kraftfuttergabe. Auch muss die Maßnahme im gesamt-ökologischen Zusammenhang gesehen werden. Beispielsweise verwerten Milchkühe Pflanzen, die der menschlichen Ernährung nicht zugänglich sind. Dieser Vorzug der Milchwirtschaft bleibt nur erhalten, wenn die Steigerung der Milchleistung vorwiegend durch eine verbesserte Grundfutterqualität und erhöhte Grundfutteraufnahme erreicht wird und nur bedingt durch eine vermehrte Kraftfutteraufnahme. Grundfutter ist faserreiches Futter wie etwa Gras, Heu, Silage, etc. Zudem sinken die Emissionen je Liter Milch mit zunehmender Milchleistungsleistung, da sich die

Emissionen der unproduktiven Aufzuchtphase auf eine größere Outputleistung verteilen (UNECE, 1999).

Die CH_4 -Emissionen aus Wirtschaftsdüngern können durch eine Behandlung des Wirtschaftsdüngers durch Biogaserzeugung oder Flüssigmistseparierung verringert werden. Biogaserzeugung wird hauptsächlich zur Energieproduktion eingesetzt, bewirkt aber gleichzeitig eine Verringerung der CH_4 -Emissionen während der Lagerung des Wirtschaftsdüngers. Bei der Separierung wird organischer Kohlenstoff (C) mechanisch aus dem Flüssigmist getrennt. Der reduzierte Kohlenstoffgehalt führt zu einem geringeren Potenzial für Methanverluste. Während der Festmistlagerung lassen sich CH_4 -Emissionen durch Kompostierung vermindern (Amon et al., 2006).

Im Bereich der Tierhaltung beeinflusst vor allem das Haltungssystem den Umfang der THG-Emissionen. CH_4 -Emissionen sind bei Flüssigmistsystemen erheblich höher als bei Festmistsystemen, allerdings weisen Festmistsysteme höhere N_2O -Emissionen auf. In Summe sind THG-Emissionen aus Flüssigmistsystemen höher als aus Festmistsystemen (IPCC, 1997). Auch Konsumenten verlangen aus Gründen des Tierschutzes zunehmend nach Haltungssystemen, in denen Stroh Einstreu verwendet wird. Diese Maßnahme kann aus Kostengründen nur für Stall-Neubauten umgesetzt werden. Dabei sollen Systeme verwendet werden, die den Festmist regelmäßig in ein Außenlager transportieren und keine Mistmatratze im Stall bilden.

CH_4 -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind bei Weidehaltung deutlich geringer als bei Stallhaltung (IPCC, 1997). Ein geringer Füllstand von Flüssigmistgruben während der warmen Sommermonate reduziert CH_4 -Emissionen während der Lagerung (Amon et al., 2002). Die Genauigkeit von THG-Inventaren hängt u. a. davon ab, ob sie diese Unterschiede abbilden.

N_2O -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sinken mit dem Gehalt an Stickstoff (N) im Wirtschaftsdünger; dieser hängt von der Fütterung der Tiere ab. Die aufgenommene Menge an Stickstoff sowie deren Umsetzung beeinflusst nicht nur die Höhe der Emissionen an Ammoniak (NH_3), sondern auch andere Stickstoff-Emissionen. Stickstoffüberschüsse werden von den Nutztieren zum größten Teil in Form von Harnstoff mit dem Harn ausgeschieden. Die Stickstoff-Verbindungen werden rasch zu Ammonium (NH_4^+) abgebaut und beeinflussen so das Emissionspotenzial für NH_3 . Eine Reduktion des Stickstoff-Inputs über die Fütterung führt zu einer Verringerung der Stickstoff-Ausscheidungen über den Harn, reduziert den Stickstoff-Fluss und führt dadurch zu einer Reduktion der NH_3 - und N_2O -Emissionen (Jongebreur et

Tabelle 2.1 Überblick über mögliche Maßnahmen für die Verringerung der THG-Emissionen in der Tierhaltung in Österreich**Table 2.1** Overview of possible measures to reduce GHG emissions in livestock husbandry in Austria

Bereich	Instrumente zur Maßnahmenumsetzung, erwarteter Reduktionseffekt, Analyse und Bewertung
Nationales THG-Emissionsinventar	
Optimierung der Emissionsberichterstattung	Nur eine qualitativ hochwertige und aktuelle THG-Inventur erlaubt den verlässlichen Nachweis der Effekte von Minderungsmaßnahmen. Die Methoden im österreichischen THG-Emissionsinventar erscheinen als relativ verlässlich. Bestimmte Strukturdaten könnten unter Berücksichtigung der Agrarstrukturerhebung verbessert werden. Neue Richtlinien für den Post-Kyoto-Zeitraum erfordern die Modifizierung der verwendeten Modelle.
Tierhaltung	
Rind: Produktivität/Effizienz (Zucht, Fütterung, Herdenmanagement)	Die Optimierung der Zucht, Fütterung und des Herdenmanagements führt zu Verbesserungen der Produktivität und zu Effizienzsteigerungen. Die Steigerung der Produktionseffizienz kann durch die genomische Selektion erreicht werden. Die Förderung von Forschungsprojekten, die auf eine Erhöhung der Produktionseffizienz durch züchterische Maßnahmen abzielen, ist eine mögliche Maßnahme, um langfristig die THG-Emissionen zu verringern. Das zusätzliche THG-Einsparungspotenzial wird allerdings als gering eingestuft.
Rind: Erhöhung Lebensleistung in der Milchproduktion und Erhöhung der Nutzungsdauer	Die letzten Jahre zeigen einen Anstieg der Lebensleistung bei gleichbleibender bis leicht steigender Nutzungsdauer. Durch die Anwendung der genomischen Selektion wird bei den Kontrollkühen bis 2020 eine Steigerung in der Lebensleistung, unter Berücksichtigung der Nutzungsdauer, von 2 500 kg erwartet. Um ein solches Resultat zu erreichen, ist es notwendig, die derzeitigen Zucht- und Managementstrategien fortzuführen.
Rind: Leistungssteigerung bei der Milchproduktion	Die genetische Steigerung der Milchleistung führt, auf die Produktionseinheit bezogen, zu einer Verringerung der THG-Emissionen. Unter der Annahme einer konservativen Schätzung werden die CH ₄ -Emissionen im Rinder-Sektor bis zum Jahr 2020 um etwa 4 % gegenüber 2009 steigen (Hörtenhuber, 2012). Für diese Schätzung wurde eine durchschnittliche Milchleistungssteigerung auf der Datenbasis des Grünen Berichtes von 6 068 kg (2009) auf 7 200 kg Milch pro Kuh und Jahr und ein Anstieg des Milchkuhbestandes von derzeit 532 141 Stück (2011) auf 550 000 Stück (2020) unterstellt (Sinabell und Schönhart, 2012). Es ist daher davon auszugehen, dass das Potenzial zur Minderung der CH ₄ -Emissionen durch die steigende Milchproduktion überkompensiert wird.
Rind: Art der Stallhaltung	In Österreich ist eine Tendenz in Richtung Liegeboxen-Laufstall (Flüssigmistsystem) zu beobachten. Aus arbeitswirtschaftlichen sowie Kosten-Gründen ist nicht zu erwarten, dass Tiefstreusysteme – die aus Sicht der THG-Emissionen günstiger wären – eine größere Bedeutung erlangen werden. Positiv auf den Klimaschutz wirken sich Schrägbodenställe und andere eingestreute Systeme aus, bei denen sich im Stall keine Mistmatratze bildet. Bei Flüssigmistsystemen können die THG-Emissionen reduziert werden, indem der Flüssigmist regelmäßig in ein kühles Außenlager transportiert und nicht im warmen Stall gelagert wird.
Tierfütterung	
Rind: Erhöhung der Futterqualität	Die Erhöhung der Grundfutterqualität führt zu einer höheren Verdaulichkeit und dadurch zu einem geringeren Bruttoenergie-Bedarf, der sich im Inventar abbilden lässt. Die Erhöhung der Grundfutterqualität kann durch intensive Beratung (Personal) gesteigert werden.
Rind: Futterzusatzstoffe (Pflanzliche Extrakte, Tannine, Saponine, Probiotika, CH ₄ -Oxidation, Bakterien, Fettzugabe)	Forschungsergebnisse sind in vielen Bereichen vorhanden. Die Akzeptanz in der Praxis sowie die Wirtschaftlichkeit eines Einsatzes dieser Futterzusatzstoffe sind derzeit nicht gegeben. Im Bereich „Futterzusatzstoffe“ ist ein Reduktionspotenzial von 5–10 % für enterogene CH ₄ -Emissionen realistisch (Smith et al., 2007). In diesem Bereich besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der Kosten und des Nutzens. Vielfach sind (positive) Ergebnisse aus in vitro-Studien oder Kurzzeitversuchen vorhanden; Langzeitfütterungsversuche fehlen weitgehend (Flachowsky und Lebzién, 2009).
Rind: Höherer Weideanteil	Ein höherer Weideanteil bei gleichbleibender Futterintensität verringert die Emissionen von NH ₃ , CH ₄ und N ₂ O. Durch Beratung und Förderung können die NH ₃ -Verluste um bis zu 5,2 % verringert werden (Amon et al., 2007a). Der Tierbesatz und die Weidedauer sind im Einzelfall zu prüfen. Durch das Bundestierschutzgesetz, das seit 2012 einen verpflichtenden Auslauf vorsieht, sind positive Effekte zu erwarten. Mit Förderung und Beratung erscheint es möglich, den Weideanteil etwa konstant zu halten oder leicht zu steigern. Eine deutliche Ausweitung der Weidehaltung ist aus topographischen und klimatischen Gründen nicht möglich.
Rind: Optimierung der Grundfutter-konservierung	Durch die Optimierung der Grundfutterkonservierung (Heu, Silage) kommt es zu einer Einsparung an Kraffutter. Mit geeigneter Beratung können sowohl die Wirtschaftlichkeit der Betriebe verbessert als auch die THG-Emissionen reduziert werden.
Schwein: N-angepasste Fütterung	Durch die Phasenfütterung kann die Gesamt-N-Aufnahme beeinflusst werden, welche die Grundlage für Berechnung der NH ₃ - und N ₂ O-Emissionen darstellt. Der Effekt auf die NH ₃ - und N ₂ O-Emissionen wird als hoch eingeschätzt. Um eine verstärkte Umsetzung der Phasenfütterung in der Praxis zu erreichen, ist die landwirtschaftliche Beratung gefordert. Erhebungen von Strukturdaten zum Eiweißeinsatz in den österreichischen Betrieben sind ausständig.
Rind und Schwein: Abdeckung Güllelager	Mit technisch kostengünstigen Maßnahmen können Güllelager abgedeckt werden. Damit sind die NH ₃ -N-Verluste deutlich reduzierbar.
Vermeidung von Güllelagunen	Güllelagunen wirken sich negativ auf die THG-Situation aus. Keine Förderung von Güllelagunen.

al., 2005; Monteny, 2000). Stickstoff-Einträge, die bereits am Beginn der Verfahrenskette eingespart werden, belasten nachfolgend nicht die Umwelt. Die Vermeidung von Stickstoff-Überschüssen bei der Fütterung ist eine wichtige Option zur Verringerung von Stickstoff-Emissionen, inklusive N_2O . Auch vermehrte Weidehaltung verringert die N_2O -Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger. Im Vergleich zur Stallhaltung sind die N_2O - und NH_3 -Emissionen auf der Weide geringer, da der Harn relativ schnell und verlustarm in den Boden versickern kann. Um die Verlängerung der Weidedauer den jeweiligen Gegebenheiten anzupassen, ist es sinnvoll, diesbezügliche Möglichkeiten im Einzelfall zu prüfen.

Im Bereich der Schweinehaltung passt die Phasenfütterung den Stickstoff-Gehalt im Futter an den variierenden Stickstoff-Bedarf im Lauf der Mast an. Eine Optimierung der Schweinefütterung führt zu einer hohen NH_3 -Reduktion. Eine Herabsetzung des Rohproteingehalts (RP) von 170 g RP/kg Futter auf 140 g RP/kg Futter führte zu einer Reduktion der NH_3 -Emissionen um 30 % (Canh et al., 1998a–e; Dourmad et al., 1993; Lenis und Schutte, 1990). Futtermittel mit reduziertem Rohproteingehalt senken die Stickstoff-Ausscheidungen und damit die potentiellen NH_3 -Emissionen aus der Schweineproduktion effizient. Der physiologische Bedarf des Tieres setzt der Verfütterung von rohproteinarmem Futter jedoch Grenzen. Zudem ist der Einsatz von eiweißarmen Futtermitteln in Betrieben, die Nebenprodukte der Lebensmittelverarbeitung verfüttern, nur bedingt möglich. Eine zweistufige Phasenfütterung, die in der ersten und zweiten Masthälfte Rationen mit unterschiedlichem Stickstoff-Gehalt füttert, ist jedoch in der Regel möglich und kommt ohne den Einsatz künstlicher Aminosäuren aus.

Das Abdecken von offenen Güllebehältern, ist eine effiziente Maßnahme, um NH_3 -Verluste bei der Lagerung zu reduzieren und die Stickstoff-Verluste zu begrenzen. Offene Lagunenlagerung ist in diesem Zusammenhang als besonders ungünstig zu bewerten. Besonders effizient ist das Abdecken bei Gülle-Arten, die keine natürliche Schwimmdecke bilden. Ein direkter Einfluss auf N_2O -Emissionen ist nicht gegeben. Indirekte N_2O -Emissionen sinken auf Grund der geringeren NH_3 -Emissionen.

Eine europäische Vergleichsstudie (Leip et al., 2010) ergab, dass die THG-Emissionen in der österreichischen Tierhaltung geringer sind als in anderen Ländern. Die Emissionen pro kg Rindfleisch betragen im EU-Durchschnitt 22,2 kg CO_2 -Äq, in Österreich sind es 14,2 kg CO_2 -Äq. Bei Schaf- und Ziegenfleisch liegen die Werte in Österreich bei 9 kg CO_2 -Äq gegenüber dem EU-Durchschnitt von 20,3 kg CO_2 -Äq. Bei Schweinefleisch liegt Österreich bei 5,5 kg CO_2 -Äq und damit

unter dem EU-Durchschnitt von 7,5 kg CO_2 -Äq. Bei Milch liegen die Werte für Österreich und Irland mit 1 kg CO_2 -Äq pro kg Milch EU-weit am niedrigsten; der EU-Durchschnitt pro kg Milch beträgt 1,4 kg CO_2 -Äq. Die Differenzen der Emissionswerte ergeben sich aus Unterschieden in Haltung und Fütterung bzw. verwendeten Futtermitteln.

THG-Reduktionspotenziale durch Bodenbearbeitung und Düngermanagement

Direkte N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden können durch eine Verminderung des Mineraldüngereinsatzes reduziert werden (IPCC, 1997). Dies kann erreicht werden, indem die Stickstoffdüngung sowohl zeitlich als auch mengenmäßig dem Bedarf der Pflanzen angepasst wird. Die Produktion von Mineraldünger ist ein energieintensiver Prozess, der mit hohen CO_2 -Emissionen verbunden ist. Durch Fördermaßnahmen des Lebensministeriums im Rahmen des ÖPUL-Programms, das eine Reduktion des Düngemitelesatzes forciert, konnten bereits Verbesserungen in diesem Bereich erzielt werden. Das größte Potenzial besteht in einer an den Nährstoffbedarf der Pflanzen angepassten Stickstoff-Düngung. Stickstoffgaben, die über den Bedarf der Pflanzen hinausgehen, sind zu vermeiden. Die Intensität der Produktion muss der Produktivität des jeweiligen Standortes angepasst werden.

Indirekte N_2O -Emissionen können nur vermindert werden, wenn der landwirtschaftliche Stickstoff-Überschuss reduziert und der Stickstoff-Kreislauf weitgehend geschlossen wird. Dies kann durch eine verbesserte Stickstoff-Ausnutzung und eine Minderung von Stickstoff-Verlusten erreicht werden. Grundsätzlich ist das Vermeiden von Stickstoff-Überschüssen die nachhaltigste und effizienteste Maßnahme, um sowohl N_2O - als auch NH_3 -Emissionen zu reduzieren.

Maßnahmen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern:

- Organisatorische Maßnahmen: Werden Wirtschaftsdünger bei ungünstigen Witterungsbedingungen (trockenes, windiges und warmes Wetter) ausgebracht, ist mit hohen Stickstoff-Verlusten durch NH_3 -Emissionen zu rechnen.
- Technische Maßnahmen: Heute stehen verschiedene emissionsarme Ausbringetechniken zur Verfügung. Die Systeme reduzieren die verschmutzte Oberfläche durch das bandförmige Ablegen der Gülle oder arbeiten die Wirtschaftsdünger direkt in den Boden ein.

Bei bodenschonender Bewirtschaftung werden die Tiefe und Intensität der Bearbeitung und die Anzahl der Feldüberfahrten wesentlich verringert. Messungen des Treibstoffverbrauchs bei

unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren zeigen, dass die verfahrensbedingten CO₂-Emissionen bei Mulchsaat um 60 % und bei Direktsaat um 91 % gesenkt werden konnten (Klik et al., 2010), wobei die Bearbeitungsintensität (z. B. Anzahl erforderlicher Arbeitsgänge) und Bearbeitungstiefe eine große Rolle spielen (Szalay et al., 2009). Nach Moitzi et al. (2006) steigt je nach Bodenart der Kraftstoffbedarf pro Zentimeter Arbeitstiefe beim Pflügen um 0,5 bis 1,5 l/ha an, da pro 1 cm Bearbeitungstiefe ca. 100 m³ bzw. 150 t Boden/ha bewegt werden. Die Lockerbodenwirtschaft mit der jährlich wendenden Bodenbearbeitung weist den höchsten Kraftstoff- und Arbeitszeitbedarf auf. Bei Winterweizen kommt es bei den Mulchsaatvarianten gegenüber der Lockerbodenwirtschaft zu einer Verminderung des Kraftstoffverbrauchs zwischen 42 % und 55 %.

Direktsaat zeigt auch günstige Auswirkungen auf Bodenatmungsprozesse. Eine große Anzahl von Studien belegt, dass durch konservierende Bodenbearbeitung die CO₂-Emissionen deutlich reduziert werden können (Alvarez et al., 2001; Ball et al., 1999; Ellert und Janzen, 1999). Untersuchungen an drei Standorten in Niederösterreich ergaben, dass der Einfluss der Bearbeitung auf die Bodenatmung standortspezifisch ist und neben der Pflanzenart wesentlich von den Bodeneigenschaften abhängt. Durch Umstellung auf Direktsaat waren Reduktionen um bis zu 27 % möglich (Klik et al., 2010). Darüber hinaus zeigte sich, dass aerobe terrestrische Böden als Methan-senken fungieren. Durch den zusätzlichen Anbau von Winterzwischenfrüchten ist mit konservierenden Bearbeitungsverfahren eine signifikante Kohlenstoffsequestrierung im Boden möglich (Baumgarten et al., 2011). Auch durch Ausbringung von Biokohle wurde Kohlenstoffsequestrierung in Böden nachgewiesen, zugleich mit anderen positiven Wechselwirkungen (Klinglmüller et al., 2011; Soja et al., 2011), wobei verhältnismäßig hohe Kosten von 90–420 Euro je eingesparter Tonne CO₂-Äquivalenten anfallen (Klinglmüller, 2013). Allerdings ist der Einsatz von Biokohle in der Landwirtschaft nur unter bestimmten Bedingungen sinnvoll. Die Ausbringung von Biokohle als Maßnahme zur THG-Minderung ist nicht generell empfehlenswert, da es vielfältige, nicht immer positive Auswirkungen gibt (Soja et al., 2013). Bei der Bewertung eines möglichen Beitrags von Biokohle zur THG-Reduktion ist die Systemgrenze entscheidend. So kann z. B. der zusätzlich nötige Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern zu einer deutlichen Verschlechterung der Klimabilanz führen, wenn die energieintensive Erzeugung des Düngers mitbetrachtet wird.

Bei der Biogasproduktion aus Sommer-Zwischenfrüchten erreicht man neben einer Einsparung fossiler Energieträger auch eine deutliche Reduktion der Stickoxid (NO_x)-Emissionen aus

dem Boden sowie eine Verringerung der Stickstoffauswaschung (Szerencsits et al., 2011). Zudem trägt die intensive Durchwurzelung der Böden zu einem deutlich reduzierten Kraftstoffverbrauch bei der Bodenbearbeitung mittels Pflug bei.

Ein Beitrag zur THG-Reduktion kann vor allem auch durch eine verbesserte Effizienz bei der Nutzung der eingesetzten Produktionsmittel erreicht werden. Eine bedarfsgerechte Bewässerung, d. h. eine Wassergabe zum optimalen Zeitpunkt und in optimaler Höhe, reduziert zum Beispiel das Risiko der Tiefenversickerung (Leaching) und des damit verbundenen Austrags von Nähr- und Schadstoffen. Ein weiteres Beispiel aus der Bewässerungswirtschaft ist der Einsatz von Kleinregnerflügeln bei denen der Energiebedarf aufgrund des geringeren Druckes deutlich niedriger ist als bei Verwendung von Großflächen-Beregnungsmaschinen. Tropfbewässerung erweist sich hierbei als noch energieeffizienter.

Auch ein optimiertes Düngungsregime fördert die Effizienz eingesetzter Dünger. Insbesondere bei mineralischem Stickstoffdünger im Ackerbau ist eine Abstimmung der Gaben auf Boden, Witterung, Pflanzenzustand und Entwicklung von enormer Bedeutung für die Stickstoff-Nutzungseffizienz, die NO_x-Emissionen und die Stickstoff-Auswaschung. Alternativen zur mineralischen Stickstoffdüngung sollten generell in Betracht gezogen werden. Eine zehnjährige Untersuchung an einem Standort im Marchfeld zeigte deutlich, dass Kompostdüngung für den Humusaufbau sehr gut geeignet ist (Hartl et al., 2012).

Optionen zur Bioenergieerzeugung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Bezogen auf Österreich analysierten Amon et al. (2008) Möglichkeiten und Grenzen der Erzeugung von Bioenergie. Sie diskutierten dabei insbesondere die möglichen Folgen für Ökosysteme und Landschaften, die Vermeidung von zu einseitigen Fruchtfolgen („Monokulturen“) sowie die Möglichkeit, eine hohe Lebensmittel-, Stoff- und Energieproduktion auf bereits genutzten Flächen zu erzielen und negative Auswirkungen auf den Boden durch standortangepasste, vielfältige Bepflanzung zu reduzieren. Gemäß der Studie ermöglichen es integrierte Fruchtfolgesysteme, die Gewinnung von Nahrung, Futter, Rohstoffen und Energie zu optimieren. In ähnlicher Weise funktionieren agroforstwirtschaftliche Systeme, die begrenzte Landressourcen über die gleichzeitige Nutzung mehrerer Kulturen effizient ausnutzen, allerdings zu höheren arbeitswirtschaftlichen Kosten (vgl. Ergebnisse des europäischen SAFE-Projekts³).

³ <http://www1.montpellier.inra.fr/safe>

Integrierte Fruchtfolgesysteme beruhen auf einer Kombination unterschiedlicher Techniken, unter anderem:

- Fruchtwechsel zwischen Kulturarten für Nahrung, Rohstoffe oder Energie („Food-Non-Food-Switch“);
- Kaskadennutzung, bei der die vegetativen und generativen Teile der Nutzpflanze in unterschiedlicher Form verwendet werden (Haberl und Geissler, 2000; Haberl et al., 2003), etwa Maiskörner für Stärke, Sonnenblumenkerne für Ölproduktion, der Rest der Pflanzen und des Presskuchens für Biogaszeugung.

Integrierte Fruchtfolgesysteme ermöglichen eine weitgehende Kreislaufwirtschaft, bezogen auf die in der Biomasse enthaltenen Nährstoffe, sowie eine Rückführung von organischem Material als Dünger, was die Kohlenstoffbilanz der Landnutzung positiv beeinflusst (Ceschia et al., 2010). Wird Biomasse zur Wärme- oder Stromgewinnung verbrannt, gehen die entzogenen Nährstoffe teilweise verloren und müssen durch mineralische Düngemittel ersetzt werden. Bei der Herstellung von Mineraldünger werden große Mengen an Fossilenergie benötigt. In einem geschlossenen Nährstoffkreislauf werden die Nährstoffe, die dem Boden bei der Ernte entzogen wurden, wieder zurückgeführt. Ein solcher Kreislauf ist gegeben, wenn Biomasse für Biogasgewinnung vergoren und der Gärrückstand als hochwertiger Nährstoff- und Humusdünger wieder auf die Felder ausgebracht wird.

Auch der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln kann durch integrierte Fruchtfolgesysteme deutlich gesenkt werden. Durch eine ausgewogene Fruchtfolgegestaltung, im Sinne eines räumlichen und zeitlichen Anbaukonzepts, kann das Auftreten von Krankheiten und Schädlingen reduziert oder vermieden werden (Diercks und Heitefuss, 1990). Der Verzicht auf Herbizide im Energiepflanzenanbau fördert Ackerbeikräuter und in weiterer Folge das Vorkommen von Nützlingen, die wiederum Schadinsekten dezimieren können (Nentwig, 1992). Da im Energiepflanzenanbau auch die Biomasse von Beikräutern mitverwertet werden kann, ist eine etwas höhere Verunkrautung als im reinen Nutzpflanzenanbau tolerierbar.

Mit integrierten Systemen kann Bioenergie weitgehend ohne Nahrungsmittelkonkurrenz erzeugt werden. Gleichzeitig werden durch solche Systeme der Fossilenergieinput, der Einsatz von Mineraldünger und Pestiziden sowie insgesamt die ökologischen Belastungen reduziert. Als Bioraffinerie definiert die IEA Bioenergy Task 42⁴ die nachhaltige Umwand-

lung von Biomasse in ein Spektrum verkäuflicher Produkte (Nahrungsmittel, Futtermittel, Materialien und Chemikalien) und Energie (Treibstoffe, Elektrizität, Wärme; vgl. Höltinger et al., 2012). Mit Bioraffinerie-Systemen können nicht nur die nachwachsenden Rohstoffe (z. B. Feldfrüchte) zur Energiegewinnung genutzt werden, sondern zum Teil auch der Grasbewuchs von Grünlandflächen und v. a. biogene Reststoffe: Mist und Jauche aus der Tierhaltung, biogener Abfall aus Haushalten sowie Reststoffe aus der Lebensmittelverarbeitung, wie z. B. Zuckerrübenschnitzel. Sämtliche nutzbaren Stoffströme können mithilfe vielfältiger, miteinander verbundener Technologien zur Energiekonversion und Stoffherzeugung umgeleitet und schließlich wieder in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden (Amon et al., 2008).

Die Hektarerträge an Energie sind zwar bei der integrierten Nutzung geringer als beim spezifischen Anbau von Energiepflanzen, jedoch liefert das integrierte System Energie, Futter und Nahrung und ist auf diese Weise insgesamt wesentlich leistungsfähiger. Während etwa ein integriertes System einen Ertrag von 3500 m³/ha/Jahr CH₄ bringt, kann Grünmais rund 6500 m³/ha/Jahr liefern (Hopfner-Sixt et al., 2007). Im Gesamtsystem würde jedoch die Umstellung der Landwirtschaft auf integrierte Landnutzungssysteme mit vielfältigen Fruchtfolgesystemen und mit Grünland- und Gülleverwertung beträchtlich höhere Gesamterträge an Energie bringen als der Anbau von Energiepflanzen alleine (Amon et al., 2007b). Eine Umstellung des österreichischen Ackerlandes (rd. 1,3 Mio. ha) auf integrierte Nutzung könnte einen Energieertrag von etwa 190 PJ/Jahr (1 PJ = 10¹⁵ J) bringen, während ein Anbau von Energiepflanzen auf 20 % der österreichischen Ackerfläche nur rund 71 PJ/Jahr brächte (Bauer et al., 2007). Zudem könnten vom österreichischen Wirtschaftsgrünland (908000 ha) etwa 20 % zur Energiegewinnung in Form von Biogas genutzt werden, was bei einem Methanertrag von etwa 3000 m³/ha/Jahr einen Energieertrag von etwa 35 PJ/Jahr Energieertrag bedeutet. Dazu kämen noch etwa 7,3 PJ/Jahr durch Verwendung von Gülle aus der Tierhaltung. Insgesamt könnten durch eine Umstellung der österreichischen Landwirtschaft auf integrierten Anbau rund 220 PJ/Jahr an Energie bereitgestellt werden. Dies ist erheblich mehr als die 50 PJ/Jahr, welche der nationale Biomasseaktionsplan des BMLFUW (2006) für das Jahr 2020 vorsieht.

Bioenergie-technologien für agrarische Biomasse

Für einen nachhaltigen Ausbau der Bioenergienutzung sind nicht nur die Anbausysteme, sondern auch der Technologiemix von entscheidender Bedeutung. Die Biogaszeugung

⁴ Bioraffineries: Co-production of Fuels, Chemicals, Power and Materials from Biomass, <http://www.ieabioenergy.com>

wird als Schlüsseltechnologie zur nachhaltigen Nutzung agrarischer Ressourcen angesehen (Amon, 2006). Biogas (früher oft als „Sumpfgas“ bezeichnet) ist ein Gasgemisch aus 50–65 % Methan (CH_4), 35–50 % Kohlendioxid (CO_2) und geringen Anteilen von Wasserstoff (H_2), Schwefelwasserstoff (H_2S) und Ammoniak (NH_3). Biomasse von Äckern und Wiesen wird bereits erfolgreich für die Biogaserzeugung eingesetzt, wobei vor allem die Energiepflanzen Mais, Grünroggen, Sonnenblume, Wiesen gras und Sorghumarten wie Sudangras verwendet werden. Eine Vielzahl weiterer Pflanzenarten und vor allem auch vergärbare organische Abfälle und tierische Exkremente, wie Biomüll, Gülle und Mist, können für die Gasgewinnung genutzt werden. Obgleich die Entwicklungen in der Biogasbranche rasch voranschreiten, ist es für deren wirtschaftlichen Durchbruch notwendig, Biogas noch effizienter zu erzeugen, als es derzeit geschieht. In dieser Technologie steckt noch umfangreiches Entwicklungspotenzial in allen Bereichen der Erzeugungskette, vom Rohstoff über die Anlagentechnik bis hin zu den verschiedenen Anwendungsbereichen. Wie effizient die Ressourcen bei der Biogasproduktion und -verwendung entlang der Wertschöpfungskette genutzt werden können – etwa auch beim Einsatz des Biogases durch gekoppelte Erzeugung von Strom und Wärme – wird daher sowohl für das Marktpotenzial als auch für die ökologische Sinnhaftigkeit der Technologie von großer Bedeutung sein (Leonhartsberger et al., 2008).

Die Biogaserzeugung stellt andere Anforderungen an die Qualität und Zusammensetzung der Pflanzen als die Nahrungs- oder Futtermittelproduktion. Derzeit wird in den österreichischen Biogasanlagen am häufigsten Mais verwendet. Biogasanlagen sind hauptsächlich in den Maisgunstlagen (Steiermark, Kärnten und Oberösterreich) verbreitet, weil die LandwirtInnen mit dieser Pflanze aus der Nahrungsmittelproduktion sowie der Rinder- und Schweinefütterung vertraut sind. Obwohl Mais aus technischer Sicht zur Biogasproduktion gut geeignet ist, könnten – wie oben ausgeführt – durch ein integriertes Konzept Nachteile des reinen Energiepflanzenbaus, wie etwa Flächenkonkurrenz, hoher Düngemittel- und Pestizidbedarf, etc., vermieden und ein insgesamt wesentlich höheres Energiepotenzial erzielt werden. Aus technischer Sicht sind vor allem folgende Faktoren für die Eignung von Kulturarten für ihre Nutzung in Biogasanlagen entscheidend: Biomasseertrag, hohes Methanbildungspotenzial der Biomasse und die ausgewogene Zusammensetzung für einen sicheren Gärverlauf. Diese Faktoren sind für die Wirtschaftlichkeit der Anlagen wesentlich (Amon et al., 2008; Leonhartsberger et al., 2008; Hopfner-Sixt et al., 2006).

Die energetische Verwertung von Stroh, das nicht in Konkurrenz zum Bedarf der Tierhaltung steht, in Biogasanlagen

stellt derzeit ein Problem dar, weil es durch seinen hohen Gehalt an Lignozellulose von Bakterien nur schwer abgebaut werden kann. Zudem neigt Stroh zur Bildung von Schwimmdecken im Fermenter, welche die Funktionssicherheit von Biogasanlagen beeinträchtigen. Daher wird intensiv und erfolgversprechend an Vorbehandlungsmethoden für derartige schwer abbaubare Substrate geforscht. Durch die Thermo-Druck-Hydrolyse kann Stroh verflüssigt werden, wodurch sowohl die Schwimmdeckenbildung beseitigt, als auch die Abbaubarkeit der Lignozellulose für die Mikroorganismen im Fermenter erhöht wird, was eine schnellere Umwandlung in Methan ermöglicht (Bauer et al., 2010). Alternativ ist die kaskadische Nutzung von Stroh, z. B. in der Wärmedämmung von Gebäuden und einer späteren Verbrennung, oder die in Pilotversuchen bereits umgesetzten Gebäude mit Stroh als tragendem Element anzudenken. Eine Übersicht zu den biologisch-technischen bis ökonomischen Potenzialen von Biomasse zur Energiegewinnung in Österreich findet sich in Koland et al. (2013). Dass viele der aufgezeigten Möglichkeiten noch nicht Einzug in die Praxis gefunden haben, liegt an deren Kosten, seien es direkte Nutzungskosten, etwa die Errichtung einer Biogasanlage oder einer Kurzumtriebsplantage, oder Opportunitätskosten durch den Gewinnentgang ökonomisch attraktiverer Alternativen. Letzteres Argument wird besonders in Phasen hoher Agrarpreise schlagend. Weitere Gründe könnten sein: fehlendes praxistaugliches Wissen oder dessen mangelnde Diffusion zu den LandnutzerInnen, Risikoaversion und unsichere Marktbedingungen sowie Kapitalbeschränkungen.

2.2.2 Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft

In Österreich sind vielfältige Auswirkungen des Klimawandels auf die verschiedenen Produktionsbereiche der Landwirtschaft zu erwarten (vgl. Band 1 und Band 2). Dementsprechend ergeben sich zahlreiche mögliche Anpassungsmaßnahmen, welche dann am effizientesten sind, wenn sie vor ihrer Umsetzung sorgfältig geprüft und auf die jeweiligen Gegebenheiten abgestimmt werden (Eitzinger, 2010a; Frank et al., 2011; Kirchner et al., 2012).

Grundsätzlich können im Sektor Landwirtschaft Anpassungsmaßnahmen auf Betriebsebene und auf überbetrieblicher Ebene (privater/öffentlicher Bereich) entschieden oder angeordnet werden, wobei die Umsetzung letztlich immer auch auf Betriebsebene erfolgen muss. Anpassungsmaßnahmen können mehr oder weniger zwangsläufig (autonom) erfolgen, etwa wenn der Klimawandel die Phänologie der Pflanzen beeinflusst, d. h. zeitliche Veränderungen im Jahresablauf bewirkt,

und auf diese Weise produktionstechnische Maßnahmen bedingt. Sie können aber auch eine bewusste Entscheidung (geplant) zwischen mehreren Optionen voraussetzen, z. B. Wechsel der Fruchtfolge, der Kulturart oder der Bodenbearbeitung.

Aus gesellschaftlicher Sicht erscheint es sinnvoll, „Nutzen“ und „Kosten“ von Anpassungsmaßnahmen nicht nur ökonomisch zu betrachten, sondern auch vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Landwirtschaft und einer THG-Reduktion abzuwägen (vgl. Abschnitt 2.2.3). Dabei können Interessenskonflikte zwischen gesamtgesellschaftlichen Interessen und den Interessen von privaten LandnutzerInnen entstehen, die in der Regel durch Aushandlungsprozesse zu lösen sind. Eine umfassende Abschätzung der ökonomischen Relevanz möglicher Anpassungsoptionen war u. a. wegen der großen Unsicherheiten hinsichtlich zukünftiger sozioökonomischer Rahmenbedingungen nicht möglich.

Anpassungen im Ackerbau – einjährige Nutzpflanzen

Der Ackerbau mit dem Anbau ein- bis mehrjähriger Nutzpflanzen hat einen vorwiegend geringen Bedarf an langlebigen und nichtbeweglichen Investitionsgütern und stellt somit ein flexibles Produktionssystem dar, das kurzfristige Anpassungen in der Produktionstechnik erlaubt. Viele der empfohlenen Maßnahmen auf Betriebsebene zielen auf eine Erhaltung oder Verbesserung der Wasser- und Nährstoffnutzungseffizienz der Nutzpflanzen ab, welche je nach Standort in Kombination verschiedener Maßnahmen erreicht werden kann.

Bereits beobachtete, autonome Anpassungen an ein wärmeres Klima in Österreich sind die Verschiebung der Saattermine im Frühjahr oder Herbst, ein Wechsel der Pflanzensorten und Veränderungen in der Fruchtfolge, wobei hinsichtlich der Motive eine Unterscheidung zwischen Klimawandelanpassung und anderen Zielen (z. B. Intensivierung, Nutzung neuer Marktchancen) schwierig ist. Eine Vorverlegung des Saattermins ist bei im Frühjahr gesäten Kulturen eine sehr ertragseffektive Maßnahme (Eitzinger, 2007; Eitzinger et al., 2009 a–c), allerdings wegen der im Mittel schlechteren Bodenbefahrbarkeit nicht jedes Jahr umsetzbar. Eine Einschränkung der Vorverlegung der Saattermine ergibt sich auch aus dem erhöhten Frostrisiko. Durch die Vorverlegung des Saattermins wird einerseits die ertragsbildende Wachstumszeit verlängert oder konstant gehalten und andererseits sinkt die Gefahr von Trockenschäden im Fall früherer Blüte und Abreife.

Aufgrund der geringeren Verdunstung in einem Teil der Vegetationsentwicklung sind Winterungen im Allgemeinen einem geringeren Trockenheitsrisiko ausgesetzt als Sommer-

ungen (Audsley et al., 2006; Eitzinger und Kubu, 2009). Daher kann als Anpassungsmaßnahme in den trockenen Anbauregionen Österreichs (z. B. Marchfeld) eine Verlagerung von Sommer- zu mehr Winterkulturen sinnvoll sein, soweit es phytosanitäre Erfordernisse in der Fruchtfolge zulassen und entsprechende Sorten mit ausreichender Winterhärte (Durum, Erbse, Ackerbohne) zur Verfügung stehen. Die Berücksichtigung von Pflanzenarten und -sorten mit effektiverer Wasserausnutzung in der Fruchtfolge während der trockenen Jahreszeiten stellt eine weitere Möglichkeit dar.

Der Anbau von Zwischenfrüchten wird häufig in Verbindung mit reduzierter Bodenbearbeitung angewandt. Zwischenfrüchte verringern die Nitratverlagerung ins Grundwasser sowie Bodenerosion und tragen zu einer Stabilisierung des Humushaushalts bei. Insbesondere durch intensive Durchwurzelung und höheren Regenwurmbesatz wird die Bodenstruktur verbessert und die Kohlenstoffspeicherung im Unterboden gefördert. Bei Erhöhung der Mitteltemperatur kommt organischem Input und Stickstoff-Konservierung durch Zwischenfrüchte eine verstärkte Bedeutung zu, um Verluste durch eine verstärkte herbstliche Mineralisierung zu verhindern (Olesen and Bindi, 2002). Bei Zunahme der sommerlichen Trockenperioden muss allerdings vermehrt auf ein wassersparendes Begrünungsmanagement geachtet werden (Bodner et al., 2010).

Durch die Veränderungen in der Phänologie der Nutzpflanzen sind zeitliche Verschiebungen im Ablauf des Düngungsregimes, der Pflanzenschutz- und Pflegemaßnahmen, der Ernte, etc. vorzunehmen. Diese erfolgen meist in Abstimmung mit der Pflanzenentwicklung und daher autonom. Eine Verschiebung der Arbeitsspitzen und der Arbeitsabläufe kann jedoch Anpassungen in der Arbeitsplanung und im notwendigen Maschinenpark notwendig machen um z. B. eine entsprechende Schlagkraft zu erhalten, was bei allen Feldarbeiten vor dem Monat Juni wegen der schlechteren Bodenbefahrbarkeit (geringere Anzahl von Feldarbeitstagen) einen höheren Einsatz bedingt (Eitzinger et al., 2013). Die Erntemonate ab Juni würden hingegen wegen verbesserter Feldarbeitsbedingungen eine Verringerung der Schlagkraft ermöglichen. Rodriguez et al. (2011) zeigen für australische Verhältnisse, dass derartige indirekte Effekte des Klimawandels einen stärkeren Einfluss haben können als direkte Ertragsänderungen durch Veränderungen im Klima selbst.

Landschaftsstrukturen, wie z. B. Windschutzanlagen oder agroforstwirtschaftliche Produktionssysteme, können das Mikroklima verändern und insbesondere in den niederschlagsarmen Regionen die Wassernutzungseffizienz der angebauten Kulturen verbessern, indem sie die Taubildung fördern, die Bodenevaporation reduzieren und auch die Winderosion ver-

ringern (Freyer et al., 2010; Frielinghaus et al., 1997; Surböck et al., 2006). In schneereichen Wintern können in einem trockenen Gebiet zusätzliche Schneeakkumulierungen im Bereich von Hecken einen bedeutenden Beitrag zur Niederschlagsmenge ausmachen (Gerersdorfer et al., 2009). Bodenschutzanlagen (z. B. Saumstreifen) vermindern Bodenerosion und fördern Nützlingspopulationen, die besonders im biologischen Landbau zur Schädlingskontrolle erwünscht sind und benötigt werden (vgl. Band 1 und Band 2).

Anpassungen im Bereich der Pflanzenzucht

Züchtung und Anbau besser angepasster Sorten sind effektive Maßnahmen, um dem Klimawandel zu begegnen. Zum Beispiel spielt beim Getreide die stark genetisch determinierte Temperaturabhängigkeit der Dauer der Kornfüllungsperiode eine große Rolle. Je länger diese Dauer bei höheren Temperaturen ist, desto größer ist das Ertragspotenzial in warmen Klimaten, ein von Züchtern schon lange erkanntes wesentliches Züchtungsmerkmal. Kombiniert man einen früheren Anbauzeitpunkt mit einer an ein wärmeres Klima besser angepassten Sorte, steigt das Ertragspotenzial stärker als bei nur einer dieser Maßnahmen (Alexandrov et al., 2002).

Aufgrund der zu erwartenden zunehmenden Hitze- und Trockenstressbelastungen für Nutzpflanzen im Sommerhalbjahr in den ackerbaulichen Hauptproduktionsgebieten (mit Schwerpunkt im Nordosten bis Südosten Österreichs) ist daher eine Züchtung auf verbesserte abiotische Stresstoleranz wesentlich.

Erfahrungen aus sommertrockenen Klimaten sind nur bedingt übertragbar, da viele unter diesen Bedingungen effektive Sorteneigenschaften eine Reduktion des Ertrages mit sich bringen (wie Frühreife oder sparsame Wassernutzung; Blum, 2011). Die Verbesserung der Wassernutzungseffizienz steht im Vordergrund, da sie mit einem hohen Ertrag kompatibel ist (Blum, 2005). Dabei ist besonders eine gute Durchwurzelung des Bodens von Bedeutung, deren züchterische Bestimmung jedoch bisher nur eingeschränkt möglich ist.

Die Züchtung auf Widerstandskraft gegen abiotischen Stress ist allerdings mit vielfältigen Schwierigkeiten verbunden. Dürre- und Hitzetoleranz sind komplexe Merkmale und nicht immer voneinander zu trennen. Weiters können die UV-B-Strahlung und bodennahes Ozon die Pflanzen schädigen. Quantitative Vererbung und eine Vielzahl von Anpassungsmechanismen führen bei der Zielgröße Ertrag zu gravierenden Genotyp-Umwelt-Interaktionen (Blum, 1989). Auch in Abhängigkeit von der zeitlichen Dauer und Schwere der Stresseinwirkung reagieren die Sorten variabel. Versuche unter kontrollierten Bedingungen (rain out-shelter, Phytotron, etc.)

stehen den Unternehmen wegen hoher Kosten und begrenzter Kapazitäten kaum zur Verfügung. Die meisten der in Mitteleuropa tätigen Pflanzenzüchter haben daher wasserlimitierte Standorte in ihr Prüfnetz integriert. Österreichische Getreidezüchter nutzen für Kreuzungen gezielt den Genpool von Ländern mit semiariden Regionen (Ungarn, Slowakei, Kroatien, Rumänien, Türkei, etc.).

Diverse physiologische, morphologische und phänologische Merkmale wurden als Indikatoren der Trockentoleranz beschrieben (Ginkel et al., 1998; Paleg und Aspinall, 1981; Tahiro 2002). Ertragsdaten von mehreren Stressumwelten liefern die brauchbarsten Informationen (Flamm et al., 2012). Eine hohe Effizienz des Wurzelsystems und der Stomataregulation (Regelung der Spaltöffnungen an den Blättern) wird für die Leistungsstabilität als wesentlich erachtet. Auch eine ausgeprägte Wachsschicht kann die Transpiration einschränken. Bei Getreide lässt sich das durch Wassermangel hervorgerufene Einrollen der Blätter gut reproduzieren, was als Ausdruck genotypischer Empfindlichkeit jedoch überschätzt wird (Oberforster und Flamm, 2007).

Sorten, welche sich im Frühjahr rasch entwickeln und zeitig reifen, bilden einen Teil ihres Ertrags noch bei kühlerer Witterung und verbrauchen weniger Wasser („Escape-Strategie“). Frühreife kann in produktiven Umwelten aber einen Ertragsnachteil bedeuten. Deshalb wird bei Getreide versucht, ein mittelfrühes Ährenschieben mit mittlerer bis mittelspäter Reife zu kombinieren. Die dadurch verlängerte postflorale Periode soll das Ertragspotenzial anheben. Von Mais wird gefordert, dass er hohe Temperaturen zur Blütezeit und temporäre Trockenphasen möglichst schadlos erträgt. Molekulare Marker dürften in der Züchtung auf Trocken- und Hitzetoleranz künftig vermehrt Eingang finden (Schön et al., 2008). Die geänderte Dynamik von Krankheiten und Schädlingen wird im mehrjährigen Selektionsprozess meist kontinuierlich berücksichtigt. Zuletzt ist es zum Beispiel gelungen, aus der Wildart *Hordeum bulbosum* mittels konventioneller Züchtungsmethoden ein hochwirksames Resistenzgen gegen die Viröse Gelbverzwergung in die Kulturgerste einzuführen (Scholz et al., 2009). Diese Krankheit tritt durch die wärmere Herbstwitterung verstärkt auf (Jungmeier, 2010).

Den Herausforderungen des Klimawandels wird auch mittels gentechnischer Methoden zu begegnen versucht. In mehrere Pflanzenarten wurden artfremde Gene zur Steigerung der Trockentoleranz übertragen. Verglichen mit der bei Mais, Raps, Soja oder Baumwolle induzierten Herbizidtoleranz und Insektenresistenz, sind die praktischen Erfolge bisher bescheiden. In den USA wurde 2011 eine von den Firmen Monsanto und BASF entwickelte trockenolerante Maissorte zugelassen,

welche ein Gen des Bodenbakteriums *Bacillus subtilis* enthält. Dieser Mais brachte unter Bedingungen von Wasserknappheit geringfügig höhere Erträge als vergleichbare konventionelle Züchtungen (Scientific American, 2012). Weiters gelangen im Rahmen des Projekts „Water Efficient Maize for Africa (WEMA)“ gentechnische Verfahren zur Anwendung. Seit dem Jahr 2007 werden in Australien transgene Weizenlinien im Freiland getestet. In Argentinien wurde ein Gen der Sonnenblume, welches zu einer gesteigerten Anpassung an Stressumwelten beiträgt, in Mais-, Weizen- und Sojabohnenpflanzen eingebracht. Bis dato sind daraus keine marktreifen Sorten entstanden (Anonymus, 2012). Es ist unwahrscheinlich, dass die Gentechnik zu raschen Fortschritten beim Merkmalskomplex Trocken- und Hitzetoleranz führt.

Der Klimawandel beeinflusst auch das angebaute Artenspektrum. Winterkulturen sind von den abgeschätzten Änderungen etwas weniger betroffen. Dank konsequenter züchterischer Aktivitäten hat die Malzqualität der Winterbrauergerste ein Niveau erreicht, das den Ansprüchen der Verarbeitungswirtschaft genügt. Neuere Winterdurumsorten werden wegen verbesserter Frostfestigkeit zu einer Anbauausweitung beitragen. Längerfristig könnten auch Winterhafer, Sorghumhirsen und Wintererbse mehr Bedeutung erlangen. Aktuell wird zum Beispiel von der Saatzucht Gleisdorf Winterackerbohne zur Marktreife entwickelt; das LFZ Raumberg-Gumpenstein testet trockenintolerante Futtergräser wie Aufrechte und Wehrlose Treppe (*Bromus erectus*, *B. inermis*), Rohr- und Furchenschwingel (*Festuca arundinacea*, *F. rupicola*), *Festulium loliacum* und Schmalblättrige Wiesenrispe (*Poa angustifolia*) auf ihre Eignung für österreichische Bedingungen (Graiss et al., 2011).

Eine mögliche Anpassungsmaßnahme ist die Nutzung von wenig genutzten Arten („underutilized species“). Dies sind Arten, welche durch ihren schwachen Ertrag gegen die herkömmlichen Nutzpflanzen („comfort crops“) nicht wettbewerbsfähig sind, aber durch ihre große Anzahl einer „genetischen Erosion“ im Zuge des Klimawandels entgegenwirken. Die wenig genutzten Arten haben auf regionaler Ebene den Vorteil, dass sie an schwierige und komplexe Gegebenheiten angepasst sind (wie z. B. Trockenheit, magere Böden, Frosttoleranz) und teils hervorragende Nährstoffprofile für die menschliche Ernährung bieten (Padulosi et al., 2011).

Eine zentrale Frage aus gesellschaftlicher Sicht ist, ob die Pflanzenzucht ausreichend schnell voranschreitet, um den agronomischen Bedarf unter veränderten Klimabedingungen zu decken. Beispielsweise wird für die globale Getreideproduktion eine abnehmende Rate an Produktivitätszuwachsen (Fuglie und Wang, 2012) verzeichnet, die häufig mit abnehmenden

Investitionen in Technologieentwicklung in Verbindung gebracht wird. Fuglie et al. (2012) zeigen, dass abnehmende staatliche Investitionen zumindest teilweise von privater Seite kompensiert werden, zweifeln aber an der Möglichkeit eines vollständigen Rückzuges öffentlicher Forschungsförderung zur Technologieentwicklung. Dies erscheint im Zusammenhang mit Klimawandel umso bedeutsamer, als es sich um weite Zeiträume mit hoher Unsicherheit handelt. Diese Argumente gelten sinngemäß auch für den folgenden Abschnitt.

Anpassungen im Bereich des Pflanzenschutzes

Im Hinblick auf eine nachhaltige Ressourcen- und Umweltschonung erscheint es sinnvoll, bei Anpassungsmaßnahmen im Pflanzenschutzbereich möglichst viele Einflussfaktoren auf die Pflanzengesundheit im Rahmen eines gesamtheitlichen integrierten Pflanzenproduktions-Konzepts zu berücksichtigen, welches sowohl präventive als auch kurative Maßnahmen umfasst. Das Risiko von Ertragsausfällen kann vermindert werden, indem die Vielfalt sowohl bei den Nutzpflanzen als auch bei den Pflanzenschutzmaßnahmen erhöht wird (Reidsma und Ewert, 2008). Im Rahmen der kurativen Pflanzenschutzmaßnahmen werden u. a. der Verfügbarkeit und Auswahl geeigneter Pflanzenschutzmittel und Applikationstechniken sowie adaptierter Applikationszeitpunkte und Intervalle eine große Bedeutung zukommen.

Bei den vorbeugenden Maßnahmen spielen u. a. die Gestaltung vielfältiger Fruchtfolgen (Freyer, 2003), adaptierte Aussaat, Pflanz- und Erntetermine und Kulturmaßnahmen eine wichtige Rolle. Auch eine vielfältig gegliederte Landschaft könnte in Verbindung mit weiten Fruchtfolgen das Schadrisko senken, da neben anderen positiven Effekten auch Gegenspieler von Schadorganismen günstigere Entwicklungs- bzw. Überlebenschancen haben (Freyer et al., 2012).

Die verbesserte Prävention zur Vermeidung der Einschleppung von Schadorganismen bzw. die frühzeitige Entdeckung bei natürlicher Einwanderung durch neue in-situ Detektionsmethoden (Blümel, 2012), das verstärkte Monitoring von Schadorganismen zur Vermeidung der weiteren Ausbreitung und die Anpassung von Monitoringterminen gewinnen im Rahmen des Klimawandels an Bedeutung (Eitzinger et al., 2009d, Blümel, 2012). Besonders wichtig im chemischen Pflanzenschutz sind auch Prognosemethoden in Verbindung mit Schadensschwellen (Glauning, 2011). Die genaue Erfassung der Witterungs- bzw. Klimabedingungen in Verbindung mit einem präzisen Monitoring, d. h. der Erfassung des zeitlichen Auftretens von Schadorganismen und deren Populationsentwicklung, ermöglicht die Erstellung von Entschei-

dingsmodellen für eine gezielte Bekämpfung des jeweiligen Schädlings, Krankheitserregers oder Unkrautbestands.

Es erschien daher sinnvoll, die bereits seit Jahrzehnten in Österreich bestehenden Warn- und Prognosedienste für wirtschaftlich bedeutsame Schaderreger an Pflanzen, besonders im Rahmen der integrierten Produktion im Wein- und Obstbau, weiter zu optimieren (Eitzinger, 2010; vgl. Abschnitt 2.10).

Anpassungen im Wein- und Obstbau (Dauerkulturen)

Dauerkulturen zeichnen sich durch eine mehrjährige Umtriebszeit und dadurch langfristig angelegte Investitionen aus, wodurch Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel einer gründlichen Prüfung bedürfen. Zum Beispiel ist der Weinbau durch die relativ hohen und lang gebundenen Mittel der Kellertechnik und der Vermarktung stark an eine spezifisch angelegte Infrastruktur gebunden. Da im Weinbau insbesondere auch die Qualität des Weines eine große Rolle spielt, kann eine Klimaerwärmung bei der wärmeliebenden Weinkultur signifikante Anpassungen in den Produktionsabläufen erzwingen. Im Obstbau, der, abgesehen von Marillen (Aprikosen) oder Pfirsichen, vorwiegend in kühleren Regionen als jenen des Weinbaus stattfindet, sind manche mit dem Klimawandel verbundene Anpassungsoptionen durchaus differenziert zu bewerten, andere wiederum sind vergleichbar.

Abgesehen von zunehmenden Extremtemperaturen (Hitzeperioden) lassen sich für andere Witterungsextemereignisse unter Klimaszenarien bisher keine gesicherten Aussagen über mögliche Änderungen ableiten, insbesondere auf kleinräumiger Ebene (vgl. Band 1, Kapitel 5). Extremwetterereignisse besitzen aber für die Landwirtschaft und besonders bei Dauerkulturen aufgrund der hohen Flächenproduktivität ein sehr großes Schadpotenzial wodurch viele technische Maßnahmen zur Risikominderung auch unter den derzeitigen Klimabedingungen ökonomisch sinnvoll sind. Zum Beispiel werden Hagelschutznetze kostendeckend nur in Kulturen mit hohem Deckungsbeitrag, also vor allem im intensiven Obstbau eingesetzt. Befliegungen (z. B. Wolkeninjektion durch Silberjodid) werden regional ebenfalls durchgeführt (z. B. im Grazer Becken), die tatsächliche Wirkung ist hier aber schwer schlüssig nachweisbar (Pachatz, 2005).

Untersuchungen für Mitteleuropa zeigen, dass sich Spätfrostschäden je nach Region im Frühjahr abschwächen oder auch verstärken könnten (Eitzinger et al., 2013). Frostschutzmaßnahmen werden daher auch in einem wärmeren Klima in vielen Regionen von Bedeutung bleiben. Diese umfassen langfristig wirksame Maßnahmen, wie eine standortgerechte

Planung der Anlage, die vor allem die Vermeidung von Kaltluftseen und die Auswahl von frostresistenteren Sorten berücksichtigt, und mittelfristig umsetzbare Maßnahmen, wie z. B. die Frostschutzberechnung.

Detaillierte Anpassungsmaßnahmen für den Wein- und Obstbau, insbesondere zur Bestandspflege und zu Produktionstechniken wurden von Redl (2006, 2007, 2008 a, b, 2011, 2012), Bauer und Fardossi (2008) und Bauer et al. (2009) ausführlich beschrieben. An anderer Stelle beschriebene Anpassungsmaßnahmen im Bereich des Bodenschutzes bzw. des Wasserhaushalts gelten sinngemäß auch für Dauerkulturen.

Anpassungen in der Grünlandbewirtschaftung mit Rinderhaltung

Grünland und dessen Bewirtschaftung spielt für die österreichische Landwirtschaft eine zentrale Rolle und erfüllt dabei zahlreiche Funktionen, die weit über die bloße Bereitstellung von Grundfutter für die Viehwirtschaft hinausgehen (Buchgraber et al., 2011; Pötsch, 2010). Dauergrünland – per Definition länger als fünf Jahre mit Grünlandvegetation bewachsen – stellt in Österreich mit insgesamt 1,7 Mio. ha die dominierende Kulturart dar und erstreckt sich dabei in all seinen unterschiedlichen Ausprägungen und Nutzungstypen über einen weiten Höhenstufen- und Hangneigungsgradienten. Knapp 60 000 (etwa 43 %) der insgesamt 140 000 österreichischen INVEKOS-Betriebe (das sind die im europäischen Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem erfassten Landwirtschaftsbetriebe) werden als Grünlandbetriebe bezeichnet; d. h. sie bewirtschaften entweder ausschließlich Dauergrünland, bauen eventuell zusätzlich noch Feldfutter an oder bebauen maximal 10 % ihrer landwirtschaftlichen Nutzfläche auch noch mit anderen Kulturarten (BMLFUW, 2011b).

Im Vergleich zu den meisten anderen landwirtschaftlichen Kulturen stellen Pflanzenarten der Grünlandvegetation zwar geringere Ansprüche hinsichtlich Temperatur und Wärmesummen, sie weisen jedoch für ein optimales Wachstum einen deutlich höheren, spezifischen Wasserverbrauch auf. Grünland ist daher in einem besonderen Ausmaß von Klimaänderungen betroffen (Eitzinger et al., 2009a; Schaumberger, 2011) (vgl. Band 2).

Mögliche Maßnahmen bzw. Strategien zur Anpassung an den Klimawandel im Grünland sind:

- Einsatz trockenheitstoleranter Futterpflanzen durch verstärkte Selektion von trockenheitstoleranten Leguminosen- und Gräserarten bzw. -sorten für die Anlage bzw. Erneuerung von Grünland sowie deren Prüfung in Reinsaat

und Mischungen auf Ertragsleistung und Futterqualität. Dies könnte in weiterer Folge auch zu einer Ausweitung des derzeit bestehenden Spektrums von als ansaatwürdig eingestuft Pflanzenarten sowie spezieller Saatgutmischungen für Trockenlagen des Dauergrünlandes führen (Krautzer et al., 2010; Graiss et al., 2011). Der Einsatz geeigneter, bisher wenig verwendeter Sorten und von tiefwurzelnden Pflanzenarten, wie etwa Luzerne, ist eine weitere Option. Auch die Nutzung von Silomais und Getreide mit einem deutlich geringeren spezifischen Wasserverbrauch als Grünland zur Produktion von Ganzpflanzensilage (also Nutzung im grünen, frischen Zustand) bzw. der Anbau von Futtergetreide könnte zumindest in umbruchfähigen Lagen eine wirksame Anpassungsstrategie und Alternative darstellen, wobei hier potenzielle Konfliktfelder zur Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) bestehen.

- Beregnung von Grünland: Bisher war die künstliche Beregnung primär Kulturen mit besonders hohen Deckungsbeiträgen vorbehalten, wenngleich in manchen Gebieten des Alpenraumes (Österreich, Schweiz, Südtirol) auch Grünland bewässert wurde und wird (Troxler et al., 1992; Calame et al., 1992), allenfalls auch kombiniert mit einer gezielten Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger.
- Anpassung von Nutzungsfrequenz und Düngungsintensität: Düngung und Nutzung stellen neben dem Pflanzenbestand und dessen Lenkung die zentralen Bewirtschaftungsfaktoren im Grünland dar; ihre laufende Anpassung an die vorliegenden Standortbedingungen (Topographie, Boden und Klima) ist eine wichtige Maßnahme (Pötsch, 2012). Der Einsatz der GIS-Technologie (Geoinformationssysteme) unter Einbeziehung von ertragsbestimmenden Standortkennwerten in einer möglichst hohen Flächenauflösung (idealerweise feldstück- bzw. nutzungstypbezogen) könnte auch im Grünland zu einer effizienteren Bewirtschaftung (z. B. durch präzisere Beratung) führen.
- Verstärkte Nutzung von Almen und höher gelegenen Flächen: Die Produktivität und Leistungsfähigkeit von Almflächen und Hochlagen wird primär durch eine kurze Vegetationszeit und im Vergleich zu Tallagen niedrigere Temperaturen limitiert. Durch die zu erwartenden Klimaveränderungen könnten zukünftig daher auch hochgelegene Flächen wieder stärker zur Produktion von Grundfutter genutzt und etwaige Ertragsminderungen auf den Heimflächen zumindest teilweise ausgeglichen werden. Dabei ist eine erschwerte Bewirtschaftung zu berücksichtigen, besonders hinsichtlich Ernte und Düngung.
- Die Grünlandflächen Österreichs erstrecken sich über sehr diverse Klimazonen, was unmittelbare Folgen auf die Erträge hat (Schaumberger, 2012). Steigende Temperaturen können in den niederschlagsreichen Regionen Österreichs zu Mehrerträgen führen (Schönhart et al., 2013; Eitzinger et al., 2009a). In einem solchen Fall könnte Anpassung zu einer Erhöhung der Tierbestände, einer Aufgabe marginaler Standorte oder einer Intensivierung führen.

Anpassungen im Bereich der Tierhaltung

Neben dem Einfluss auf die Quantität und Qualität der Tierfutterproduktion hat der Klimawandel auch direkten Einfluss auf die Leistungsfähigkeit und das Wohlbefinden der Nutztiere. Konsequenzen des Klimawandels für die verschiedenen Bereiche der Tierhaltung hinsichtlich der Ansprüche von Nutztieren, deren Gesundheit und Leistungsfähigkeit wurden von Grummer (2009) beschrieben (vgl. Band 2).

Als empfehlenswerte Anpassungsmaßnahmen im Bereich der Tierhaltung sind zu nennen (Anpassungsmaßnahmen im Bereich der Fischereiwirtschaft werden in Abschnitt 2.4.2 behandelt):

- Die Anpassung der Stallsysteme hinsichtlich der Sicherstellung des Wohlbefindens der Tiere kann Leistungsabfälle oder Ausfälle bei zunehmenden Hitzeperioden vermeiden. Hochleistungstiere sind hierbei am stärksten betroffen. Ein wichtiges Kriterium ist die Ausfallssicherheit. Dem Risiko von Stromausfällen (insbesondere bei Klima-, Lüftungs- und Milchkühlanlagen) kann mit netzunabhängiger Stromversorgung begegnet werden, etwa durch Installation von Notstromaggregaten. Technische Innovationen, wie zum Beispiel der Einsatz von Solarenergie, können Energiebedarf und Emissionen reduzieren.
- Die Kühlung der Stallungen mittels Wassernebel oder Kühlplatten wird in Zukunft eine vermehrte Rolle spielen, jedoch hängt deren Nutzen auch von der zu erwartenden Luftfeuchte am Standort der Betriebe ab. Bei anhaltender Erderwärmung wird ein Nach- oder Aufrüsten einer Kühlung in Aufzuchtbetrieben unumgänglich sein (Valiño et al., 2010).
- Offene Stallsysteme mit freier Bewegungsmöglichkeit der Tiere ins Freie bieten neben anderen Vorteilen die größte Sicherheit für das Wohlbefinden der Tiere. Freier Auslauf mit entsprechenden Unterstandsmöglichkeiten (Schatten) bzw. Abkühlmöglichkeiten (z. B. Rinderduschen, Suhlen für Schweine) sind besser zu bewerten als klimatisch schlecht geregelte Stallsysteme (Grummer, 2009).

- Es können Wechselwirkungen zwischen Hygienemaßnahmen zur Unterbindung der Verbreitung von Krankheiten und deren Vektoren und anderen Anpassungsmaßnahmen wie dem Haltungssystem oder der Stalltechnik auftreten; auch Hygienemaßnahmen in der Milchproduktion (besonders die Einhaltung der Kühlketten) sind zu beachten.
- Ein effektives Monitoring von Krankheiten bei Nutztieren bzw. bei von Nutztieren auf Menschen übertragbare Krankheiten sowie deren Vektoren ist zur Krankheitsvorsorge wichtig. Dafür sind geeignete, flexible Maßnahmen in der Tiermedizin wesentlich.

Anpassungen im biologischen Landbau

Im biologischen Landbau gelten die weiter oben genannten Auswirkungen des Klimawandels auf die Landwirtschaft prinzipiell ebenso. Aufgrund von Besonderheiten dieses Bewirtschaftungssystems unterscheiden sich aber die Gewichtungen und die Bedeutung einzelner Anpassungsmaßnahmen teilweise von denen im konventionellen Landbau.

Als Folge der spezifischen Rahmenbedingungen der Bewirtschaftung im biologischen Landbau (IFOAM, 2014; Köpke und Haas, 1995) zeigen biologisch bewirtschaftete Böden häufig höhere Humusgehalte (Mäder et al., 2002; Niggli et al., 2007; Pimentel et al., 2005), einen höheren Porenanteil bzw. eine geringere Lagerungsdichte (Freyer et al., 2012), ein erhöhtes Wasser- und Luftspeicherungsvermögen (Pimentel et al., 2005), eine größere Aggregatstabilität, ein höheres Infiltrationsvermögen (Lotter et al., 2003) und eine verringerte Erosivität (Mäder et al., 2002; Reganold et al., 1987), eine höhere bodenbiologische Aktivität und mikrobielle Diversität (Mäder et al., 2002), geringere Nitratauswaschung (Mondelaers et al., 2009) und geringere THG-Emissionen pro Flächeneinheit (Olesen et al., 2006; Rahmann et al., 2008).

Biologischer Landbau sichert und erhöht so letztlich die langfristige Produktivität von Böden und verleiht dem Anbausystem eine größere Stabilität (Thrupp, 2000). Auch erhöht sich die Resilienz der Böden und des Anbausystems gegenüber Witterungsextremen wie Trockenperioden oder Starkregenereignissen, die infolge des Klimawandels vermehrt zu erwarten sind (Niggli et al., 2007). Dem biologischen Landbau wird daher in mehreren Studien eine höhere Anpassungsfähigkeit an die Auswirkungen des Klimawandels zugeschrieben (Borron, 2006; Niggli et al., 2007; Lindenthal et al., 2011).

Folgende Anpassungsmaßnahmen sind speziell für den biologischen Landbau von Bedeutung, können aber im übertra-

genen Sinn auch in der konventionellen Landwirtschaft eine Rolle spielen:

- Humus- und Nährstoffdynamik: Höhere Temperaturen im Winterhalbjahr werden den Umsatz der organischen Bodensubstanz erhöhen (Feichtinger und Stenitzer, 1995). Um Humusverluste zu vermeiden, ist es erforderlich, auf eine gute oder sogar vermehrte Rückfuhr organischer Substanz in den Boden zu achten. Dies erfordert ggf. einen erhöhten Anteil humusmehrender Kulturarten, wie Futterleguminosen, bzw. einen verringerten Anteil humuszehrender Kulturen, wie Hackfrüchten, in der Fruchtfolge. Ein erhöhter Umsatz der organischen Bodensubstanz im Winter bedeutet auch eine verstärkte Stickstoff-Mineralisierung zu einer Zeit, in der die Stickstoffaufnahme der Pflanzen gering und die Nitratauswaschungsgefahr hoch sind. Mögliche Anpassungsmaßnahmen wären eine spätere Grundbodenbearbeitung im Herbst, ein Verschieben der Bodenbearbeitung ins Frühjahr bei nachfolgenden Sommerungen oder der vermehrte Anbau von Zwischenfrucht-Begrünungen (Szerecsits et al., 2011), um Stickstoff über den Winter zu binden. Der Anbau von Zwischenfrüchten als Begrünungen kann aber durch zunehmende Wasser Konkurrenz zu den Hauptkulturen risikoreicher und damit unattraktiver werden. Dem kann durch geeignete Wahl von Bodenbearbeitungsverfahren (siehe unten) und -zeitpunkt begegnet werden.
- Leguminosen als tragendes Element der Fruchtfolgen: Leguminosen haben eine große Bedeutung in den Fruchtfolgen des biologischen Landbaus; aufgrund der biologischen Stickstoff-Fixierung, der Unkrautunterdrückung und Humusmehrung sind sie im Zusammenhang mit den Auswirkungen des Klimawandels besonders relevant (Gollner et al., 2012). Vor allem im Osten Österreichs sind höhere Anforderungen an die Trockenheitstoleranz der Nutzpflanzen zu erwarten. Im biologischen Landbau gilt dies insbesondere für Luzerne als wichtigste Futterleguminose für dieses Gebiet. Verstärkte Anstrengungen bei der Züchtung trockenheitstoleranter Sorten wären hier hilfreich. Da die Möglichkeiten des kurativen Pflanzenschutzes im biologischen Landbau begrenzt sind, wird sich der Anbau anfälliger Kulturen, wie z. B. von Erbsen (McDonald und Peck, 2009), in Zukunft voraussichtlich verringern, während vorbeugende Pflanzenschutz-Maßnahmen, wie Fruchtfolgegestaltung und Förderung der Fruchtbarkeit und des antiphytopathogenen Potenzials der Böden, an Bedeutung gewinnen werden.

- **Bodenbearbeitung:** Die Bodenbearbeitung ist im biologischen Landbau in höherem Maße als im konventionellen Landbau ein Verfahren zur Unkrautkontrolle. Diese ist mit Pflugeinsatz leichter zu erzielen als mit pfluglosen Verfahren. Pflugeinsatz erhöht aber die Bodenwasser-Verdunstung und damit unproduktive Wasserverluste sowie die Erosionsgefahr. Pfluglose Bodenbearbeitungsverfahren spielen deswegen im biologischen Landbau vor allem auf Trockenstandorten im Osten Österreichs eine zunehmende Rolle. In feuchteren Gebieten wird hauptsächlich auf einen reduzierten Pflugeinsatz gesetzt. Möglichkeiten der Reduktion des Pflugeinsatzes ergeben sich bei bestimmten Kulturen der Fruchtfolge, durch Verringerung der Bodenbearbeitungstiefe und durch Verzicht auf Pflugbodenbearbeitung zur Stoppelbearbeitung im Sommer, wenn die Verdunstung besonders hoch ist (Gardmaier et al., 2012).

Maßnahmen einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung und Anpassung an den Klimawandel setzen auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebs an. Sie entfalten ihre volle Wirkung (z. B. auf Biodiversität oder Gewässerschadstoffeinträge) aber erst bei einer überbetrieblichen bis regionalen Umsetzung (Freyer et al., 2007).

Anpassungen in der Bodenbearbeitung und für den Boden- und Erosionsschutz

Die erosive Kraft des Niederschlags wird als Regenerosivität bezeichnet. Eine Zunahme der Regenerosivität (vgl. Abschnitt 2.4 und Band 2) würde ohne geeignete Schutzmaßnahmen zu höheren Bodenerosionsraten führen (Klik und Eitzinger, 2010). Hierbei ist es vor allem die Niederschlagsintensität, welche die wesentliche Rolle spielt, da sie einen nicht-linearen Einfluss auf den Erosionsprozess ausübt. Zumeist wird ein ausreichender Schutz nicht durch eine einzige, sondern durch die Kombination mehrerer Maßnahmen gewährleistet. Flächenbezogene Schutzmaßnahmen sind hierbei effektiver.

Eine Herausforderung besteht dabei in den langen Zeithorizonten, über die Bodenerosion, abgesehen von Extremereignissen, wirken kann. Kurzfristig können Erosionseffekte unbemerkt bleiben bzw. werden diese unter Umständen negiert, weil sie den ökonomischen Interessen der LandnutzerInnen entgegenstehen (Montgomery, 2007). Aus gesellschaftlicher Sicht erscheinen daher politische Maßnahmen des Bodenschutzes sinnvoll. Beispiele sind die Erosionsschutzmaßnahmen im Agrarumweltprogramm ÖPUL.

Folgende Bodenschutzmaßnahmen können durch den Klimawandel an Bedeutung gewinnen:

- Veränderung der Fruchtfolge und ganzjährige Bedeckung des Bodens durch Vermeidung von weiten Reihenkulturen sowie Anbau von Zwischenfrüchten. Insbesondere in Hanglagen sind Fruchtfolgen mit hohem Bedeckungsanteil jenen mit hohem Hackfruchtanteil bzw. Reihenkulturen vorzuziehen. Zum Beispiel stuften Scholz et al. (2009) für den Raum Oberösterreich den Zuckerrübenanbau unter Klimaszenarien des 21. Jahrhunderts mit Pflugbearbeitung wegen zu hoher Erosionsraten (trotz einer Abnahme von 11–24 % im Vergleich zur Bezugsperiode) als nicht nachhaltig ein. Bei konservierender Bodenbearbeitung ergab sich jedoch eine Reduktion des Bodenabtragpotenzials von 49–87 %.
- Während des Winterhalbjahres kann eine Wintergründedecke oder Zwischenfrucht angebaut werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, Sommergetreide durch Winterungen zu ersetzen.
- Im Weinbau stellt die Begrünung oder eine Mulchauflage der Fahrgassen eine effektive Maßnahme zur Erosionsverminderung sowie zur Verbesserung der Bodenqualität dar (Bazzoffi und Chisci, 1999; Gril et al., 1989; Messer, 1980; Tropeano, 1983).
- Änderung der Bodenbearbeitung, Erhöhung der Bodenbedeckung durch Belassen von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche nach der Ernte.
- Konservierende Bodenbearbeitung durch reduzierte Bearbeitungsintensität, geringe Tiefe des mechanischen Eingriffes (keine Bodenwendung, Pflugverzicht) und Belassen der Ernterückstände an der Bodenoberfläche (Mulch). Zahlreiche Studien unterstreichen die positiven Auswirkungen konservierender Bodenbearbeitung (Auerswald et al., 1994; Choudhary et al., 1997; Klik, 2003; Mannering, 1987; Meyer et al., 1999; Tebrügge und Düring, 1999). Strauss et al. (2003) zeigen, dass beim Bodenabtrag Mulchsaat einen Wirkungsgrad von 74 % und Direktsaat einen von 87 % aufweisen. Eine erfolgreiche Implementierung setzt voraus, dass Probleme durch einen eventuell erhöhten Unkrautdruck standortspezifisch gelöst werden.
- Stabile Bodenaggregate leisten größeren Widerstand gegen die erosiven Kräfte und vermindern somit die Bodenerosion. Die Aggregatstabilität hängt vom Zusammenspiel physikalischer, chemischer und biologischer Kennwerte ab. Die größte Bedeutung kommt dabei der

organischen Substanz zu, die auch das Bodenleben fördert. Im Ackerbau kommt dem Regenwurmbesatz eine besonders wichtige Rolle bei der Förderung der Aggregatstabilität zu. In einigen Ländern werden seit wenigen Jahren Bodenzuschlagsstoffe zur Erosionsvermeidung verwendet. Mit dem Ausbringen von Bodenzuschlagsstoffen können ebenfalls stabile Bodenaggregate gefördert werden. So fördern z. B. einige organische synthetische Polymere, wie etwa das wasserlösliche Polyacrylamid (PAM), die Verbindung feiner Bodenpartikel zu größeren Aggregaten und eine höhere Bodeninfiltration (Flanagan et al., 2003). Das Einbringen von Gips (Kalziumsulfat) in den Boden verbessert ebenfalls die Bodenstruktur und die Infiltrationsfähigkeit, was verminderten Abfluss und Bodenabtrag zur Folge hat.

- Veränderung der Landnutzungsanteile: Aggregatstabilität nimmt in folgender Reihe der Landnutzung zu: ackerbauliche Nutzung – Wald – Grünland (Kukal et al., 2007).
- Die Umstellung von konventioneller auf bodenschonende Bearbeitung führt in Kombination mit dem Anbau von Zwischenfrüchten (Klik et al., 1998) zur Verbesserung der Infiltration, der Bodenwasserspeicherkapazität (vgl. Abschnitt 2.4.2), des Humusgehalts (Hartl et al., 2012) und der Aggregatstabilität (Klik und Hofmann, 2011). Zusätzlich wird auch die Auswaschung von Nährstoffen ins Grundwasser vermindert (vgl. Abschnitt 2.2.1). Mitter et al. (2013) modellieren Bodenerosion auf Ackerflächen im niederösterreichische Mostviertel und weisen Zwischenfruchtanbau und reduzierte Bodenbearbeitung als effektive und ökonomisch interessante Maßnahmen unter den derzeitigen ÖPUL-Bedingungen aus. Freudenschuss et al. (2010) errechneten auf Basis von langjährigen Feldversuchsdaten relative Anstiege des organischen Kohlenstoffes im Boden um bis zu 9 %. Die ÖPUL-Maßnahmen (z. B. Begrünung von Ackerflächen, Mulch- und Direktsaat, integrierte Produktion im Weinbau, Begrünung im Weinbau) führten z. B. in den vergangenen 15 bis 20 Jahren auf allen untersuchten Standorten im Flach- und Hügelland, im Alpenvorland sowie im Waldviertel zu einem Anstieg der mittleren Humusgehalte um ca. 0,1–0,4 % (Baumgarten et al., 2011).
- Bodenverdichtung auf landwirtschaftlichen Flächen ist eine Hauptursache für verminderte Bodeninfiltration. Sie entsteht zumeist durch zu hohe Radlasten und durch mehrfaches Überrollen derselben Spur oder durch das Furchenrad beim Pflügen, wenn beim Befahren der Boden zu feucht bzw. zu locker ist. Zur Vermeidung gibt es eine Reihe wirkungsvoller Maßnahmen. Zu den gerä-

tetechnischen Maßnahmen zählen etwa die Verwendung von Onland-Pflügen, das Umrüsten von Aufsatteltechnik auf gezogene Technik und die Optimierung des Reifeninnendrucks. Ackerbauliche Maßnahmen umfassen die pfluglose Bestellung des Ackers, Anbau in Direktsaat- oder Mulchsaatverfahren, das Pflügen im Sommer, die standortgerechte Fruchtartenwahl für vernässungs- bzw. verdichtungsempfindliche Standorte, die Verkürzung der Feldlängen und damit Verringerung der Last- und Leerfahrten sowie die Begrünung von stark gefährdeten Teilflächen.

- Erosionsvermindernde Flurgestaltung: Zur Erosionsverminderung können quer zum Gefälle und zur Hauptwindrichtung Streifen mit Wechsel der Fruchtart oder abflussbremsende Gras- oder Saumstreifen angelegt werden. Schlagunterteilung durch Erosionsschutzstreifen bzw. Wege mit Gräben quer zum Gefälle verringern ebenfalls den Bodenabtrag. Eine Bearbeitung in Falllinie erhöht hingegen die Erosion.
- Anlage von Gewässerrandstreifen: Die Anlage von Gewässerrandstreifen stellt eine zusätzliche Maßnahme gegen den Eintrag von Sedimenten in aquatische Ökosysteme dar. Die Wirksamkeit derartiger Pufferstreifen hängt von ihrer Breite, dem Hanggefälle, der Bodenart sowie von der Niederschlagshöhe und dem dadurch hervorgerufenen Oberflächenabfluss ab (Tollner et al., 1976; Dillaha et al., 1989). Die Anlage von begrasteten Abflussmulden in Geländetiefenlinien zum Rückhalt von Sediment ist in erosionsgefährdeten Landschaften ebenfalls zu empfehlen (Fiener and Auerswald, 2009).

Anpassungen in der landwirtschaftlichen Bewässerung

Landwirtschaftliche Bewässerung findet in Österreich hauptsächlich in den niederschlagsärmeren Ackerbauregionen statt, mit einem Schwerpunkt in Ostösterreich (vgl. Band 2, Kapitel 2). Studien zeigen, dass vor allem im Marchfeld und im Weinviertel insbesondere in den Klimaszenarien, die Niederschlagsabnahmen im Sommerhalbjahr anzeigen (vgl. Band 2, Kapitel 3), mit einer Zunahme des Bewässerungsbedarfes zur Erhaltung des heutigen Ertragsniveaus (Ertragssicherung) zu rechnen ist (vgl. Band 2, Kapitel 2, Kromp-Kolb et al., 2007; Thaler et al., 2012; Trnka et al., 2011; WPDA, 2011). Die Zunahmen im relativen Wasserbedarf für die Hauptackerbauggebiete im Osten Österreichs liegen unter diesen Klimaveränderungen für Getreide im Mittel bei ca. +20 % bis zu den 2050er Jahren. Im Marchfeld ergibt dies bei den überwiegend mittelschweren Böden einen Zusatzwasserbedarf bei Winterweizen

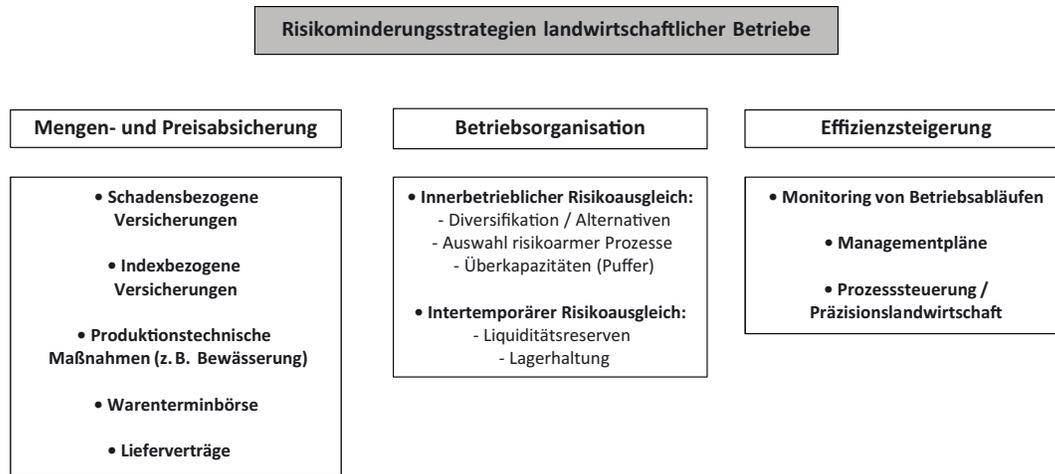


Abbildung 2.3 Ausgewählte Anpassungsmöglichkeiten zur Risikominderung in der landwirtschaftlichen Produktion. Quelle: Gröbmaier et al. (2009)

Figure 2.3 Selected options for risk reduction in agricultural production. Source: Gröbmaier et al. (2009)

von ca. 30 mm – das entspricht ungefähr einer Beregnungsgabe – für die 2050er-Jahre mit Berücksichtigung des wassersparenden CO₂-Effekts. Bei Sommerkulturen mit hohem Wasserbedarf (wie Mais, Zuckerrübe oder Sojabohne) dürfte der zusätzliche Bewässerungsbedarf (bei gleichem Ertragsniveau) mit bis zu ca. 80 mm deutlich höher liegen (Eitzinger et al., 2009a, 2010). Dauerkulturen wie Grünland, Wein oder Obstgehölze sind in den niederschlagsarmen Regionen in ähnlicher Weise betroffen. Insgesamt, aber insbesondere bei einer möglichen Ausdehnung der bewässerten Flächen, wird die Landwirtschaft in Zukunft mit einer steigenden Konkurrenz um die Ressource Wasser zu rechnen haben (OECD, 2012).

Die meisten beregnungswürdigen Sommerkulturen wie Mais, Kartoffel, Zuckerrübe weisen derzeit im Marchfeld einen mittleren optimalen Beregnungswasserbedarf von 150–200 mm auf, was einer Applikationsmenge von 1500 bis 2000 m³ pro Hektar Ackerfläche und Jahr entspricht. Diese pro Hektar bewässerte Menge verbrauchen etwa 15–20 Haushalte während der Bewässerungsperiode (Mai bis September). Anpassungsmaßnahmen an den künftig zunehmenden Wasserbedarf bestehen nicht nur in höheren Bewässerungsmengen bei optimaler Bewässerung, sondern insbesondere auch in der Steigerung der Bewässerungseffizienz bei derzeit unangepasster Bewässerung (vgl. Abschnitt 2.6.2). Hierbei geht es vor allem um die Reduktion der Evaporation bzw. unproduktiven Verdunstung. Dies kann durch geeignete Wahl des Bewässerungssystems und des Bewässerungszeitpunkts erfolgen. Bei ganzflächigen Bewässerungsverfahren wie der Beregnung verdunstet ein wesentlicher Teil des applizierten Wassers durch Evaporation von Boden- und Pflanzenoberflächen, bevor es in den Boden infiltriert. Die Tropfbewässerung ist energieeff-

fizienter als z. B. die Feldnetzberegnung (Kleinregnerflügel) und weist eine Wassernutzungseffizienz von bis zu 95 % auf, d. h. nahezu die gesamte applizierte Wassermenge wird zur Deckung des Pflanzenwasserbedarfs verbraucht. Dieser Wirkungsgrad wird nur noch von Unterflurbewässerungsverfahren übertroffen. Zur Verringerung der Evaporation kann die Bewässerung während der Nachtstunden bzw. bei Windstille und kühlen Temperaturen durchgeführt werden.

Die optimale Festlegung von Bewässerungsgaben und -zeitpunkten kann ebenfalls eine Wassereinsparung bringen. Die genaue Berechnung von Applikationsmengen kann mit Hilfe verschiedener verfügbarer Modelle und Methoden erfolgen, der optimale Zeitpunkt der Bewässerung kann durch Messung des Bodenwasserhaushalts des Pflanzenbestands bestimmt werden. Zum Beispiel stehen zahlreiche Sensoren zur Bodenwassergehaltsmessung zur Verfügung (Evet et al., 2011), welche die Daten online in Echtzeit an den Landwirt senden können. Durch „Precision Farming“-Methoden kann zusätzlich die räumliche Bodenheterogenität von Ackerschlägen berücksichtigt werden. Prognosen für Bewässerungsmengen und -zeitpunkte werden heute auch durch Fernerkundungsmethoden ermittelt (z. B. Trockenheitsmonitoring), über das Internet publiziert und den Landwirten zeitnah zugänglich gemacht. Auch im Bereich der Bewässerungstechnologie ist die Frage der öffentlichen Verantwortung in der Förderung der Technologieentwicklung zu klären. Österreich könnte von Ländern mit ariden Klimabedingungen, wie z. B. Israel, lernen, die bereits über gut entwickelte wassersparende Bewässerungstechnologien sowie Institutionen zur Regelung von Wasserverfügbarkeit und -verbrauch verfügen.

Tabelle 2.2 Einflussfaktoren auf die langfristige Durchführbarkeit und Akzeptanz von Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft. Nach Eitzinger et al. (2009a)

Table 2.2 Determinants of the long-term feasibility and acceptance of adaptation options in agriculture. Adapted from Eitzinger et al. (2009a)

Positive Faktoren	Negative Faktoren
<ul style="list-style-type: none"> • Nachhaltiger, langfristiger Effekt • Höhere Erträge, bessere Ertragsstabilität • Bessere Qualität der produzierten Nahrungsmittel und anderer landwirtschaftlicher Produkte. • Geringeres Produktionsrisiko • Niedrige Investitionskosten • Steigender Nettogewinn oder Deckungsbeitrag • Effizientere Nutzung und Schonung natürlicher Ressourcen • Geringere oder akzeptable Arbeitsbelastung • Förderung der Artenvielfalt • Positive produktionstechnische Wechselwirkungen • Soziale Akzeptanz (Anerkennung) und persönliche Motivation (z. B. Landschaftsbild) 	<ul style="list-style-type: none"> • Nicht nachhaltiger, nur kurzfristiger Effekt • Geringere Erträge, höhere Ertragsvariabilität • Schlechtere Qualität der produzierten Nahrungsmittel und anderer landwirtschaftlicher Produkte. • Höheres Produktionsrisiko • Hohe Investitionskosten • Sinkender Nettogewinn oder Deckungsbeitrag • Zusätzlicher Verbrauch und Belastung natürlicher Ressourcen • Höhere Arbeitsbelastung • Verringerung der Artenvielfalt • Negative produktionstechnische Wechselwirkungen • Geringe soziale Akzeptanz oder persönliche Motivation

Risikoverminderungsstrategien in der Landwirtschaft

Da die Landwirtschaft direkt von den klimatischen Bedingungen abhängt, ist sie der von Veränderungen der Umwelt am stärksten betroffene Sektor (vgl. Band 2, Kapitel 6). Aus der Sicht des Landwirtes stehen verschiedene Strategien zur Verfügung, um einerseits das Risiko eines direkten physikalischen Schadens (durch klimatische Extreme) zu vermindern (wie oben beschrieben) oder andererseits um den ökonomischen Schaden eines Schadereignisses zu begrenzen. Im Umkehrschluss kann es darum gehen, an positiven Entwicklungen möglichst gut zu partizipieren.

Als betriebliche Risikoverminderungsstrategien (Gröbmaier et al., 2009) sind Mengen- und Preisabsicherung, organisatorische Gestaltung betrieblicher Abläufe und die Verbesserung der nachträglichen Anpassungsfähigkeit zu nennen (Abbildung 2.3).

Eine wichtige Absicherungsmaßnahme in der Landwirtschaft besteht in der Versicherung gegen Wetterextreme, deren Veränderung unter Klimaszenarien allerdings schwer abgeschätzt werden kann (vgl. Band 1, Kapitel 5). Dass sich klimatische Extremereignisse in ihrem Auftreten (Häufigkeit, Stärke, Schadensausmaß) verändern können, trifft auch die Versicherungen, die sich z. B. bei einer deutlichen Zunahme an neuen Risikoprofilen anpassen müssen (Bielza Diaz et al., 2009; Garrido et al., 2010). Auch alternative Versicherungsstrategien wie Wetterderivate (Wetterindex basierte Versicherung) können in manchen Bereichen (wie bei Dürreschäden) ökonomisch Sinn machen (Pretenthaler et al., 2006). Risikoverminderungsstrategien sollten jedoch auch immer Maßnahmen zur Verminderung der Verwundbarkeit (technische Anpassungsmaßnahmen

wie Verwendung von Hagelschutznetzen, Installierung von Bewässerungsanlagen, mehrere Standbeine der betrieblichen Wertschöpfung, etc.) mit berücksichtigen, um eine wirtschaftliche und nachhaltig optimale Kombination zu finden. Über die Prämiengestaltung können z. B. auch Versicherungen verschiedene begleitende technische Anpassungsmaßnahmen für bestimmte Risiken fördern. Für Schäden aus extremen Witterungsereignissen, welche die gegebenen Risikoabsicherungsmaßnahmen nicht abdecken, sollten allerdings ständig ausreichende öffentliche Mittel bereitstehen (wie z. B. aus dem Katastrophenfonds).

Umfassende Ertragsversicherungssysteme findet man meist in Ländern mit starker öffentlicher Einbindung in landwirtschaftliche Versicherungen, wie Österreich, Spanien oder den USA. Bei der Risikovorsorge nimmt Österreich mit der umfassendsten Produktpalette im Vergleich zu Agrarversicherungen in anderen EU-Mitgliedsländern eine Vorreiterrolle ein (Weinberger, 2010). Durch das bestehende System des „Private-Public-Partnership“, also durch das Zusammenspiel zwischen Landwirtschaft, öffentlicher Hand und Versicherungswirtschaft, können derartige klimatische Risiken leichter bewältigt werden. Zum Beispiel sind 85 % der landwirtschaftlichen Ackerfläche bei der Österreichischen Hagelversicherung (www.hagel.at) gegen Hagel versichert, über 70 % davon auch gegen andere Risiken (Mehrfahrenversicherung). Zwischen 1985 und 2013 wuchs die versicherte Fläche von 600 000 ha auf knapp 1 300 000 ha.

2.2.3 Synergien und Trade-offs von Anpassung und THG-Minderung

Grundsätzlich werden häufig die ökonomisch attraktivsten oder zumindest die ökonomisch akzeptablen Anpassungsmaß-

Tabelle 2.3 Auswahl von landwirtschaftlichen Anpassungsmaßnahmen (inkl. Landnutzung) mit deutlicher Wirkung auf Treibhausgasemissionen, andere Umweltwechselwirkungen und deren Bewertung

Table 2.3 Selected agricultural adaptation options (including land use) with substantial effect on greenhouse gas emissions, other environmental effects, and their valuation

Anpassungsmaßnahme	THG-Minderung: Emissionssteigerung (-) oder -reduktion (+)	Andere Wirkungen auf die Umwelt und andere Bereiche
	Bewertung ¹	Bewertung ¹
Reduzierte Bodenbearbeitung, Minimalbodenbearbeitung, Pflugverzicht	(+) Kohlenstoffanreicherung im Boden, Humusaufbau, geringerer Kraftstoffverbrauch bei der Bodenbearbeitung	(+) Reduktion der Bodenevaporation, reduzierte Bodenerosion, stabilere Bodenstruktur und bessere Bodenbefahrbarkeit (-) ev. höherer Herbizideinsatz
Möglichst dauerhafte Mulchdecken im Ackerbau und bei Dauerkulturen	(+) Schutz der Bodenkohlenstoffreserven gegen Bodenerosion	(+) Bodenerosionsschutz, Reduktion der Bodenevaporation
Grünlandumbruch für Feldfutterbau	(-) Hoher Humusabbau	(-) Reduktion der Biodiversität, erhöhte Bodenerosion, erhöhte Nitratauswaschung, (+) höhere Flächenproduktivität
Früherer Anbau von Kulturen		(+) effizientere Wassernutzung, höheres Ertragspotenzial, (-) Gefahr von Bodenverdichtung wegen schlechterer Bodenbefahrbarkeit durch Nässe
Züchtung und Anbau besser angepasster Sorten	(+) bessere Ausnutzung des Boden-N, verringerte N-Verluste (in Luft und Wasser)	(+) effizientere Wassernutzung, höheres Ertragspotenzial
Angepasste Methoden der N-Düngung (z. B. Precision Farming)	(+) geringere Lachgasemissionen	(+) geringere N-Auswaschung ins Grundwasser
Biomasseproduktion für energetische Nutzung	(+) Potenzial als alternative Energiequelle, aber abhängig von der eingesetzten Technologie, je nach Produktionsmethode mögliche positive oder negative Effekte für den Bodenhumusaufbau und für Bodenschutz.	(-) Je nach aktueller Marktlage mögliche Konkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln (und anderer Produkte). Diese kann z. B. durch Zwischenfrucht-Nutzung, integrierte Fruchtfolgesysteme und Nutzung von Koppelprodukten gemindert werden. Derzeit in Österreich keine signifikante Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion (Gessl, 2013).
Umstellung eines konventionellen Betriebes auf Biolandbau	(+) geringere Emissionen an THG je Hektar und Jahr	(+) größeres Potenzial für mehr Biodiversität, Erhalt und Verbesserung der Bodenfunktionen etc. (-) mögliche Ertragseinbußen gegenüber konventioneller Bewirtschaftung, dadurch eventuell auch je Menge Produkt höhere THG-Emissionen
Wiedervernässung drainagierter Flächen, keine weiteren Drainagierungen von Feuchtfeldern	(+) Stopp des Kohlenstoffabbaus in stark humosen Böden (insbes. Moorböden); Beginn einer neuen Sequestrierung	(+) Steigerung der Biodiversität, Schutz und Rückhalt lokaler Wasserressourcen, ausgeglicheneres lokales Temperaturregime
Wiederaufforstung von landwirtschaftlichen Flächen	(+) starker Aufbau des Bodenkohlenstoffpools und des im Holz gebundenen Kohlenstoffes	(-) eventuell Rückgang der Biodiversität (Aufforstung von Dauergrünland), Verlust von Flächen für Nahrungsmittelproduktion, Verlust von lokaltypischer Kulturlandschaft, eventuell negative Auswirkungen auf Tourismus und lokale Wertschöpfungsketten.
Kühlung von Ställen	(-) erhöhter Strombedarf, ev. neutral (0) wenn Strom aus alternativen Energiequellen (z. B. Photovoltaik) oder durch angepasste Stallarchitektur bzw. energiesparende Kühlmethoden (z. B. Sprenkler)	(+) bessere Tiergesundheit, Tierleistung und Futtermittelverwertung

¹ Legende: (+) überwiegend positiv, (0) überwiegend neutral, (-) überwiegend negativ

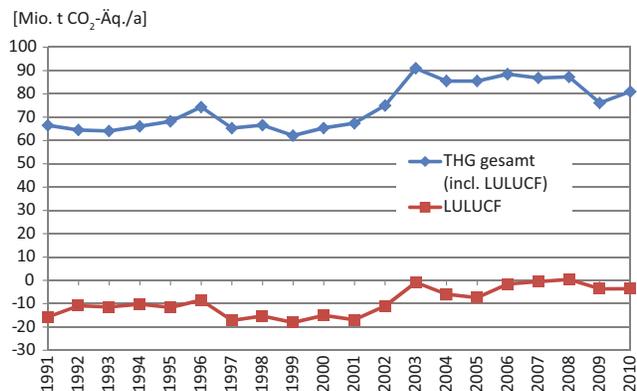


Abbildung 2.4 THG-Emissionen (inklusive landnutzungsbedingte Quellen/Senken) in Österreich insgesamt und THG-Emissionen des Landnutzungssektors (LULUCF). Quelle: National Inventory Report, Anderl et al. (2012)

Figure 2.4 Total Austrian GHG emissions (including sources and sinks from land use, land-use change and forestry, LULUCF) contrasted with LULUCF emissions only. Source: National Inventory Report, Anderl et al. (2012)

nahmen umgesetzt, wobei eine Reihe anderer Entscheidungskriterien auch eine Rolle spielen können, wie z. B. gesetzliche Rahmenbedingungen, Arbeitsbelastung, persönliche Präferenzen etc. (Tabelle 2.2). Dies ergibt eine Vielzahl möglicher Maßnahmen, die in der Landwirtschaft in Bezug zum jeweils konkreten Fall umgesetzt bzw. empfohlen werden könnten. Analysen von Anpassungsoptionen im Bereich der Landwirtschaft mit Berücksichtigung sozio-ökonomischer Wechselwirkungen sind in Abschnitt 2.8 beschrieben.

In Tabelle 2.3 sind die wichtigsten oben diskutierten positiven oder negativen Wechselwirkungen zwischen Anpassungsmaßnahmen, THG-Minderung und anderen Effekten zusammengefasst (ohne sozio-ökonomische Wirkungen).

2.3 Forstwirtschaft

2.3 Forestry

Seit dem Beginn der Waldinventur im Jahr 1961 beträgt die Zunahme der Waldfläche insgesamt 300 000 ha, das entspricht etwa der siebenfachen Fläche von Wien (Russ, 2011; Umweltbundesamt, 2010a). Der Anteil nadelholzdominierter Bestände nahm in den letzten Jahrzehnten zugunsten laubwalddominierter Bestände ab; dennoch bestehen auf Grund von gegenwärtigen bzw. vergangenen wirtschaftlichen Gegebenheiten nach wie vor in vielen Gebieten Nadelwälder auf natürlichen Laubholzstandorten. Der Wald spielt eine wichtige Rolle als Landschaftselement sowie als Schutz- und

Bannwald, für Erholung und Tourismus, den Wasserkreislauf und die Erhaltung der Biodiversität. Der Wald bietet einen Lebensraum für zahlreiche Arten, darunter auch Rote-Liste-Arten. Von besonderer Bedeutung für die Biodiversität ist der Bestand an Totholz, der in den letzten Jahren deutlich angestiegen ist (BFW, 2012; Umweltbundesamt, 2010a).

Sowohl THG-Minderung als auch -Anpassung spielen im Wald eine wichtige Rolle. Wald kann einen Beitrag zum Klimaschutz leisten, indem Holz verstärkt an Stelle von nicht-nachhaltigen, emissionsintensiven Rohstoffen für die Herstellung langlebiger Produkte genutzt wird, z. B. im Gebäudebereich. Als Bioenergielieferant kann der Wald einen wichtigen Beitrag zur Verringerung des Fossilenergieeinsatzes leisten, wobei zu beachten ist, dass eine Steigerung des Einschlags die CO₂-Senkenfunktion des Waldes reduzieren kann (vgl. Abschnitt 2.3.3). Verbesserungen im Waldmanagement (z. B. durch Vermeidung großflächigen Einschlags) und richtiges Management von nassen Standorten können ebenfalls zum Klimaschutz beitragen.

Der Wald ist empfindlich gegenüber Klimawandel (vgl. Band 2, Kapitel 3). Dies gilt sowohl im Hinblick auf die Verringerung der Verwundbarkeit gegenüber Schädlingen, Krankheiten oder Auswirkungen von Extremereignissen, wie etwa Sturmschäden.

2.3.1 THG-Minderung in der Forstwirtschaft

Treibhausgas-Emissionstrends

Der Sektor „Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“ war bisher in Österreich in den meisten Jahren eine Senke von Treibhausgasen (Abbildung 2.4), wobei die Senkenfunktion seit 2003 stark zurückgegangen bzw. teilweise nicht mehr vorhanden ist (vgl. Band 1, Kapitel 2). Der Rückgang der Kohlenstoffsenke kann wie folgt erklärt werden: Laut Waldinventur 2007/09 stiegen die Erntemengen nach dem Jahr 2002 signifikant an, was die Kohlenstoffsenke im Wald verringerte. Außerdem wurde die Berechnungsmethode verändert: Erstmals wurden die Veränderungen des Bodenkohlenstoffpools (Auflagehumus und Mineralboden) berücksichtigt, wobei der Boden eine leichte Kohlenstoffquelle darstellt.

Die Produktivität des Waldes ist in der Vergangenheit angestiegen. Dies wurde durch mehrere, einander verstärkende Faktoren bewirkt, vor allem durch die Verlängerung der Vegetationsperiode, den Eintrag von Stickstoff und damit die Beseitigung eines Nährstoffmangels. Beispielsweise wird eine Verlängerung der Vegetationszeit schon seit einigen Jahrzehnten beobachtet, sie hat in Mitteleuropa in den vergangenen

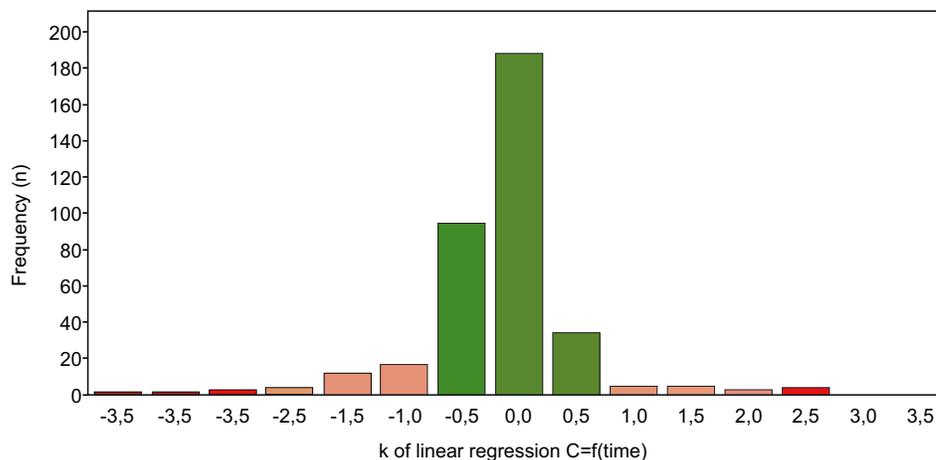


Abbildung 2.5 Simulation der Veränderungen des Kohlenstoffvorrats in österreichischen Waldböden in den letzten 20 Jahren. Die meisten Böden weisen im 20-jährigen Simulationszeitraum keine Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats auf. Die links-schiefe Verteilung deutet darauf hin, dass insgesamt ein gewisser Kohlenstoffverlust stattgefunden hat; das Ergebnis ist statistisch signifikant. Quelle: Jandl et al. (submitted)

Figure 2.5 Simulation of changes in C stocks in Austrian forest soils in the last 20 years. In the 20 year period simulated, most soils do not show a change in soil C stocks. The left-skewed distribution suggests that some C loss may have occurred; this result is statistically significant. Source: Jandl et al. (submitted)

40 Jahren um etwa zehn Tage zugenommen (Menzel et al., 2006). Der weitaus größte Effekt ist durch den Stickstoffeintrag gegeben (Smidt et al., 2012; van Oijen und Jandl, 2004). In der Waldinventur 2000/02 übertraf der stehende Vorrat im österreichischen Wald erstmals den Wert von einer Mrd. Festmeter (Schadauer und Büchsenmeister, 2004; Büchsenmeister, 2011). Die Netto-Vergrößerung der Waldfläche durch die Aufforstung von landwirtschaftlichen Grenzertragsböden und nicht mehr bewirtschaftetem Grünland, sowie ein unter dem Zuwachs liegender Holzeinschlag, führen zu einem langsamen Aufbau des Holzvorrats und somit zu einer Kohlenstoffsequestrierung. Der Effekt einer Vergrößerung der Waldfläche wirkt sich erst einige Jahre nach der Aufforstung signifikant aus, wenn diese Flächen höhere Altersklassen erreichen und in größerem Ausmaß Kohlenstoff akkumulieren.

Treibhausgasemissionen aus Waldböden

Waldböden sequestrieren Kohlenstoff und neutralisieren dadurch ca. 10 % der Emissionen aus fossilen Brennstoffen (Luyssaert et al., 2010). Sie nehmen größere Mengen von Methan (CH_4) aus der Atmosphäre auf als landwirtschaftliche Böden und emittieren weniger Lachgas (N_2O).

Die Senkenwirkung der Waldböden für CO_2 ist vor allem eine Konsequenz der Vergrößerung der Waldfläche, da der Kohlenstoffpool von Waldböden über dem von landwirtschaftlich genutzten Böden liegt (Jandl, 2011). Betrachtet man die Waldböden, die bereits vor dem Jahr 1990 Waldbö-

den waren („forests remaining forests“), zeigt sich ein leichter Verlust an Bodenkohlenstoff. Der Kohlenstoffverlust wurde einerseits durch Geländeerhebungen und andererseits durch Simulationen mit dem Modell „Yasso07“ (Liski et al., 2009) identifiziert. Die Simulationsergebnisse für einen Zeitraum von 20 Jahren sind in Abbildung 2.5 dargestellt. „k“ stellt den Anstieg der linearen Regressionsfunktion des Bodenkohlenstoffvorrats über den Simulationszeitraum dar. Die hohe Häufigkeit (mehr als 40 %) von Werten bei „k=0“, zeigt, dass die meisten Waldböden im Versuchszeitraum keine Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats erfahren haben.

Gemessen an der jeweiligen Klimawirksamkeit, d. h. an ihrem „global warming potential“, tragen Emissionen von CH_4 derzeit 18 % und jene von N_2O 6 % zu den globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen bei. Man nimmt an, dass diese Emissionen in Zukunft europaweit weiter ansteigen werden. Im ersten Europäischen Stickstoff-Assessment wird europäischen Wäldern ein kühlender Effekt zugeschrieben, das Ausmaß dieses Effekts ist jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet (Butterbach-Bahl et al., 2011a,b). In Österreich ist der Emissions-Trend der beiden Gase rückläufig (Anderl et al., 2012).

Managementstrategien, wie der Ersatz von Nadel- durch Laubwaldbestände (Russ, 2011), die Restaurierung von Feuchtgebieten zur Erhaltung der Biodiversität und veränderte oder intensiviertere Strategien zur verstärkten kaskadischen Nutzung von Holz werden in Kombination mit dem Klimawandel (z. B. Temperaturanstieg und veränderte Niederschlä-

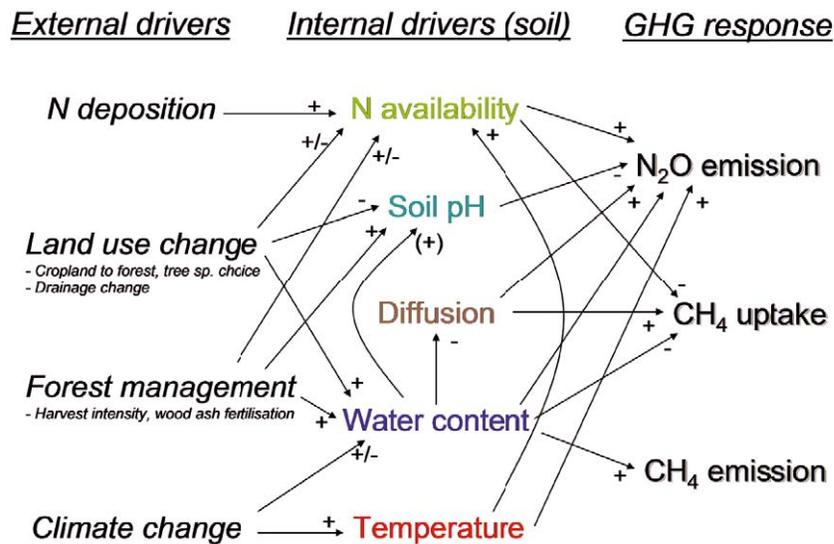


Abbildung 2.6 Synthese der Effekte und Interaktionen von Waldveränderung auf den Austausch von Treibhausgasen. Pfeile, die von den externen Antriebskräften ausgehen, stellen positive oder negative Wirkungen auf die internen Antriebskräfte dar, die in der Studie zusammengefasst wurden. Ein „+“ oder „-“ am Ende eines Pfeils zeigt die Art der Wirkung (Anstieg oder Abnahme) des Effekts auf den THG-Austausch, wenn sich die jeweilige interne Antriebskraft verstärkt, sowie Wechselwirkungen zwischen den internen Antriebskräften. Quelle: adaptiert nach Gundersen et al. (2013)

Figure 2.6 Synthesis of the effects and interactions of forest change on GHG exchange. Arrows starting from the external drivers denote those positive or negative impacts on internal drivers comprised in our study. The + or – signs at the arrows starting from an internal driver indicate the observed direction (increase or decrease) of the effect on GHG exchange (or the interaction on another internal driver) when the internal driver in question increases. Source: adapted from Gundersen et al. (2013)

ge) und Luftverunreinigungen die derzeitigen THG-Bilanzen von CH₄ und N₂O für Wälder verändern. Eine Klimaerwärmung verändert die Bodenbedingungen in Wäldern und wirkt damit auf die internen Antriebskräfte ein, was Auswirkungen auf die CH₄- und N₂O-Flüsse haben kann (Abbildung 2.6; Butterbach-Bahl et al., 2011a, b). Auf Basis der aktuellen Literatur weiß man, dass Boden-pH, Diffusionsparameter, Stickstoffverfügbarkeit, Bodentemperatur und Wassergehalt die wichtigsten internen Antriebskräfte für den Austausch von CH₄ und N₂O zwischen Boden und Atmosphäre darstellen (Ball et al., 1997; Butterbach-Bahl et al., 2011a,b; Liu und Greaver, 2009; Machefert et al., 2002).

Systemische Wechselwirkungen zwischen forstlicher Nutzung und globalem Wandel

In europaweiten Manipulationsversuchen in Wäldern wurden die Effekte von Stickstoff-Düngung, Temperaturerhöhung, Niederschlag bzw. Bodenhydrologie, Nutzungsintensität, Holzascheeinbringung, pH-Gradienten und Aufforstung auf Emissionen aus Böden untersucht. Zumeist wurde eine Verschlechterung der THG-Bilanz der Böden festgestellt: Die N₂O-Emissionen aus Waldböden nahmen zu und die CH₄-Aufnahme nahm ab. Es gab aber auch Ausnahmen. So emittierten

Altbestände mehr N₂O als Jungbestände, es wurde jedoch auch mehr Methan im Boden abgebaut. Ein anderer Zielkonflikt zeigte sich bei Feuchtgradienten: Auf nassen Standorten nehmen die N₂O-Emissionen zu, bei völliger Überflutung wurden sie hingegen vernachlässigbar klein. In diesem Fall erhöhten sich aber die CH₄-Emissionen beträchtlich (Christiansen et al., 2012; Welti, 2012) (vgl. Band 2, Kapitel 5).

Ähnliche Effekte auf die Gase CH₄ und N₂O sind im Zusammenhang mit den steuernden Antriebskräften (Abbildung 2.6) zu sehen. Ein starker positiver Feedbackeffekt auf N₂O durch die Kombination der Faktoren Stickstoffverfügbarkeit und Bodenwassergehalt ist dokumentiert und tritt besonders nach Kahlschlägen auf. Bei THG-Minderungsmaßnahmen sollte auf Grund des 12-mal stärkeren Erwärmungspotenzials von N₂O im Vergleich zu CH₄ und des Auftretens von hohen N₂O-Emissionsraten das Hauptaugenmerk auf N₂O gelegt werden. Jedoch reagieren in den meisten Wäldern N₂O und CH₄ ähnlich auf Manipulationen.

Feuchtgebiete, vor allem aufgeforstete Moore, weisen hohe THG-Emissionsraten aus dem Boden auf (Maljanen et al., 2010) und sind besonders empfindlich gegenüber Veränderungen der Bodenparameter (Klemedtsson et al., 2005); ebenso Wälder mit einer komplexen Topographie (Grunwald et al., 2012). Verstärkter Niederschlag im Winter, wie er für be-

stimmte Regionen vorhergesagt wird, kann zeitweilige Überflutungen verstärken. Wenn diese Überflutungen nicht dauerhaft sind, kommt es unter Umständen zu einer Erhöhung der THG-Emissionen.

Nach Feuchtgebieten führten Veränderungen in der Waldstruktur auf sauren Standorten ($\text{pH} < 5$) mit einem engen C/N Verhältnis (< 25) zu hohen N_2O Emissionen; entsprechendes Forstmanagement kann bei der Verringerung der Emissionen helfen.

Optionen zur Verringerung von THG-Emissionen aus Waldböden

Bei der Verringerung von THG-Emissionen aus Waldböden spielen folgende Aspekte eine wichtige Rolle:

- Management von Wäldern in Feuchtgebieten (z. B. Auwälder, Moore);
- Vermeidung von Kahlschlägen und Förderung von Plenterbewirtschaftung, wo es sinnvoll ist;
- Reduktion der Stickstoffverfügbarkeit;
- Vermeidung von weiterer Bodenversauerung auf gefährdeten Standorten.

Die THG-Emissionen können in stickstoffreichen Wäldern (z. B. im Einzugsbereich von Ballungsgebieten) durch Vermeidung von Kahlschlägen verringert werden. Die erhöhten N_2O -Emissionen nach Holzeinschlag sind vorübergehend und halten nur etwa 3–8 Jahre an (Hackl et al., 2000). Auf stickstoffreichen Standorten könnte allerdings eine verstärkte Biomassenutzung den Stickstoffüberschuss eindämmen und die THG-Emissionen vermindern, wobei zu beachten ist, dass nicht andere Nährstoffe wachstumslimitierend werden. Klemedtsson et al. (2010) schlagen dafür das Ausbringen von Holzasche vor. Auch bei der Bewirtschaftung von Wäldern für Bioenergieproduktion auf stickstoffreichen Standorten kann es passieren, dass andere Nährstoffe zu Mangelfaktoren werden. Nur wenn dies durch geeignetes Management vermieden wird, kann man hohe Zuwachsleistungen erreichen, die eine Voraussetzung dafür darstellen, dass Ersatz von Fossilenergie durch forstliche Biomasse einen Beitrag zum Klimaschutz leistet (Abschnitt 2.8). Richtiges Forstmanagement ist entscheidend, um die Emissionen von CH_4 und N_2O aus Waldböden möglichst niedrig zu halten.

Potenziale zur THG-Reduktion in der Forstwirtschaft

Die Mechanisierung der Forstwirtschaft wurde bereits in den 1970er Jahren weitgehend abgeschlossen. Transportwege sind bei der Vermarktung von Rohholz ein entscheidender Kostenfaktor und werden daher aus ökonomischen Gründen optimiert. Spezifische Untersuchungen zur THG-Reduktion durch effizienteren Einsatz forstlicher Betriebsmittel liegen nicht vor.

Der vielfach geforderte Verzicht auf die Kahlschlagwirtschaft und die Forderung nach kleinflächigen Bewirtschaftungsformen wurde bereits im Forstgesetz (§ 82, BgBl, 1975) verankert. Allerdings kann auch auf Kahlschlägen der derzeit erlaubten Größe (2 ha) nach dem Holzeinschlag ein beträchtlicher Mineralisierungsschub der organischen Substanz im Boden auftreten, was mit hohen CO_2 -Emissionen verbunden ist. Die sich auf Kahlschlägen üppig entwickelnde, krautige Vegetation ist dafür ein sichtbares Zeichen. Mineralisierungsschübe können weitgehend unterbunden werden, wenn zum Einschlag von Einzelbäumen übergegangen wird. Diese Nutzungsformen sind allerdings derzeit nicht wirtschaftlich.

Schutz der C-Bestände, Vergrößerung der C-Bestände im Boden und im Baumbestand

Die Kohlenstoffvorräte in den österreichischen Wäldern spielen eine erhebliche Rolle für die österreichische Treibhausgasbilanz (vgl. Band 1). Mit Ausnahme der letzten zehn Jahre nahmen in den vergangenen Jahrzehnten die Kohlenstoffvorräte erheblich zu, obwohl die Nutzung kontinuierlich gesteigert wurde, da die Waldfläche insgesamt wuchs, sich die Altersstruktur (Altersgruppen an Bäumen, z. B. Lücken, 1–20 Jahre, 21–40 Jahre etc., vgl. Hauk und Schadauer, 2009) verschob und die Nutzung des Waldes stets geringer als der Zuwachs war (Gingrich et al., 2007; Erb et al., 2008; Schadauer und Büchsenmeister, 2004). Der Vorratsaufbau findet vor allem im Kleinprivatwald statt, während die Forstbetriebe und die Österreichischen Bundesforste AG den Zuwachs abschöpfen und sogar in manchen Regionen einen Teil des akkumulierten Vorrats abbauen (Büchsenmeister, 2011). Der Holzeinschlag stieg ab der Jahrtausendwende bis etwa 2008 stark an und nahm danach wieder etwas ab (Prem und Beer, 2012).

Ursache für die Zunahme der Waldfläche ist vor allem der seit vielen Jahrzehnten voranschreitende Strukturwandel in der Landwirtschaft (Erb et al., 2008; Krausmann, 2001). Durch die Verringerung der Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe und das Aufgeben traditioneller Formen der Bewirtschaftung wird land-

wirtschaftliche Nutzfläche in Wald umgewandelt. Dies geschieht entweder durch Aufforstung mittels Saatgut oder Setzlingen oder durch natürliche Verjüngung/Neubildung, ausgehend von benachbarten Waldflächen. In jedem Fall entsteht daraus nach behördlicher Waldfeststellung ein gemäß Forstgesetz zu bewirtschaftender Wald, wenn auch nicht immer ein Wirtschaftswald. Zumeist wird Ackerland zuerst in Grünland umgewandelt, dann Grünland in Wald. Die direkte Umwandlung von Ackerland in Wald ist selten. In der Hauptsache handelt es sich in Österreich um das Zuwachsen von Almen, also um den Verlust an extensiv genutztem Grünland und um das Aufforsten von landwirtschaftlichen Grenzertragsböden (Erb et al., 2008; Krausmann, 2001; Krausmann et al., 2003; Russ, 2011).

Die Veränderung des Kohlenstoffpools im Boden ergibt sich als Bilanz von zwei gegenläufigen Prozessen. Durch den vermehrten Zuwachs wird der Kohlenstoffinput in den Boden vergrößert, was eine Vergrößerung des Kohlenstoffpools im Boden bewirkt. Auf der anderen Seite wird die Aktivität der Bodenmikroorganismen durch die Erhöhung der Temperatur angeregt, was zu einer Verringerung des Kohlenstoffpools beiträgt. In einem Geländeexperiment mit 139 Bodenprofilen und einem Modellierungsexperiment mit mehr als 300 Standorten wurde festgestellt, dass die Kohlenstoffbilanz der Waldböden leicht negativ ist; der Trend ist signifikant (Jandl et al., submitted).

(Nicht-)Permanenz und Verifizierbarkeit, Sättigung der Senken

Kohlenstoffvorräte sind in der Biomasse (oberirdisch, unterirdisch) sowie in Waldböden gespeichert. Wachsen diese Vorräte, dann wirkt der Wald als Kohlenstoffsенke und trägt damit zur Treibhausgasreduktion bei. Bei forstlichen THG-Reduktionsmaßnahmen können daher Fragen der Permanenz, Sättigung und Verifizierbarkeit der THG-Reduktion auftreten.

Der Begriff „Permanenz“ bezieht sich üblicherweise auf die Frage, wie lange der Kohlenstoff in Kohlenstoffbeständen im Wald gespeichert bleibt bzw. wie groß das Risiko ist, dass er durch natürliche Einflüsse (z. B. Windwurf) oder durch forstliche Maßnahmen (z. B. Kahlschlag) freigesetzt wird (Smith, 2005). Wenn die Kohlenstoffsequestrierung im Wald als Klimaschutzmaßnahme eingesetzt wird, sind Absicherungen gegenüber derartigen Risiken – die bei anderen Maßnahmen zur THG-Reduktion nicht auftreten – nötig. Im Wald ist in der Regel eine langfristige Zunahme des Kohlenstoffbestands bis zu einer Obergrenze („Sättigung“, siehe unten) zu beobachten. Auf Einzelbaum- bzw. Bestandsebene erfolgt nach mehreren Jahrzehnten (in forstwirtschaftlich genutzten Wäldern) bzw. Jahrhunderten (in nicht genutzten Wäldern) eine Schlägerung

bzw. ein Absterben der bestandsbildenden Bäume, verbunden mit einer Freisetzung eines Teils des Kohlenstoffvorrats (Körner, 2003, 2009). Die Schwankungen im oberirdischen Kohlenstoffpool sind dabei größer als im Boden, der ein stabilerer Kohlenstoffspeicher ist. Allerdings sind auch hier Mineralisierungsschübe und somit Ausgasungen von CO₂ möglich, etwa nach Hangrutschungen, Kahlschlägen oder Entwässerungen.

Der Begriff „Sättigung“ bezieht sich darauf, dass der Kohlenstoffvorrat im Wald auch langfristig nur bis zu einer gewissen Grenze anwächst (Körner, 2003, 2009), wobei auch alte Bestände unter Umständen beträchtliche Mengen Kohlenstoff binden können (Luysaert et al., 2008). Während auf Einzelbaum- bzw. Bestandsebene die oben beschriebene „Slow in – fast out“-Dynamik⁵ zu beobachten ist (Körner, 2003), stellt sich auf Landschaftsebene ohne menschlichen Einfluss langfristig ein Mosaik aus verschiedenen Sukzessionsstadien ein (Shugart, 1984), bei dem der Kohlenstoffvorrat ein Fließgleichgewicht erreicht und über große Räume und kurzfristige Klimaeinflüsse gemittelt weitgehend konstant bleibt. Nach Erb (2004) und Gingrich et al. (2007) würde der Kohlenstoffbestand auf dem österreichischen Territorium ohne Landnutzung etwa zwei Mrd. Tonnen (2 Gt C; 1 Gt = 1 Mrd. t = 10⁹ t = 10¹⁵ g = 1 Pg) betragen, während er heute bei etwa 1,25 Gt C liegt, wovon ein großer Teil auf den Wald (ober- und unterirdisch) entfällt, der Rest überwiegend auf den Bodenkohlenstoff von Ackerflächen, Grünland und natürlichen Ökosystemen. Der heutige Kohlenstoffvorrat in Böden und Wald ist bedeutend größer (ca. 20 %) als jener im Jahr 1830 (rund 1,04 Gt C). Der Zuwachs geht zu einem großen Teil auf die Zunahme von Waldfläche und Bestandsdichte des Waldes zurück (Erb et al., 2008; Gingrich et al., 2007).

Eine Sättigung der potenziellen Senkenfunktion des österreichischen Waldes ist derzeit bei weitem nicht gegeben. Dies ist anhand der derzeitigen Altersklassenverteilung im Wald (Abbildung 2.7) deutlich erkennbar, die einen deutlichen Überhang der 20–40 und 40–60-jährigen Bestände aufweist (Schadauer, 2012). Dies ergibt sich auch aus dem Strukturwandel in der Landwirtschaft. Unterstellt man eine durchschnittliche Umtriebszeit von etwa 100 Jahren, so werden der durchschnittliche Kohlenstoffvorrat und damit auch die -speicherung in den kommenden Jahrzehnten weiter ansteigen. Nach Berechnungen von Ciais et al. (2008) ist in den europäischen Wäldern noch ein erhebliches Potenzial an Koh-

⁵ „Slow in – fast out“ bezieht sich darauf, dass die Bindung von Kohlenstoff durch das Wachstum der Wälder langsam erfolgt, während die Emission von CO₂ in kurzer Zeit während und nach einem Eingriff (z. B. Schlägerung) oder Störung (z. B. Brand, Absterben von Bäumen) erfolgt (Körner, 2003).

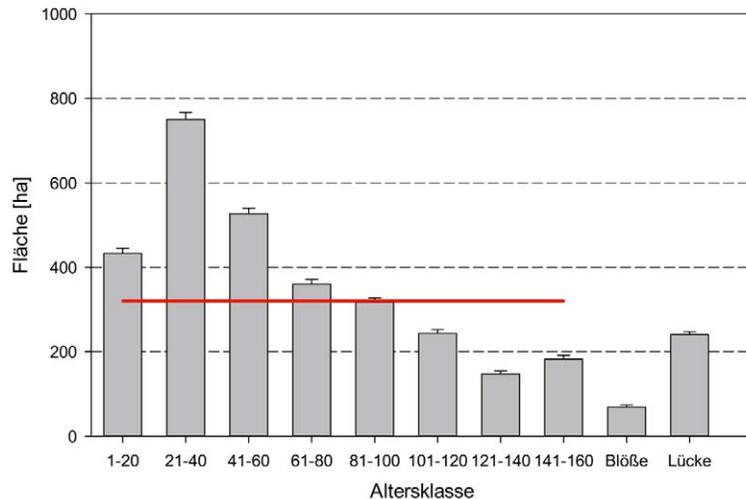


Abbildung 2.7 Altersklassenverteilung im österreichischen Wald. Die rote Linie entspricht dem Normalwaldmodell, bei dem die Waldfläche gleichmäßig auf die Altersklassen verteilt ist. Quelle: Schadauer (2012)

Figure 2.7 Age class distribution in Austrian forests (Source: Schadauer, 2012). The red line represents the regular forest model („Normalwaldmodell“), i. e. an idealized concept of traditional Central European forestry, in which forest area is distributed equally among the stand age classes. Source: Schadauer (2012)

lenstoffsequestrierung bis zu einer Sättigung der Senken vorhanden, wobei der nachhaltig erreichbare Maximalwert der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern vom Einschlagsniveau abhängt (Holtsmark, 2012).

Die Waldböden haben derzeit einen relativ hohen Kohlenstoff-Sättigungsgrad, wobei der Kohlenstoffvorrat abnimmt (Jandl et al., submitted), weil der Kohlenstoffgehalt im Boden durch die stattfindende Erwärmung verringert wird. Hingegen bewirkt eine Umwandlung von Ackerland in Wald eine Zunahme des Kohlenstoffvorrats im Boden (Erb et al., 2008; Gingrich et al., 2007).

Zur „Verifizierbarkeit“ kann gesagt werden, dass Veränderungen des Vorrats an oberirdischer Biomasse aus dem Datenmaterial der Österreichischen Waldinventur (Büchsenmeister, 2011) mit großer Genauigkeit nachweisbar sind. Die Waldinventur erhebt die Eingangsparameter für die Bestimmung des Stammvolumens; daraus wird durch einen Satz von Biomasse-Expansionsfaktoren der gesamte Biomassevorrat bestimmt. Beim Boden ist die Verifizierbarkeit von Änderungen des Bodenkohlenstoffpools allein auf der Grundlage von Daten aus Geländeerhebungen aufwendig, weil die erhebliche räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften einen großen Stichprobenumfang voraussetzen würde. Daher wurden die Pooländerungen mit dem Modell „Yasso07“ simuliert. Die Modellierungsergebnisse wiesen denselben zeitlichen Trend des Bodenkohlenstoffpools auf wie die Schätzungen aufgrund der Messwerte.

Potenzial forstlicher Biomasse für die energetische Nutzung in Österreich

In der Holz- und Biomasse-Aufkommensstudie für Österreich (HOBI; Schadauer und Neumann, 2008) wurden die verfügbare oberirdische Holz- und Biomasse, ihre Veränderung über die Zeit und die nachhaltig nutzbaren Mengen bis zum Jahr 2020 abgeschätzt (Lackner, 2009). Aus Nutzungsszenarien, die mit Hilfe von waldbaulich-ertragskundlichen Grundlagen formuliert wurden, wurden theoretische Biomassepotenziale ermittelt. Diese wurden aufgrund standörtlicher, ökonomischer, bringungstechnischer und naturschutzrechtlicher Einschränkungen verringert, um ein verfügbares Nutzungspotenzial abzuleiten. Standörtliche Nutzungseinschränkungen betreffen den mit der Biomasseentnahme verbundenen Nährstoffentzug und bestimmen dadurch das bei einer nachhaltigen Nährlementversorgung mögliche Nutzungsverfahren. Ökonomische Aspekte, wie Holzerntekosten und erzielbare Erlöse aus dem Holzverkauf, wurden durch Ausformung in handelsübliche Sortimente, verschiedene Ernte- und Bringungstechnologien und Preisszenarien berücksichtigt. Nutzungseinschränkungen infolge von Naturschutzzielen fanden anhand räumlicher Abgrenzung von Gebieten mit Naturschutzauflagen Eingang in die Berechnung des verfügbaren Potenzials. Nach dem Abzug von empfindlichen Standorten stehen in Österreich jährlich zwischen 30 und 40 Mio. m³ Holz zur Verfügung. Etwa ein Drittel des Vorrats kann aufgrund von ökonomischen oder standortkundlichen Restriktionen nicht genutzt werden. Eine verstärkte Mobilisierung des Vorrats könnte größere Holzmengen für die stoffliche und energetische Nutzung liefern. Außerdem könnte die waldbauliche Behandlung weiter optimiert werden.

In allen Fällen wäre allerdings eine Erhöhung des Holzpreises erforderlich, da der Markt sonst von der großen Gruppe der Kleinwaldbesitzer auf Grund der niedrigen Preise kaum bedient wird (Mannsberger, 2009). Bei der Bewertung der THG-Reduktion durch einen verstärkten Einsatz forstlicher Biomasse für die stoffliche und energetische Nutzung sind systemische Effekte zu beachten (Abschnitt 2.3.3).

2.3.2 Anpassungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft

Der Klimawandel bringt für die österreichische Forstwirtschaft regional unterschiedliche Herausforderungen mit sich. In Regionen, in denen die Produktivität der Wälder derzeit durch die Vegetationsperiode begrenzt wird, sind durch den Klimawandel auch Verbesserungen möglich. Dies gilt für weite Teile des Bergwaldes sowie für Flächen, die oberhalb der aktuellen Waldgrenze gelegen sind. Bereits bekannte Problemgebiete, wie der sommerwarme Osten und der Nordosten Österreichs, werden in Zukunft noch schwieriger zu bewirtschaften sein, da der Wald in diesen Regionen bereits an der Verbreitungsgrenze der Steppe gelegen ist. Hier ist der Wasserhaushalt der bestimmende Faktor (vgl. Band 2, Kapitel 2 und Kapitel 3).

Problemwahrnehmung der forstwirtschaftlichen Betriebe

Die Relevanz des Klimawandels für die Forstwirtschaft wird von den österreichischen Forstbetrieben bereits deutlich wahrgenommen (Maierhofer, 2009). Mehr als die Hälfte der befragten BetriebsleiterInnen und VertreterInnen der Verwaltung sehen auch Vorteile durch den Klimawandel. Die größten Schäden verursachten seit dem Jahr 1990 die Faktoren Windwurf und Borkenkäfer, deren Zusammenhänge mit dem Klimawandel komplex sind. Mehr als 85 % der BetriebsleiterInnen von größeren Forstbetrieben geben an, bereits Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel umgesetzt zu haben,

während KleinwaldbesitzerInnen deutlich weniger reagiert haben. Die Anpassungsmaßnahmen umfassen Baumartenwahl (Toleranz der aktuellen Baumarten in Bezug auf den Klimawandel), Umgang mit Schäden und Kalamitäten (eingetroffene oder erwartete) und die waldbauliche Flexibilität (Kombination aus Langfristigkeit der Bewirtschaftungsstrategie und Eignung der Baumartenmischung). KleinwaldbesitzerInnen werden in Zukunft verstärkt mit Beratung und Anreizen in Form von Förderungen betreut (Maierhofer, 2009).

Als Rahmen für Anpassungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft bieten sich unterschiedliche Ebenen an. Lindner et al. (2010) nennen (a) die Bestandsebene, (b) die Ebene des Forstbetriebs und (c) die Ebene von Politik und Verwaltung. Maßnahmen auf der Bestandsebene umfassen alle klassischen waldbaulichen Maßnahmen von der Baumartenwahl bis zu Durchforstungskonzepten und Verjüngungsverfahren. Auf der Ebene des Forstbetriebs sind Maßnahmen möglich im Bereich von Forstschutzkonzepten sowie von verbesserten Planungsmethoden, die Unsicherheit besser berücksichtigen. Auf der Ebene der Politik sind z. B. vermehrte Forschungsanstrengungen und Weiterbildung sowie die Förderung von vorausschauenden Logistikkonzepten zur Bewältigung von Kalamitäten möglich.

In Regionen mit sekundären Fichtenwäldern, insbesondere in der submontanen Höhenstufe, werden Probleme erwartet. Dort sind bereits jetzt die Wachstumsleistungen der Fichten sehr hoch. Allerdings wird durch die bedingte Standorttauglichkeit der Fichte nicht immer das angestrebte Umtriebsalter erreicht (Gschwantner und Prskawetz, 2005; Lexer et al., 2001). Besonders anfällig sind die Fichten für Trockenperioden und Sturmschäden. Die auftretenden Probleme sind seit langem bekannt (Assmann, 1961) und erlangen im Zuge der Diskussion um die Konsequenzen des Klimawandels zusätzliche Relevanz. Eine besonders betroffene Großregion ist das Nördliche Alpenvorland, in dem derzeit besonders produktive Fichtenbestände anzutreffen sind.

Seitens der Forstpraxis wird vielerorts auf die Herausforderungen durch den Klimawandel reagiert. Für mehrere Regionen wurden waldbauliche Handlungsempfehlungen herausgege-

Tabelle 2.4 Beispiele für Waldbau-Empfehlungen in Österreich

Table 2.4 Examples for forestry guidelines in Austria

Region	Auftraggeber/Herausgeber	Quelle
Oberösterreich/Mühlviertel	Land Oberösterreich	Jasser und Diwald, 2011
Vorarlberg	Land Vorarlberg	Amann et al., 2010
Dobrowa/Kärnten	Land Kärnten	Lexer et al., 2005
Bundesgebiet	Österreichische Bundesforste AG	Weinfurter, 2004
Ertragswald der Österr. Bundesforste AG	Österreichische Bundesforste AG	Seidl et al., 2011a

ben (Jandl und Schüler, 2012; Tabelle 2.4). Die Texte enthalten unterschiedlich detaillierte Beschreibungen der Waldgesellschaften und Empfehlungen für deren Bewirtschaftung. Aspekte des Klimawandels sind mehr oder weniger explizit in die Überlegungen subsumiert (z. B. Jasser und Diwald, 2011; Amann et al., 2010; Weinfurter, 2004; Lexer et al., 2005).

Die Empfehlungen unterscheiden sich je nach Region erheblich und können hier nur summarisch diskutiert werden. Vorliegende Studien kommen übereinstimmend zum Schluss, dass durch Mischbestände (verschiedene Baumarten) und durch die Strukturierung der Wälder (Altersklassenverteilung; Bestandsdichte) das Risiko, das vom Klimawandel ausgeht, verringert werden kann. Dennoch bleibt ein beträchtliches Produktionsrisiko, da sich die Standortbedingungen entscheidend verändern werden. Besonders die Verbreitung der Fichte ist unter den zu erwartenden Klimaänderungen nicht in diesem Umfang aufrechterhaltbar (Brang et al., 2013; Jandl et al., 2013; Seidl et al., 2009; Zimmermann et al., 2013).

Möglicher zukünftiger Stellenwert nichtheimischer Baumarten (Neobiota), vor allem Douglasie

In vielen Waldbau-Leitfäden wird die potenzielle natürliche Waldgesellschaft (Tüxen, 1956) als „stabiler“ Zielwald propagiert. Diese Waldtypen sind aber an das Klima der Vergangenheit angepasst und unter den gegenwärtig veränderten Klimabedingungen nicht mehr generell als waldbauliches Ideal geeignet (Lexer, 2012). Als Vertreter einer nicht-heimischen Baumart, welche für Österreich relevant werden könnte, gilt die Douglasie, die aus dem pazifischen Nordwesten der USA stammt. Hauptverbreitungsgebiete befinden sich im Luv und Lee des küstennahen Kaskadengebirges, sodass eine beträchtliche genetische Auffächerung besteht. Rund 35 % der stark risikofälligen Fichtenbestände stocken auf potenziell für die Douglasie geeigneten Standorten (Maroschek und Lexer, 2010). Insbesondere im sommerwarmen Osten besteht das Problem, dass keine wirtschaftlich relevante heimische Baumart unter den in Zukunft erwartbaren Bedingungen gut geeignet erscheint. Beispiele aus Deutschland lassen erwarten, dass die Douglasie auf den Standorten im sommerwarmen Osten gut geeignet wäre, um produktive Bestände zu etablieren. In einer für Europa durchgeführten Studie kommen Hanewinkel et al. (2012) zum Schluss, dass beträchtliche Ertragseinbußen zu erwarten sind, wenn man in Zukunft die von Nischenmodellen prognostizierten zukünftigen Verbreitungsgebiete der heimischen Baumarten unterstellt. Der Einsatz der Douglasie wird kontrovers diskutiert. Seitens des Naturschutzes gibt es Bedenken, dass nicht-heimische Baumarten zwar anfangs er-

folgreich seien, später aber zu Problemen führen können (Reif et al., 2011).

Herkunftswahl und Züchtung bzw. Auswahl klimaresistenterer Herkünfte

Die genetische Variationsbreite der Baumarten ist aufgrund ihrer Fähigkeit, mit Klimaveränderungen umzugehen, von großer Bedeutung. Daher ist die Wahl des bestgeeigneten Saatgutes für die Verringerung von negativen Effekten des Klimawandels wichtig. In einer Studie zur Variabilität von österreichischen Fichten-Herkünften, d. h. Genotypen (Kapeller et al., 2012) wurden kaum Einbußen im Höhenwachstum der Fichte beobachtet – im Gegenteil, die zugrundeliegenden Klimaszenarien lassen bis 2080 deutliche Wachstumssteigerungen erwarten. Durch die Wahl von geeignetem Saatgut könnte theoretisch die Produktivität weiter gesteigert werden. In vielen Fällen kann dieses theoretische Potential jedoch wegen zu hohem Schädlingsdruck nicht realisiert werden (z. B. Borkenkäfer). Weiters wird die Auswahl geeigneter Herkünfte auch aufgrund molekulargenetischer Analysen möglich werden, was gezielte Züchtungen zur Anpassungen an ein zukünftiges Klima erlauben sollte.

Bei allfälligen Empfehlungen für einen Baumartenwechsel in einer bestimmten Region ist zu beachten, dass für eine erfolgreiche Implementierung der Empfehlung ausreichend Saatgut genetisch geeigneter Herkünfte nötig ist. Bei einem Waldumbauprojekt kann nur in Ausnahmefällen auf die natürliche Verjüngung gesetzt werden, da diese voraussetzt, dass die gewünschten Baumarten im Vorbestand in ausreichender Menge und genetischer Qualität vorkommen. Geht man davon aus, dass die bedingt standorttauglichen, sekundären Nadelwälder in stabilere Laub-, und Laub-Mischwälder umgebaut werden sollen, so kann aus dem bestehenden Bestand nicht mit einer geeigneten Verjüngung gerechnet werden. Auch die gezielte Verwendung von Überhältern⁶ ist nicht immer sinnvoll. Einzelne Relikt bäume sind oft genetisch verarmt und sind nicht als Basis für eine neue Baumgeneration geeignet. Ein Baumartenwechsel ist für Forstbetriebe nur dann vertretbar, wenn er wirtschaftlich rentabel ist. Derzeit ist seitens der Betriebe nicht generell die Überzeugung vorhanden, dass es realistische Alternativen zur Fichtenbewirtschaftung gibt. Angesichts des geringeren Holzzuwachses von Laubwäldern im Vergleich zu Fichtenwäldern sind in wirtschaftlicher Hinsicht Waldbaukonzepte sinnvoll, bei denen der höhere Wert

⁶ Unter Überhältern versteht man Altbäume, die bei Schlägerungen stehen bleiben.

der Sortimente den geringeren Holzzuwachs ausgleichen kann. Solange solche Konzepte nicht überzeugend dargestellt werden, erscheint eine Umstellung der Forstwirtschaft im großen Maßstab wenig wahrscheinlich (Brang et al., 2013; Jandl und Schüler, 2012; Ramskogler und Hartleitner, 2012).

Um rechtzeitig auf das Auftreten von neuartigen oder in ihrer Intensität veränderten Schäden reagieren zu können, ist es für die Waldbewirtschaftung wichtig, auf Monitoring-Programme für Schadinsekten zurückgreifen zu können. Risikobeurteilung und Simulationsmodelle können in forstliche Planungssysteme integriert werden (Moore und Allard 2008; Netherer und Schopf, 2010). Geeignete Erschließung der Waldbestände ermöglicht eine rasche Erreichbarkeit und somit die umgehende Einleitung von Kontrollmaßnahmen bei Schadauf-treten. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist, Wissenslücken in Bezug auf als wichtig identifizierte Schädlinge möglichst zu schließen. Information der forstlichen Praxis über potentiell invasive Arten ist neben den erwähnten Monitoring-Programmen eine wichtige Voraussetzung, um allfällige Einschleppungen rasch zu entdecken und darauf reagieren zu können.

Das in den letzten Jahrzehnten in Österreich beobachtete Borkenkäfer-Massenauf-treten nach Sturmschäden zeigte einige Probleme im Schädlingsmanagement auf, die zu einem starken Wachstum der Käferpopulationen führten (vgl. Band 2, Kapitel 3). Anfangs war oft ein verspätetes und inkonsequentes Vorgehen bei der Räumung betroffener Flächen festzustellen. Logistische Probleme traten bei der Aufarbeitung bzw. beim Transport von Schadholz auf; Zwischenlager waren oftmals ungeeignet. Eine unzureichende Erschließung vieler betroffener Flächen erschwerte das rechtzeitige Eingreifen zusätzlich (Krehan et al., 2006; Krehan und Steyrer, 2007). Die Erfahrung zeigte, dass gezielte und zügig angegangene Maßnahmen nach Sturmereignissen die Massenvermehrung von Borkenkäfern eindämmen oder im Idealfall sogar verhindern können (Krehan et al., 2010). Unter der Annahme, dass Borkenkäfer-Massenvermehrungen in größerer Seehöhe wahrscheinlicher werden, gelten gute Erschließung und vorbereitete Notfallpläne besonders in Berggebieten als wichtige Anpassungsmaßnahmen. Unzureichende Kenntnis der Biologie und besonders der Phänologie von Borkenkäfern bei ForstpraktikerInnen wurde als zusätzliches Hindernis bei der Bekämpfung gesehen (Krehan et al., 2006). Hier ist steter Wissenstransfer zur Praxis gefordert, darüber hinaus können Simulationsmodelle zur Prognose der Phänologie (Baier et al., 2007) ebenfalls sehr wertvolle Hilfsmittel bei der Kontrolle der Borkenkäferpopulationen sein.

Beim Anbau nicht autochthoner Baumarten ist mit dem Auftreten neuer Schädlingsarten oder dem Überwechseln hei-

mischer Schädlinge auf diese Baumarten zu rechnen. Mit der Douglasie wurden nur wenige Schadinsekten aus Nordamerika nach Europa importiert, jedoch wird sie von bekannten europäischen Arten befallen. Einige nadelfressende Schmetterlingsraupen (Battisti et al., 2005; Blaschke et al., 2008) sowie einige Borkenkäferarten haben diese Baumart als Wirt akzeptiert. Von letzteren ist besonders nach längeren Trockenphasen schädliches Auftreten dokumentiert (Immler et al., 2006; Völkl, 2008; Blaschke et al., 2008).

Langfristige Vorsorge gegenüber Trockenstress

Eine Herausforderung für das Forstmanagement stellen eher junge Bestände dar, da Zweifel bestehen, ob sie bis zum Ende der geplanten Umtriebszeit dem sich abzeichnenden Klimawandel gewachsen sein werden. Auf der Münchner Schotterebene werden in einem Feldversuch derzeit bedingt standorttaugliche Fichtenbestände unterschiedlich stark durchforstet (Gebhardt et al., 2012). Die Hypothese, die getestet werden soll, ist, dass bei einer zunehmenden Gefährdung durch Trockenstress die Bestände stabiler gemacht werden können, wenn die Bestandsdichte verringert wird. Durch die bekannte Steigerung der Wertleistung bei Durchforstungen wird erwartet, dass die Eingriffe zu keiner drastischen Abnahme des erzielbaren Ertrags führen. Der mehrjährige Versuch ist allerdings noch in der Anfangsphase.

2.3.3 Systemische Effekte, Wechselwirkungen von Anpassung und THG-Minderung

Naturnahe Forstwirtschaft als Anpassungsmaßnahme

In der naturnahen Forstwirtschaft gilt die dauerhafte Bestockung der Fläche als Leitbild, die aus ökologischen Gründen ein anerkanntes Ziel darstellt (Pommerening und Murphy, 2004). Eine Herausforderung besteht in Pflege und Nutzung der Bestände. Die Holzernte ist bei Vorliegen einer räumlichen Ordnung besonders effizient möglich. Nicht zuletzt deshalb wurde der klassische Altersklassenwald zum Leitbild. Für naturnah strukturierte Wälder müssten teurere Formen der Holzernte gewählt werden. Die Herausforderung besteht in der Entwicklung von Nutzungskonzepten, die wirtschaftlich darstellbar sind. Naturnahe Dauerwälder enthalten viele unterschiedliche Bestandsstrukturen und sind daher im Sinne eines Versicherungskonzepts für viele Risiken der Waldbewirtschaftung gut gerüstet (Brang et al., 2008; Lexer, 2012).

Artenreiche Wälder werden ebenfalls regelmäßig empfohlen. Eine Herausforderung besteht darin, die richtigen Mischbaumarten zu wählen. Die potentielle natürliche Vegetation, die lange Zeit als Referenz für die Zielbestockung gegolten hat, verliert in Zukunft an Bedeutung, wenn durch den Klimawandel die Standortbedingungen so verändert werden, dass ein Baumartenwechsel nötig ist.

Eine vielversprechende Möglichkeit ist die gezielte Förderung der Naturverjüngung. Dabei können etwa Baumarten eine Rolle spielen, die derzeit als wenig relevant erachtet werden, aber im Zuge des Klimawandels in der jeweiligen Waldgesellschaft an Bedeutung gewinnen können. Durch diese Maßnahme wird der waldbauliche Spielraum für die Zukunft vergrößert. Die Maßnahme weist den Vorteil auf, dass sie die lokale Expertise der AkteurInnen gut ausnützt (Brang et al., 2013).

Systemische Feedbacks beeinflussen die THG-Reduktion durch forstliche Biomasse

Die energetische Nutzung forstlicher Biomasse ist nur eine von vielen Möglichkeiten der Nutzung von Holz und nur eine der vielfältigen Leistungen des Waldes für die Gesellschaft. Die Forstwirtschaft kann auf verschiedene Weise einen Beitrag zur THG-Reduktion leisten, nämlich durch:

- den Ersatz von Fossilenergie durch biogene erneuerbare Energie (Böttcher et al., 2012; Hasenauer, 2012; Holtsmark, 2012);
- die Speicherung von Kohlenstoff in Waldökosystemen durch Wachstum und Bindung in den Kohlenstoffpools (Luyssaert et al., 2008; Körner, 2009);
- die Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten, z. B. die Langzeitspeicherung im Holzbau (Eriksson et al., 2012; Gustavsson und Sathre, 2011; Lauk et al., 2012);
- den Ersatz von Materialien und Produkten wie Beton oder Stahl, bei deren Herstellung hohe THG-Emissionen durch Fossilenergie entstehen, durch Holz (materielle Substitution; Eriksson et al., 2012; Gustavsson und Sathre, 2011; Werner et al., 2010).

Eine Optimierung dieser Funktionen ist komplex, sowohl wegen wirtschaftlicher Rahmenbedingungen als auch wegen der Komplexität der Waldökosysteme. Dies ergibt sich aus den im Vergleich zu den jährlichen CO₂-Flüssen (Zuwachs und Abbau von Biomasse) sehr großen Kohlenstoffbeständen (Körner, 2003, 2009), der Langlebigkeit von Bäumen und der daraus resultierenden langfristigen Ursache-Wirkungs-Beziehungen

in Wäldern: vergangene Eingriffe wirken jahrzehnte- oder sogar jahrhundertlang nach (Houghton und Goodale, 2004; Erb et al., 2013). Zwischen den oben genannten Optionen gibt es viele Wechselwirkungen. Eine Steigerung des Holzeinschlags – im Vergleich zu einem Szenario mit geringerem Einschlag – bewirkt eine Verkleinerung der jährlichen Kohlenstoffsenke (nicht unbedingt des Kohlenstoffvorrats; vgl. Böttcher et al., 2012; Holtsmark, 2012). Eine permanente Erhöhung des jährlichen Einschlags gegenüber einem Szenario mit gleichbleibend niedrigerer Nutzung führt langfristig zu einem niedrigeren Gleichgewichts-Kohlenstoffbestand (Holtsmark, 2012; Hudiburg et al., 2011). Auch bei der materiellen Nutzung von Holz, etwa im Bausektor, ist die Verringerung des Kohlenstoffbestands im Wald im Vergleich zu einem Szenario mit niedrigerem Einschlag bei der Bewertung der THG-Bilanz zu berücksichtigen (Eriksson et al., 2012; Gustavsson und Sathre, 2011; Werner et al., 2010).

Wesentlich ist die Dauer der Betrachtungsperiode. Holzeinschlag setzt Kohlenstoff in die Atmosphäre frei, der erst nach Jahrzehnten durch das Wachstum neuer Bäume wieder absorbiert wird. In diesem Zeitraum trägt das CO₂ in der Atmosphäre zur globalen Erwärmung bei; CO₂-Neutralität und Klimaneutralität treten erst nach langer Zeit ein (Cherubini et al., 2011; Malmshemer et al., 2011). Auch bei einer langfristigen Betrachtung ist die „Kohlenstoffschuld“ zu berücksichtigen, die durch die Verringerung der Kohlenstoffspeicherung im Wald durch ein permanent höheres Erntenniveau bewirkt wird und sich erst nach vielen Jahrzehnten durch die eingesparten Emissionen aus Fossilenergie „amortisiert“ (Holtsmark, 2012; Hudiburg et al., 2011).

Energetische Nutzung von forstlicher Biomasse kann bei einem Einschlagsniveau, das unter den jährlichen Zuwächsen liegt, und bei einem Nutzungsmodell, bei dem Stammholzeinschlag zur stofflichen Nutzung im Vordergrund steht und vorwiegend Nebenprodukte, Abfälle und Schwachholz energetisch verwertet werden, zum Klimaschutz beitragen. Dies ist in Österreich weitgehend der Fall (Hasenauer, 2012; Nemesthothy, 2013). Würde hingegen der Holzeinschlag zum Zweck der energetischen Nutzung stark ausgeweitet, so würde die so gewonnene forstliche Biomasse in vielen Fällen nicht zum Klimaschutz beitragen (Bird et al., 2012; Bright et al., 2012; Haberl et al., 2013; Schulze et al., 2012).

Andererseits ist für die Forstwirtschaft eine Ausweitung der Holznutzung attraktiv, weil sie eine Vergrößerung ihres Absatzes bewirkt. Eine Erhöhung des Kohlenstoffvorrats durch Reduktion des Holzeinschlags verkleinert hingegen den Absatz ihrer Produkte und ist wirtschaftlich kaum attraktiv – zumindest ohne entsprechende Anreize, etwa in Form von Zah-

lungen für Kohlenstoffspeicherung. Dazu kommen weitere Nachteile einer Verringerung des Holzeinschlags wie etwa eine größere Vulnerabilität gegenüber Schadereignissen. Geringe Bewirtschaftungsintensität führt zur Häufung von Schadereignissen, da die Bestände zu dicht und daher schadensgefährdet werden (Seidl et al., 2011b). Die Nicht-Aufarbeitung von Schadholz bietet Schadinsekten die Möglichkeit zu Massenvermehrungen. Durch die Vermarktung von Schwachholz können die erforderlichen Wald-Pflegemaßnahmen mitunter kostendeckend durchgeführt werden. Einer Maximierung des Kohlenstoffvorrats, die über wenige Jahrzehnte erreicht werden kann, steht langfristig eine größere Instabilität der Wälder durch verstärkte Schadereignisse gegenüber, die einen Teil des sequestrierten Kohlenstoffs wieder freisetzen (Taverna, 2007). Zudem kann die energetische Nutzung von forstlicher Biomasse zu regionalwirtschaftlichen Zielen, wie etwa der Erhöhung der Wertschöpfung, der Schaffung von Arbeitsplätzen in strukturschwachen Gebieten und der Verringerung der Abhängigkeit von Fossilenergieimporten, beitragen.

Baumbestände wachsen in den ersten Jahrzehnten am schnellsten, danach nimmt das Wachstum ab (Hasenauer, 2012). Aus Sicht einer Maximierung der Holzproduktion ist der beste Zeitpunkt zum Einschlag gekommen, wenn der aktuelle Zuwachs gleich dem durchschnittlichen Zuwachs ist, was bei relativ jungen Wäldern (in Österreich nach etwa 60–70 Jahren) der Fall ist. Aus forstwirtschaftlicher Sicht ist eine längere Umtriebszeit vertretbar, wenn ein größerer durchschnittlicher Durchmesser der Stämme erzielt werden soll und aus diesem Grund der Wertzuwachs größer ist, auch wenn der Biomassezuwachs abnimmt. Hierbei ist allerdings das steigende Risiko von Schadereignissen zu beachten. Derartige Optimierungsüberlegungen spielen für das Forstmanagement eine wesentliche Rolle, etwa im Hinblick auf Durchforstungen, die Schwachholz produzieren, die Schadanfälligkeit des Bestands verringern und den Zuwachs höherwertiger Stämme fördern. Überlegungen zur Kohlenstoffsequestrierung im Wald sind den wirtschaftlichen Interessen der Forstwirtschaft gegenüberzustellen, wenn sozial, ökonomisch und ökologisch vertretbare Lösungen gefunden werden sollen.

Das Risiko einer Nährstoffverarmung von Waldböden durch Biomasseentnahme ist bekannt. In jahrzehntelanger Forschung wurden die Folgen der historischen Streunutzung auf die Wälder untersucht. Früher wurden artenreiche Mischwälder durch den Nährstoffentzug infolge einer Entnahme von besonders nährstoffreichen Pflanzenteilen wie Blättern und Zweigen degradiert. Die Erholung dieser Wälder ist noch immer im Gange (Erb et al., 2013). Für die energetische Nutzung von forstlicher Biomasse wird nährstoffreiches Schwach-

holz (mit einem hohen Anteil von Ästen und Nadeln) verwendet, was potenziell die Standortqualität gefährden kann. Die hierfür besonders empfindlichen Regionen in Österreich sind geographisch abgrenzbar. Bei Überlegungen zum potentiellen Angebot an forstlicher Biomasse wurden diese Standorte exkludiert (Englisch und Reiter, 2009).

Aktuelle Studien zum Einsatz von Holz als Konstruktionselement in Gebäuden zeigen über einen Zeitraum von 100 Jahren in Bezug auf die THG-Bilanz Vorteile von Holzkonstruktionen gegenüber Stahlbetonkonstruktionen. Dabei wurden sowohl die Kohlenstoffbestände und -flüsse im Wald als auch die THG-Emissionen von Errichtung, Nutzung und Entsorgung der Gebäude über ihren Lebenszyklus berücksichtigt. Eine wichtige Rolle spielt dabei der Ersatz von energie- und rohstoffintensiven Materialien wie Stahl und Beton durch den weniger ressourcenintensiven Rohstoff Holz (Eriksson et al., 2012; Gustavsson und Sathre, 2011; Werner et al., 2010).

Die besten Resultate im Hinblick auf die THG-Bilanz bringt eine integrierte Optimierung der Forstwirtschaft, inklusive Forstmanagement, Nutzung von Holz für langlebige Produkte, vor allem im Gebäudebereich, und Nutzung von Nebenprodukten, wie Schwachholz und Abfällen aus Produktion bzw. Produkten am Ende ihrer Lebenszeit für die energetische Nutzung (Taverna et al., 2007; Werner et al., 2010). Dies weist darauf hin, dass eine kaskadische Nutzung von Biomasse (Haberl und Geissler, 2000; Haberl et al., 2003) in der Forstwirtschaft in vielen Fällen eine ökologisch effektivere Nutzungsstrategie darstellt als die einseitige Maximierung der Energieproduktion von Wäldern, wobei je nach Standort, Baumart, wirtschaftlichen Gegebenheiten, etc. die Nutzung von Schwachholz als Brennstoff sinnvoll sein kann. In Österreich ist das derzeit weitgehend der Fall (Hasenauer, 2012; Nemesthothy, 2013). Ökonomisch wäre eine Ausweitung des Holzeinschlags für die energetische Nutzung kaum sinnvoll, weil hierbei das Stammholz weit unter Wert genutzt würde.

Eine Intensivierung der Holzproduktion hat Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen: Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung beeinflussen die Biodiversität und möglicherweise die Schutzwirkung vor Naturgefahren, Änderungen der Produktivität die Kohlenstoffsequestrierung und das ökonomische Umfeld des Sektors; alle derartigen Maßnahmen können auch das Landschaftsbild ändern.

2.4 Wasserwirtschaft und Gewässerschutz

2.4 Water management and protection of waters

Die Ausgangssituation der österreichischen Wasserwirtschaft beruht auf den topografischen und geografischen Gegebenheiten des Landes, die ein Mosaik an verschiedenen Einzugsgebieten und Gewässerökosystemen ergeben. Neben der räumlichen Variabilität unterliegt die Ressource Wasser auch zeitlichen Veränderungen.

Die Gewässer Österreichs unterliegen vielfältigen Nutzungen und anderen menschlichen Einflüssen, die Auswirkungen auf die Qualität und Quantität des Wassers haben. Zu den Zielen der Wasserwirtschaft gehört es, einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer sowie einen guten chemischen und mengenmäßigen Zustand des Grundwassers zu erhalten oder zu erreichen und eine Verschlechterung zu verhindern. Nicht nur die Nutzung der Gewässer sondern auch die Nutzung des Umlandes haben Auswirkungen auf den qualitativen Zustand.

Die Aufgaben der Wasserwirtschaft und des Gewässerschutzes sind der Schutz des Wassers, der Schutz vor dem Wasser und die Nutzung des Wassers. Um den verschiedenen Ansprüchen der einzelnen Bereiche gerecht zu werden, wird – vor allem angesichts der Herausforderung des Klimawandels – eine integrative, interdisziplinäre und robuste Wasserwirtschaft angestrebt.

In der Wasserwirtschaft und im Gewässerschutz selbst gibt es nur wenige THG-Minderungsmöglichkeiten (vgl. Abschnitt 2.4.1), während es vielfältige Adaptionsmöglichkeiten in Bezug auf qualitative und quantitative Änderungen des Klimas gibt (vgl. Abschnitt 2.4.2). In einigen Bereichen sind Adaptionsmaßnahmen schon heute Teil der Wasserwirtschaft, die mit einer hohen natürlichen Variabilität und einer großen Schwankungsbreite hydrologischer Variablen zurecht kommen muss.

2.4.1 THG-Minderung im Bereich der Wasserwirtschaft

Die Möglichkeiten zur THG-Reduktion durch Wasserkraft in Österreich werden im AAR14 in Band 3, Kapitel 3 (Energie und Verkehr) behandelt. Ein weiterer Ausbau der Wasserkraft kann ökologische und flussmorphologische Auswirkungen, wie zum Beispiel eine Beeinträchtigung der Gewässerstrukturen und der Habitatqualität oder einen negativen Einfluss auf die Fischpassierbarkeit und Feststoffdurchgängigkeit haben. Derartige Auswirkungen sind nach den Vorgaben der EU-

WRRL (Verschlechterungsverbot bzw. Verbesserungsgebot) und des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans hintanzuhalten (Habersack et al., 2012). Eine integrative, österreichweite Strategie kann dazu beitragen, energiewirtschaftliche, ökologische und gesellschaftliche Zielsetzungen gemeinsam zu erreichen (Habersack et al., 2011a).

Treibhausgas-Emissionen aus Staubecken

Die Wasserkraft ist THG-arm aber nicht THG-neutral (Barros et al., 2011; DelSontro et al., 2010; Eugster et al., 2011; Guérin et al., 2006; St. Louis et al., 2000; Wehrli, 2011; Tremblay et al., 2004). Bei Messungen an verschiedenen Staubecken, die der Wasserkraftgewinnung dienen, sowohl in den gemäßigten als auch in den tropischen Zonen, wurden THG-Emissionen im Bereich von 220–4460 mg/m²/Tag CO₂ bzw. 3–1140 mg/m²/Tag CH₄ gemessen (St. Louis et al., 2000). Die Emissionen gehen auf den Abbau organischer Substanzen zurück, die vor dem Einstau im Staubecken vorhanden waren (z. B. im Boden, Pflanzenreste) oder in diesen eingetragen werden (z. B. organische Schwebstoffe).

Faktoren, die die Emissionsmengen aus dem Stauraum beeinflussen, sind das Alter des Stauraums, dessen Standort (Breitengrad, Seehöhe, etc.), die Wassertemperatur und der zur Verfügung stehende Gehalt an organischen Stoffen (z. B. durch Eutrophierung) sowie deren Abbaubarkeit (Barros et al., 2011; DelSontro et al., 2010; St. Louis et al., 2000). Ebenfalls von Bedeutung sind die Druckänderung durch die Atmosphäre und Schwankungen des Wasserstandes (Eugster et al., 2011). Die Emissionen verringern sich mit abnehmenden organischen Substanzen, zunehmendem Breitengrad, abnehmender Wassertemperatur, zunehmendem Alter und höheren Drücken (atmosphärisch und Wasserdruck). Zudem ist das Verhältnis von CH₄- zu CO₂-Emissionen in den gemäßigten Zonen kleiner als in den Tropen (Barros et al., 2011).

Zu Emissionen aus Staubecken in Österreich gibt es derzeit keine Untersuchungen; die folgenden Aussagen beruhen auf allgemeinen Überlegungen auf Grund internationaler Untersuchungen und können bis zum Vorliegen von österreichspezifischen Messungen nicht als gesichert angesehen werden. Da sich die meisten Speicherkraftwerke in alpinen Bereichen befinden und die überflutete Breite von Stauräumen bei Laufkraftwerken eher gering ist, ist zu vermuten, dass die Emissionen aufgrund der Größe der überstauten Bereiche bzw. der Menge des organischen Materials eher gering sind, der Eintrag von außen jedoch eine Rolle spielen könnte. Zudem wird auf Grund des allgemein guten Gewässerzustandes (geringe organische Verschmutzung der Gewässer in Folge einer flächende-

ckenden Abwasserentsorgung sowie nur punktuell vorhandene Eutrophierungsprobleme) in jenen Gewässern, die für eine Wasserkraftnutzung in Frage kommen, das Potenzial für die THG-Emission als gering eingeschätzt. Weiters ist aufgrund geringerer Wassertemperaturen in höheren Lagen der Abbauprozess verlangsamt – dieser könnte mit der Klimaänderung und dem damit verbundenen Anstieg der Wassertemperatur aber zunehmen.

Bei der Bilanzierung der Wasserkraft in Bezug auf die CO_2 -Neutralität sind nicht nur die Emissionen aus den Staubecken zu beachten, sondern auch der Verlust an Kohlenstoffsinken, welche durch Überflutungen nicht mehr zur Verfügung stehen (St. Louis et al., 2000). Um etwaige Emissionen zu vermindern, ist bei Neuanlagen vor allem der Standort (vorhandene Biomasse/Landnutzung, Wassertemperaturen/Seehöhe/Breitengrad, Menge möglicher organischer Einträge, etc.) entscheidend. Da auch Wasserspiegelschwankungen Einfluss auf die Produktion von CO_2 und CH_4 haben können, können die Emissionen durch eine geeignete Betriebsweise der Wasserkraftwerke vermindert werden. Insgesamt wird das THG-Minderungspotenzial bei THG-Emissionen aus Staubecken als gering eingeschätzt.

THG-Reduktion in der Siedlungswasserwirtschaft

THG-Emissionen in der Siedlungswasserwirtschaft erfolgen in den Systembereichen Kanalisation und Kläranlagen. Hingegen entstehen durch die Trinkwasserversorgung selbst keine relevanten Mengen an THG.

Auf dem Weg von der Sammlung der Abwässer aus Haushalten, Gewerbe und Industrie zur Reinigung in Kläranlagen findet in Abhängigkeit von zahlreichen Rahmenbedingungen (Abwasseranfall, Gefälle, Aufenthaltszeit, Fremdwasseranteil, Kanallänge, Freispiegelleitung, Druckleitung, Trennsystem; Mischsystem, Redoxbedingungen, etc.) ein biologischer Vorabbau in der Kanalisation statt. An relevanten THG entstehen dabei CH_4 , CO_2 sowie potentiell N_2O . Über tatsächlich entstehende Mengen und eine Extrapolation auf Österreich gibt es keine Untersuchungen; belastbare Zahlen dürften auf Grund der Heterogenität der relevanten Rahmenbedingungen nur schwer zu erheben sein. Eine gewisse THG-Minderung im Bereich der Kanalisation ist jedoch als Nebeneffekt von Maßnahmen zur Geruchsbekämpfung (CH_4 -Reduktion durch Verminderung ausgedehnter anaerober Zustände) und zur Vermeidung von Fremdwasserzutritten anzunehmen.

In Kläranlagen entsteht im Zuge des biologischen Abbaus organischer Verbindungen durch aerobe Atmung CO_2 , das zu > 95 % (McInnes, 1996) systembedingt in die Atmosphäre weitergeleitet wird. Dies erfolgt durch die Belüftungssysteme,

welche den für den Abbau notwendigen Sauerstoff in das System eintragen und dadurch das parallel gebildete CO_2 freisetzen. Die produzierte Menge an CO_2 hängt primär von der anfallenden, zu reinigenden Schmutzfracht der Kläranlage ab. Für die tatsächlich emittierten Mengen sind zudem auch Temperatur, Kläranlagenbelastung, Wasserhärte, pH-Wert, Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht sowie die Kohlenstofffixierung durch Bakterien, die eine Nitrifikation von Ammonium im Abwasser bewerkstelligen, von Bedeutung. Auch bei der Stickstoffentfernung (Denitrifikation von NO_3 zu gasförmigem N_2) entsteht stöchiometrisch CO_2 , das aus den daran anschließenden belüfteten Anlagenteilen freigesetzt wird. In Hinblick auf eine Verringerung der CO_2 -Emissionen aus Kläranlagen besteht systembedingt kein Potenzial, da die gebildeten Mengen quantitativ von der abzubauenen Schmutzfracht abhängen und eine Verminderung nur durch eine Verringerung des aeroben, anoxischen und anaeroben bakteriellen Abbaus organischer Verbindungen möglich wäre, was der zentralen Aufgabe der Abwasserreinigung – der Entfernung organischer Verschmutzungen – diametral entgegenstehen würde.

Ähnlich der Kanalisation führen jedoch bereits laufende Maßnahmen zur Energieoptimierung in Abwasserreinigungsanlagen indirekt auch zu einer Verminderung der mit Energieversorgung verbundenen THG-Emissionen. Besonders für große Anlagen (> 50 000 EW) ist es möglich, im Jahresmittel energieautarke Kläranlagen zu realisieren (Svardal und Kroiss, 2011), die ihre Energie aus dem zu reinigenden Abwasser selbst beziehen. In der Hauptkläranlage Wien wurde die Projektstudie EOS (Energie-Optimierung Schlammbehandlung) durchgeführt, die eine Verringerung der CO_2 -Emissionen um ca. 40 000 t/Jahr erreichen soll (Svardal et al., 2012). Eine Verminderung der biologischen CO_2 -Emissionen aus Kläranlagen wird in diesen Fällen durch – auch für kleinere Abwasserreinigungsanlagen in der Größenordnung von 10 000 EW vermehrt angedachte – Biogasanlagen zur anaeroben Umwandlung von organischem Kohlenstoff in Methan und anschließender Verstromung zur Energieversorgung der Kläranlage erreicht. Hierbei handelt es sich letztlich um eine Verlagerung des CO_2 -Stoffstroms aus der biologischen Atmung in eine technische Schiene (Verstromung von Biogas) mit dem Vorteil einer energetischen Nutzung. Das im Zuge der Biogasproduktion entstehende Methan (CH_4) wird in einem geschlossenen System gehalten und gelangt somit nicht in die Atmosphäre. CH_4 kann bei unsachgemäßem Betrieb auch aus Vorklärungsstufen freigesetzt werden.

N_2O -Emissionen können als Nebenprodukt sowohl bei der Nitrifikation (Umwandlung von Ammonium (NH_4) in Nitrat (NO_3)) als auch bei der Denitrifikation (Abbau von

Nitrat (NO_3^-) zu Stickstoffgas (N_2)), als Nebenprodukte anfallen. Da nur in belüfteten Becken ein effizienter Gasaustausch erfolgt, wird Lachgas (N_2O) primär aus aeroben Becken emittiert. Angaben zu emittierten Mengen liegen bei 1–35 % des entfernten Stickstoffs (Kampschreura et al., 2009). Ein Forschungsprojekt zur Erhebung des Reduktionspotenzials bei den N_2O -Emissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes (ReLaKO, IWAG-TU, 2012) widmet sich hier detailliert der Thematik. Neben der Erhebung belastbarer Zahlen für die N_2O -Produktion im Rahmen der Abwasserreinigung werden in diesem Projekt auch konkrete Handlungsanweisungen für eine Reduktion der Emissionen von N_2O durch eine optimierte Betriebsführung der Denitrifikation erarbeitet. Verfahren der Denitrifikation, die auf die Zugabe externer Kohlenstoffquellen angewiesen sind (nachgeschaltete Denitrifikation), führen stöchiometrisch zur Bildung von zusätzlichem CO_2 . Da derartige Verfahren in Österreich jedoch (im Gegensatz etwa zu Deutschland) in kommunalen Anlagen nicht im Einsatz sind, besteht diesbezüglich kein THG-Minderungspotenzial.

2.4.2 Anpassungsmaßnahmen in der Wasserwirtschaft und im Gewässerschutz

Hochwasser

Aufgrund der Schwierigkeiten und Unsicherheiten, die bei der Modellierung von zukünftigen, klimaveränderten Abflüssen, also etwa einer Veränderung der Wasserführung der Flüsse, auftreten (Hennegriff et al., 2006), gelten die Aussagen über den Hochwassertrend als eher unsicher (vgl. Band 2, Kapitel 2). In den vorhandenen Klimastudien (Blöschl et al., 2008, 2011, Formayer und Kromp-Kolb, 2009a, b; Fuchs, 2005; Habersack et al., 2011a, Holzmann et al., 2010, Nachtnebel, 2008) reicht die Bandbreite der Szenarien für österreichische Einzugsgebiete (EZG) in diesem Jahrhundert von einer Abnahme bis zu einer Zunahme von Hochwässern, wobei hier zwischen saisonalen Verschiebungen sowie Aussagen über Intensitäten zu unterscheiden ist.

Zur Verringerung des Hochwasserrisikos können folgende Maßnahmen beitragen:

- Maßnahmen im Zusammenhang mit passivem und aktivem Hochwasserschutz sowie Landnutzungsänderungen: Vom Umweltbundesamt (2010a, b) werden robuste Maßnahmen, wie z. B. die Schaffung von Retentionsräumen und der Aufbau von Hochwasserwarnungen, vorgeschlagen, um Hochwässer schadlos abzuführen bzw. rechtzeitig für mobilen

Hochwasserschutz zu sorgen. Eine weitere Maßnahme beinhaltet die Schaffung von rechtlichen Elementen, die für den Rückhalt geeignete Flächen freihalten und somit zur Retention der Hochwasserwelle beitragen können. Hierfür ist eine fachlich fundierte Untersuchung und Bewertung von Überflutungsflächen anzustreben (Habersack et al., 2008, 2010). Neben der Klimaänderung können Landnutzungsänderungen einen großen Einfluss auf die Hochwasserentstehung haben (Habersack et al., 2009). Vor allem in kleinen Einzugsgebieten kann der Einfluss größer sein als der des Klimawandels (Habersack et al., 2011a). Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass sich durch eine veränderte Landnutzung eine Änderung des Abflussbeiwertes und somit des Abflusses ergibt und dass Versiegelungen und Verbauungen das Hochwasserrisiko erhöhen.

- Veränderung/Aktualisierung von Hochwasserbemessungswerten (z. B. Durchfluss):

Eine Anpassung an veränderte Hochwasserrisiken erfordert einerseits eine Überprüfung und Aktualisierung der Bemessungswerte (z. B. HQ100, d. h. Hochwasser, das einmal in 100 Jahren erreicht oder überschritten wird), andererseits eine Verbesserung der Datenbasis (Umweltbundesamt, 2010b). In Bayern und Baden-Württemberg wurde ein Klimaänderungsfaktor eingeführt, der für Neubauten von Hochwasserschutzanlagen den Bemessungswert dahingehend verändert/erhöht, dass zukünftige Klimaänderungen berücksichtigt werden können (KLIWA, 2006). Der Klimaänderungsfaktor variiert je nach Region und Jährlichkeit des Bemessungswertes von 1,00 bis 1,75. Derzeit ist laut Blöschl et al. (2011) für Österreich aber keine Änderung der Bemessungswerte, wie in Deutschland vorgeschlagen, nötig, da die Unsicherheiten bei der Ermittlung der Bemessungswerte größer sind als die Veränderungen durch den Klimawandel.

Niederwasser

In den Alpen Österreichs werden die Abflüsse bei Winterniederwasser wegen höherer Lufttemperaturen deutlich erhöht, was als positiv zu betrachten ist. In den Flachlandregionen Ost- und Südosterreichs kann eine Abnahme der Abflüsse bei Niederwasser eintreten (vgl. Band 2, Kapitel 2). Mit dem Auftreten von Niederwasser sind nicht nur quantitative Probleme, wie z. B. mangelnde Versorgungssicherheit, Einschränkungen in der Transportkapazität an Flüssen (BAFU, 2012; Koetse und Rietveld, 2009), sondern auch qualitative Veränderungen wie z. B. der Gewässertemperatur, verbunden (vgl. Band 2, Kapitel 2 und Kapitel 3).

Die Auswirkungen von Niederwasser können durch Wasserentnahmen, z. B. für die Energieerzeugung, Bewässerung oder für die Verwendung als Kühlwasser, verstärkt werden. Durch das geringe Abflussvolumen bei Niederwasser verschärfen sich Probleme bei der Einleitung von Abwässern. Ein Beispiel dafür ist eine geringere Verdünnung der Abwässer und somit höhere Immissionskonzentrationen (Kreuzinger und Kroiß, 2011).

Folgende Anpassungen der Wasserwirtschaft an vermehrtes Auftreten von Niederwasser sind möglich:

- Generelle Anpassungen an Niederwasser:

Im Falle eines vermehrten Auftretens von Niederwasser sind wasserwirtschaftliche Maßnahmen, wie Frühwarnsysteme, Speicherbewirtschaftung zur Aufhöhung von Niederwasser, Eingriffe in bestehende Wasserrechte (Einschränkungen in der Entnahme/Nutzung oder Einleitung, etc.), denkbar (Blöschl et al., 2011).

- Anpassung der Anforderungen an die Einleitung von Abwässern:

Eine Bewertung der Auswirkungen von Kläranlagen und Mischwasserentlastungen auf Gewässer erfolgt bereits heute nach dem kombinierten Emissions-Immissionsansatz unter Berücksichtigung des Zustands und des Zielzustands der empfangenden Gewässer. Relevante Faktoren sind dabei einerseits direkt wirkende Faktoren (sauerstoffzehrende, toxische, eutrophierende Substanzen) aber auch sekundär andere Faktoren beeinflussende Parameter (Temperatur – Sauerstofflöslichkeit; pH-Werte – Dissoziationsgleichgewichte). Für Vorfluter, in denen abnehmende Niederwässer erwartet werden können, ist zur Verminderung des Eutrophierungspotenzials eine über das heutige Maß hinausgehende Phosphor-Entfernung (z. B. auf 0,5 mg/l Gesamtphosphor) auf Kläranlagen jedenfalls sinnvoll und auch umsetzbar (Blöschl et al., 2011). Im Falle einer geringen Verdünnung der gereinigten Abwässer infolge einer reduzierten Wasserführung kann es zudem zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen kommen (der Kläranlagenablauf weist verfahrenstechnisch bedingt Sauerstoffwerte weit unter der Sättigung auf). Dem kann durch eine Vorbelüftung des Kläranlagenablaufs einfach entgegengewirkt werden. Ein weiterer wichtiger Aspekt verminderter Abflüsse in den Vorflutern liegt im geringeren Verdünnungspotenzial für Spurenstoffe, die in Kläranlagen nicht oder nur teilweise entfernt werden können, wie Industriechemikalien, pharmazeutische Wirkstoffe oder andere Stoffe im Konzentrationsbereich von wenigen Mikrogramm oder Nanogramm pro Liter. In diesem Fall werden zurzeit weitergehende Reinigungsschritte mit Hilfe von Ozon oder Aktivkohle zur Emissionsverminderung untersucht

(Kreuzinger und Schaar, 2012), die lokal die Gewässergüte verbessern könnten. Derartige zusätzliche Reinigungsschritte sind allerdings mit einem zusätzlichen Energieeinsatz verbunden.

- Anpassung der Ausleitung für Wasser und die Restwasserproblematik:

Wasserentnahmen stellen eine Belastung dar, wenn die Restwassermenge unterhalb der Entnahme nicht ausreichend ist (Habersack et al., 2011a). Dies kann vor allem bei extremen Niederwässern erreicht werden. Es ist daher ein ökologisch erforderlicher Mindestwasserabfluss nötig, der auch bei Niederwasser eingehalten wird. Um dies zu erreichen, kann ein Eingriff in bestehende Wasserrechte sowohl bei Kraftwerksbetreibern als auch bei anderen Nutzern notwendig sein (Blöschl et al., 2011).

- Anpassung der Schifffahrt an eine vermehrt auftretende Niederwasserführung:

Um die Auswirkungen von vermehrt auftretendem Niederwasser auf die Schifffahrt zu minimieren, schlägt das BAFU (2012) punktuelle Maßnahmen an Wasserstraßen sowie die Ausschöpfung technischer Möglichkeiten im Schiffbau vor. Als punktuelle Maßnahmen werden die Beseitigung von lokalen Hindernissen sowie die Vertiefung der Fahrwasserrinne genannt. Ein weiteres Instrument um die Transportkapazitäten während Niederwassersituationen zu optimieren, ist die Verbesserung der 4–5 Tages-Wasserstandsvorhersagen für schiffbare Flüsse.

Anpassung an ein erhöhtes Geschiebe- und Schwebstoffpotenzial

Durch den Klimawandel ist ein erhöhtes Geschiebe- und Schwebstoffpotenzial in Gewässern zu erwarten (vgl. Band 2, Kapitel 4). Infolge eines modifizierten Feststoffhaushalts können Veränderungen des Transportregimes und der Gewässermorphologie hinsichtlich Gewässerbreite, Wasserführung, Fließgeschwindigkeit, Gefälle und Sohlschubspannung auftreten (Habersack et al., 2011a).

Neben diesen Veränderungen sind auch technische Probleme (Verlegung von Rechen, Abrasion an Turbinen, etc.), Sicherheitsprobleme (Standicherheit, gesteigertes Hochwasserrisiko, etc.), ökonomische Probleme (Reduktion der Stromerzeugung durch Verringerung des nutzbaren Stauraumvolumens, Betriebsunterbrechungen während Reparatur- und Instandhaltungsmaßnahmen, etc.) und ökologische Probleme (Verstopfung des Schotterlückenraums mit feinen Sedimenten, die die Wasserdurchlässigkeit verringern (Kolmation),

Stauräumspülungen, etc.), die durch den erhöhten Sedimentinput entstehen, zu bedenken (Habersack et al., 2011a, Habersack und Schneider 2001).

Aufgrund der unterschiedlichen Verhaltensweisen von Schwebstoffen und Geschiebe ist bei der Beurteilung der Auswirkungen und folglich auch bei den Adaptionsmöglichkeiten der Wasserwirtschaft an geänderte Geschiebe- und Schwebstoffpotenziale eine getrennte Behandlung sinnvoll (Habersack und Schneider, 2001). Durch die Erhöhung des Schwebstoffeintrags in das Gewässer kann es in Bereichen mit geringen Fließgeschwindigkeiten zu Ablagerungen und schnellerer Verlandung kommen. Ablagerungen von Feinsedimenten in und auf größerem Substrat können zur Kolmation führen, wodurch der Wasseraustausch zwischen Fluss und Flusssohle verringert und eine ausreichende Sauerstoffversorgung von im Substrat lebenden Organismen erschwert wird (Bilotta and Brazier, 2008; Jungwirth et al., 2003). Zudem kann es durch die geringere Sauerstoffversorgung zum Absterben von Fischeiern und -larven kommen. Insgesamt wird durch die Feinmaterialablagerung die Qualität einer Kies-/Schotterbank als Laichhabitat für Fische beeinträchtigt.

Erhöhte Ablagerungen treten vor allem im Bereich von Stauanlagen und Speichern auf und können dort zu gravierenden Problemen führen. Die weltweit mittlere Verlandungsrate von Stauräumen wird bis heute auf etwa 0,8 %/Jahr geschätzt (Schleiss et al., 2010). Wie schnell sich die Ablagerungen zu einem Problem für den Betrieb und die Sicherheit von Speichern entwickeln, ist abhängig von der Größe und dem Typ des Speichers (Habersack und Schneider, 2001) aber auch der klimatischen Lage, der Konzeption des Bauwerks (Schleiss et al., 2010) und der Stauraubewirtschaftung (Habersack et al., 2002). Kleine Speicher haben aufgrund der kurzen hydraulischen Verweilzeit eine geringe Auffangeffektivität. Bei großen Speichern führt der genügend große Totraum dazu, dass auch bei langjähriger Sedimentation keine Auswirkung auf den Betrieb auftreten. Am gefährdetsten sind Tages- oder Wochenspeicher, bei denen es aufgrund der längeren Verweilzeiten zum Absinken der Schwebstoffe kommen kann und die keinen ausreichend großen Totraum besitzen (Habersack und Schneider 2001).

Neben den Ablagerungen können aber auch die erhöhten Feststoffkonzentrationen an sich ökologische Probleme hervorrufen. Erhöhte Konzentrationen stellen für Fische und Makrozoobenthos (größere, d.h. mit freiem Auge erkennbare, bodenlebende Tiere) eine Sichtbehinderung dar, die sich auf die Nahrungsaufnahme auswirken kann (Harvey und White, 2008). Bei Fischen und Invertebraten kann eine erhöhte Schwebstoffkonzentration zur Schädigung der Atemwege führen, sie setzt die Tiere einem höheren Stress-

faktor aus (Bilotta and Brazier, 2008; Jungwirth et al., 2003; Schmutz, 2003) und hat durch eine Substratveränderung Auswirkungen auf Laicherfolge der Fische und den unmittelbaren Lebensraum von Makrozoobenthos. Zudem kann es auch zum Ablösen von Algen und Makrozoobenthos vom Substrat kommen, wodurch sich Auswirkungen auf die Nahrungskette ergeben.

Die Wirkung der Schwebstoffe auf die Gewässerfauna ist jedoch nicht alleine von der Konzentration abhängig. Ausschlaggebend für die Größenordnung sind neben der Konzentration auch die Dauer, die geochemische Zusammensetzung und die Korngrößenverteilung der transportierten Sedimente (Bilotta und Brazier, 2008), aber auch der Auftrittszeitpunkt in Abhängigkeit vom Entwicklungszustand z. B. von Fischlarven und Jungfischen (Eberstaller et al., 2008). Erhöhte Geschiebeeinträge führen unter anderem zu Auf- und Verlandungen und können zu erhöhtem Hochwasserrisiko beitragen. Andererseits sind Geschiebeeinträge in gewissem Maße notwendig, um morphologische Strukturen und damit Habitate zu erhalten.

Folgende Adaptionen zur Anpassung der Wasserwirtschaft an ein erhöhtes Geschiebe- und Schwebstoffpotenzial sind möglich:

- Verminderung des Schwebstoff- und Geschiebeeintrages durch Maßnahmen im Einzugsgebiet:

Grundsätzlich ist die Minderung des Eintrages durch Maßnahmen im Einzugsgebiet eine Adaption an erhöhte Sedimentpotenziale. Hierunter fallen z. B. Erosionsschutz durch Bepflanzungen und Hangstabilisierungen, Geschieberückhaltebecken, Kiesfänge, Vorbecken oder Vorsperren (Schleiss et al., 2010). Allerdings führt bereits heute der Rückhalt von Geschiebe im Einzugsgebiet und ein fehlendes Sedimentkontinuum in vielen Gebieten zu negativen Auswirkungen auf die Fließgewässermorphologie, z. B. zu einer Eintiefung der Flusssohle, zu einem Verlust an dynamischen Schotterbänken und von Gewässerstrukturen (Habersack et al., 2011a; Habersack, 2009). Auch der schadlose Weiter- und Durchtransport der Feststoffe über geeignete Managementmaßnahmen stellt eine Möglichkeit der Anpassung dar.

- Anpassung der Betriebsordnung von Wasserkraftanlagen, bauliche Maßnahmen zur Verringerung der Verlandungen von Speicherseen durch Schwebstoffe:

Um erhöhten Schwebstoffeintrag in Stauräumen und daraus resultierende Probleme (z. B. Verlandung) zu verhindern, kann bei bestehenden Kraftwerken eine Änderung der Betriebsordnung oder das Setzen von baulichen Maßnahmen sinnvoll

sein. Veränderungen der Betriebsordnung sind z. B. die Entladung des Stauraums durch Spülungen, Durchleiten von Trübeströmen, Turbinieren von Schwebstoffen, Um- und Überleitungsstollen oder Baggerungen in zeitlich kürzeren Abständen (Badura und Schneider, 2008). Bauliche Maßnahmen sind z. B. Einbauten wie Unterwasserdämme, die Trübestrome zu vorzeitigem Erliegen bringen, und somit eine Ablagerung in der näheren Umgebung der Sperre verhindern (Schleiss et al., 2010). Weiters kann bei Neubauten durch Erhöhung des Totraums einem zu schnellen Verlanden entgegengewirkt werden. Welche Maßnahmen im Einzelfall effektiv sind, hängt vom Stauraum ab, wobei auch die Vermeidung von negativen ökologischen Auswirkungen auf die Unterlieger zu beachten ist.

- Maßnahmen, um Verlandungen von Stauräumen durch Geschiebe entgegen zu wirken:

Mögliche Maßnahmen sind die Installation von Vorbecken oder Vorsperren, wie sie z. B. am Speicher Sölk eingesetzt sind (Habersack und Schneider, 2001) und Baggerungen. Am nachhaltigsten wirksam wäre die Durchleitung des Geschiebes im Hochwasserfall (hier besteht allerdings noch Forschungsbedarf), was sich ökologisch positiv auf die Unterlieger auswirken würde (Eberstaller et al., 2008), locker gelagerte, unkolmatierete Schotterbänke als Laichhabitate schafft und eventuelle Sohleintiefungen minimiert (Habersack et al., 2011a).

- Anpassung der Geschiebemanagement an Änderungen im Geschiebetransport:

Da es durch erhöhte Geschiebefrachten auch zu Ablagerungen in Bereichen mit bereits erhöhtem Hochwasserrisiko kommen kann, sind die Einführung und Anpassung von Konzepten zur Geschiebemanagement an Flüssen erforderlich (Habersack et al., 2011b; GschV, 1998).

- Anpassung an ein erhöhtes Geschiebepotenzial im Bereich von Geschieberückhalteräumen und Rückhaltebecken:

Durch die größeren Einträge kann eine Anpassung der Instandhaltungsmaßnahmen bei Rückhaltebauwerken (z. B. häufigere Räumung) sinnvoll sein. Um einerseits Veränderungen in diesem Bereich festzustellen, aber auch um die Funktion für den Katastrophenschutz zu erhalten und einem möglichen Versagen der Bauwerke entgegenzuwirken, können Monitoringsysteme (z. B. Ereignisdokumentationen oder die regelmäßige Begehung und Beurteilung von Bauwerken) sinnvoll sein.

Anpassung der Wasserkraftnutzung an ein verändertes Wasserdargebot

Für die Beurteilung des Klimaeinflusses auf die Stromproduktion aus Wasserkraft sind die Veränderung des mittleren Abflusses sowie dessen saisonale Verteilung von Bedeutung. Veränderungen von Extremwerten (Niederwasser und Hochwasser) spielen für die Hochwassersicherheit der Anlage und die Ökologie der beeinflussten Fließstrecken eine Rolle. In mehreren Studien wurde die Auswirkung der Klimaänderung auf die Energieproduktion behandelt (Habersack et al., 2011a; Hänggi und Plattner, 2009; Horton et al., 2006; Kranzl et al., 2010; Lehner et al., 2005; Piot, 2005; Pirker, 2007; Vicuna et al., 2008). Es konnte festgestellt werden, dass es zu einer jahreszeitlichen Verlagerung der Produktion vom Sommer- auf das Winterhalbjahr kommen wird. Je nach angenommenem Szenario kann es zu einer Senkung der nationalen jährlichen Stromerzeugung aus Wasserkraft von 6–15 % bis zum Ende dieses Jahrhunderts kommen (Kranzl et al., 2010). Im Gegensatz dazu erwarten Blöschl et al. (2011) einen eher günstigeren Einfluss des Klimawandels auf die Wasserkraftproduktion, mit einer mittleren jährlichen Änderung von weniger als ± 5 %. Als Grundlage für die Analyse der Stromerzeugung aus Wasserkraft wurden die IPCC-Szenarien A2, B1 und A1B verwendet. Der Referenzwert für die Ermittlung der zukünftigen Änderungen wurde von Kranzl et al. (2010) mit der Periode 2011–2040 gewählt. Die prozentuellen Änderungen von Blöschl et al. (2011) beziehen sich auf die Periode 1976–2006.

Neben den Auswirkungen auf die Stromproduktion untersuchten Habersack et al. (2011a) auch die Vulnerabilität verschiedener Wasserkraftwerkstypen auf die Auswirkungen des Klimawandels. Insbesondere große Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke wurden – im Gegensatz zu Laufkraftwerken – als eher robust eingestuft, da sie durch ihre Speicherkapazität je nach Speicherfüllungsgrad Abflussschwankungen puffern und damit auch zur Senkung von Hochwassergefährdungen beitragen können (siehe auch Kranzl et al., 2010; Austroclim, 2008). Im Allgemeinen nimmt die hochwasserdämpfende Wirkung von Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken zu, je größer die Pufferkapazität im Verhältnis zum Abfluss ist (OcCC, 2007). Bei Laufkraftwerken hingegen können klimabedingte Hochwasserzunahmen zu Betriebsbeeinträchtigungen (Habersack et al., 2011a) und zu einem erhöhten Zerstörungsrisiko führen, wie etwa im Fall der Zerstörung des Kraftwerks Reutte im Jahr 2005 (Habersack et al., 2009).

Zunahmen von Niederwasser führen bei Wasserkraftanlagen meist zu negativen Auswirkungen auf die Ökologie der Unterwasser- und Ausleitungsstrecken (z. B. Restwasserprob-

lematik) und auf die Stromproduktion. Weiters kann es durch Klimaänderungen zu Hanginstabilitäten und damit zu plötzlichen Materialeinträgen in Speicherbecken kommen, welche Schwallwellen auslösen und verheerende Zerstörungen zur Folge haben können (Hauenstein, 2008).

Folgende Anpassungen der Wasserkraftnutzung an ein verändertes Wasserdargebot sind möglich:

- Anpassung der Wasserkraftnutzung zur Erhöhung der Versorgungssicherheit in der Energieversorgung:

Blöschl et al. (2011) gehen von günstigen Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserkraftpotenzial aus, wodurch kein Handlungsbedarf im Bereich der Stromerzeugung aus Wasserkraft gesehen wird, während andere Studien einen Rückgang von 15 % für möglich halten (Kranzl et al., 2010). Bei einem zukünftigen Ausbau der Wasserkraft ist zu bedenken, dass Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke mit größerem Speichervermögen und Laufkraftwerke an größeren Flüssen tendenziell bessere Nutzungsgrade aufweisen (Pöyry Energie GmbH, 2008). Zudem werden Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke generell als weniger vulnerabel gegenüber dem Klimawandel eingestuft. Zur Erzielung einer sinnvollen und nachhaltigen Entwicklung der Wasserkraft ist jedoch eine integrative Lösung im gemeinsamen Dialog mit Entscheidungsträgern zu empfehlen (Ausgleich zwischen Klimawandel, Energiewirtschaft und Ökologie); außerdem sind die Grenzen des verfügbaren Wasserkraftpotenzials in Österreich sowie des Vorhandenseins von naturbelassenen Flüssen zu bedenken (Habersack et al., 2011a).

- Schutz der Kraftwerke vor klimabedingten Naturereignissen, z. B. Hochwasser:

Der schadlosen Bewältigung von Hochwässern ist mit einer geeigneten Betriebsweise oder mit baulichen Veränderungen beizukommen. Voraussetzungen dafür sind die Vorhersage von Ereignissen und die Ausführung von damit verbundenen Maßnahmen wie der Absenkung des Stauziels (Habersack et al., 2011a).

Anpassung in der Fischereiwirtschaft

Eine wichtige Strategie der Klimaanpassung hinsichtlich Fischlebensgemeinschaften stellt die Stärkung der Resilienz (Störungstoleranz) der Ökosysteme durch Verminderung weiterer menschlicher Eingriffe und Verbesserung der aktuellen Lebensraumbedingungen dar. Dadurch können Fischpopulationen gestärkt werden, wodurch sie den Folgen der Klimaänderungen besser standhalten können (vgl. Band 2, Kapitel 3).

Während 95 % der österreichischen Seen keine ökologischen Defizite aufweisen, gelten 63 % der österreichischen Fließgewässer als beeinträchtigt. Die Ursachen dafür sind vor allem hydromorphologische Belastungen durch Fließgewässerregulierung und -verbauung sowie durch die Wasserkraftnutzung. Zu möglichen Sanierungsmaßnahmen zählen der Bau von Fischwanderhilfen, die Abgabe ökologisch verträglicher Restwassermengen, eine Dämpfung der durch Spitzenstromerzeugung verursachten Schwälle, Flussrevitalisierungen und Restrukturierungen (BMLFUW, 2010).

Dabei sind Wechselwirkungen mit anderen Maßnahmen zu berücksichtigen. So bewirkt z. B. der Ausbau der Wasserkraft als Beitrag zur Erhöhung der erneuerbaren Energieträger eine weitere Verschlechterung des ökologischen Zustands der Fließgewässer (vgl. Band 2, Kapitel 2). Der umfassenden Abwägung von ökologischen Interessen mit jenen von Klimaschutz und Energiewirtschaft kommt dabei große Bedeutung zu (Habersack et al., 2011b), etwa indem jene Wasserkraftwerke prioritär umgesetzt werden, die einen signifikanten Beitrag zum Klimaschutz leisten und gleichzeitig möglichst geringe ökologische Schäden verursachen (Schmutz et al., 2010).

Eine Maßnahme zur Abschwächung der Wassertemperaturzunahmen infolge des Klimawandels stellt die Erhaltung und Wiederherstellung von flussbegleitendem Uferbewuchs dar (vgl. Band 2, Kapitel 2). Der Uferbewuchs verringert vor allem bei kleineren Fließgewässern über die Beschattung die Sonneneinstrahlung und reduziert somit insbesondere im Hochsommer die Temperaturspitzen. Das gesamte Gewässernetz der österreichischen Fließgewässer umfasst ca. 100 000 km, wovon 13 % große Flüsse, 32 % mittelgroße Bäche und 56 % kleine Bäche sind. Aufgrund der Überzahl an kleinen Bächen wirken sich dort umgesetzte Maßnahmen auch auf die flussabliegenden größeren Bäche und Flüsse positiv aus.

Das Projekt Bioclic⁷ zielt darauf ab, Minderungseffekte der Ufervegetation und deren Auswirkungen auf Fischnährtiere und Fischgesellschaften betreffend des Klimawandels zu erforschen und Empfehlungen für das Gewässermanagement abzuleiten (Holzapfel et al., 2012). Aufgrund der Klimaerwärmung ist mit einer Änderung der Fischfauna in Seen und Fließgewässern zu rechnen (vgl. Band 2, Kapitel 3).

Wie eine Untersuchung von Hauer et al. (2013) zeigt, hat die Flussmorphologie, insbesondere die Strukturierung im Längsprofil (z. B. Kolk-Furt Sequenzen), großen Einfluss auf die Auswirkung von Temperaturänderungen auf die Habitatverfügbarkeit und Wandermöglichkeit von Fischen. Dies deutet darauf hin, dass durch geeignete Strukturierungsmaß-

⁷ <https://forschung.boku.ac.at>; <http://bioclic.boku.ac.at/index.php>

nahmen bzw. die Erhaltung naturnaher Gewässerstrukturen die Auswirkung des Klimawandels auf die Fische gemindert werden kann.

Die Bewirtschaftung der Gewässer durch Fischerei ist an diese Veränderungen anzupassen. Am stärksten betrifft das die Unterläufe der Forellengewässer. Allerdings liegen hierzu bisher nur wenige Untersuchungen vor. Anpassungen können auch im Bereich von Aquakulturen sinnvoll sein, um mit veränderten Wassertemperaturen und hydrologischen Bedingungen umgehen zu können.

Anpassungen der Siedlungswasserwirtschaft an ein geändertes Wasserdargebot

Neunteufel et al. (2012) untersuchten im Detail den Wasserbedarf für die Trinkwasserversorgung von Haushalten. Neben einer Analyse der Verbrauchsdaten unterschiedlicher Bevölkerungsgruppen werden auch saisonale Abhängigkeiten und zukünftige Entwicklungen thematisiert. Vor allem durch die Verwendung wassersparender Geräte und Installationen (Waschmaschinen, Geschirrspüler, WC-Spülungen, etc.) kam es in den letzten 30 Jahren in Österreich regional unterschiedlich zu einer Reduktion des Wasserbedarfs von etwa 200 Liter pro Person und Tag auf heute 130 Liter pro Person und Tag. Am deutlichsten mit der Temperatur gekoppelt ist der Wasserbedarf für Gartenbewässerung, Befüllung von Schwimmbädern oder Autowaschen im ländlichen Bereich. Es kann erwartet werden, dass diese Verbrauchskomponenten durch eine Zunahme der Temperaturen zukünftig ansteigen werden.

Stärker als eine Zunahme des Wasserbedarfs könnten sich eine klimabedingte Verminderung von Niederschlägen sowie sinkende Grundwasserneubildungsraten und Quellschüttungen und damit eine Reduktion der Rohwasserverfügbarkeit auf die Sicherheit der Trinkwasserversorgung auswirken. Von einem generellen Mangel an Rohwasser für eine gesicherte Trinkwasserversorgung muss dennoch nicht ausgegangen werden (Blöschl et al., 2011; De Toffol et al., 2009). Insbesondere kleinräumig strukturierte Versorgungseinheiten weisen eine hohe Abhängigkeit von lokalen Veränderungen der Rohwasserverfügbarkeit, geringe Redundanzen für Rohwasserentnahme und gleichzeitig hohe Spitzenfaktoren für die Bemessung der Versorgung auf, sodass kleine Einheiten im Gegensatz zu großen Versorgungseinheiten eine höhere Vulnerabilität aufweisen. Speziell in Gebieten mit schwach ausgeprägten, nicht zusammenhängenden Grundwasserkörpern, wie im Kristallin oder Flysch, ist dies zu berücksichtigen. Das betrifft nicht nur die quantitativen Aspekte, sondern trifft auch in Hinblick auf qualitative Defizite zu, wenn Extremereignisse die Rohwasser-

qualität negativ beeinflussen. So können etwa Starkregen zu Überflutungen von Brunnen führen, was zum Eintrag von Bakterien führt und somit die hygienischen Bedingungen negativ beeinflusst. Die Vernetzung der v.a. kleinen ländlichen Versorgungseinheiten untereinander und mit größeren Versorgern stellt somit eine wesentliche Adaptionsstrategie zur Gewährleistung einer zukünftigen Versorgungssicherheit dar. Auf die Möglichkeit einer Nutzung unterschiedlicher, unabhängiger Rohwasserquellen ist jedoch auch seitens größerer Versorgungseinrichtungen zu achten (Blöschl et al., 2011).

Für Nutzungen, die eine im Vergleich zu Trinkwasser geringere Qualität erfordern und für die signifikante Wassermengen verwendet werden (z.B. Golfplätze, öffentliche Grünanlagen, Straßenreinigung), kann eine Wiederverwendung von entsprechend gereinigten Abwässern dort überlegt werden, wo sie wesentlich zur Steigerung der Versorgungssicherheit der Haushalte beitragen kann (Blöschl et al., 2011).

Für die Bemessungen von Einrichtungen der Kanalisation sind Veränderungen in der Nutzung bedeutsamer als klimatisch bedingte Veränderungen (Kleidorfer et al., 2009; Ulrich et al., 2013). Demographische und wirtschaftliche Entwicklungen, Flächenversiegelung, bedrohte Infrastruktur und Sicherheitsbedürfnisse sind hier die zentralen Aspekte für die Bemessung und Planung. Veränderungen der Höhe und zeitlichen Verteilung der Niederschläge über das Jahr haben auch eine Veränderung der Belastung der Gewässer durch Regenentlastung von Mischkanalnetzen (ein Teil des mit Regenwasser vermischen Abwassers wird direkt in das Gewässer geleitet, wenn die Kanäle die Wassermengen nicht fassen können) sowie von Regenwasserabflüssen aus den Regenwasserkämen von Trennkanalisationen zur Folge. Unsicherheiten in hydrologischen Szenarien zu Extremereignissen (Trockenzeiten, Niederschläge; Hoch- und Niederwasser) erschweren eine Abschätzung der Häufigkeit akuter Schädwirkungen auf die empfangenden Gewässer. Änderungen in relevanten Bemessungsgrößen werden bereits heute berücksichtigt, weil bestehende Planungsansätze potentielle Auswirkungen zwar nicht explizit und prognostisch, aber konzeptionell und historisch mit berücksichtigen (Blöschl et al., 2011).

Höhere Temperaturen (Umgebungs- und Wassertemperatur) wirken sich auf die Funktion von Kläranlagen grundsätzlich positiv aus. Durch die Zunahme der Temperaturen erfolgt eine Beschleunigung biologischer und kinetischer Prozesse, die vor allem Kohlenstoffabbau, Nitrifikation, Denitrifikation sowie vermehrte biologische Phosphor-Entfernung betreffen, was pro Zeiteinheit zu einer Intensivierung der Abbauprozesse führt (Blöschl et al., 2011).

Maßnahmen zur Reduktion des Sedimenteintrags in Gewässer

Änderungen von Niederschlägen und Temperatur haben direkt und indirekt wesentlichen Einfluss auf Bodenerosion und Sedimenttransport (vgl. Band 2, Kapitel 4 und 5). Sie beeinflussen die pflanzliche Biomasseproduktion, die Bodenbedeckung, die Geschwindigkeit des Abbaus von Pflanzenresten, die Aktivität von Bodenmikroorganismen, Verdunstung und Bodenwassergehalt, Verschlammung und Verkrustung der Bodenoberfläche, Änderung der Oberflächenrauigkeit, etc. (Williams et al., 1996; Pruski und Nearing, 2002a, b) (vgl. Band 2, Kapitel 5).

Derzeit werden in Österreich etwa 12 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche als erosionsanfällig eingestuft (Strauss und Klaghofer, 2006). Infolge eines möglichen diffusen Eintrags von Sedimenten und den daran gebundenen Nähr- und Schadstoffen in Oberflächengewässern hat eine Zunahme des Bodenabtrags auch negative Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme. Summer et al. (1996) berechneten für den Zeitraum von 1950 bis 1990 eine Zunahme der Sedimentfracht im österreichischen Teil des Donaeinzugsgebiets um 32 %, wobei die Landwirtschaft als Hauptverursacher identifiziert wurde. Durch die Klimaänderung kann es vermehrt zu Erosion, und in weiter Folge zum Eintrag von Sedimenten in Gewässer kommen (vgl. Band 2, Kapitel 5). Es sind daher Adaptionsmaßnahmen zu setzen, die einerseits die Bodenerosion mindern (vgl. Band 2, Kapitel 2) und andererseits den Rückhalt von Material vor dem Eintrag ins Gewässer (z. B. durch Vegetationsstreifen) bewirken.

Anpassungen zur Verbesserung des Bodenwasserhaushalts

Es ist gut belegt, dass Veränderungen der Klimaparameter Niederschlag, Temperatur, etc. Auswirkungen auf die im Boden ablaufenden biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse haben. Die lokalen Auswirkungen auf den Bodenwasser- und -nährstoffhaushalt und damit auch auf die Biomasseproduktion hängen aber auch von den Bodeneigenschaften selbst ab (Feichtinger und Stenitzer, 1995). Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität reagieren sensibler auf Änderungen von Niederschlag und Temperatur. Auf tiefgründigen Böden mit hoher Wasserspeicherfähigkeit sind die Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt sowie die pflanzenverfügbare Wassermenge deutlich geringer. Insgesamt gehen die Sickerwasser-raten bei geringeren Niederschlägen zurück, besonders bei Böden mit hoher Wasserspeicherkapazität (Klößing et al., 2009).

Befeuchtung und Austrocknung sowie Frost- und Tau-prozesse beeinflussen maßgeblich die Bodenstruktur. Änderungen im Bodenwasserhaushalt können auch an staunassen Standorten sowie bei Böden auftreten, die zum Quellen und Schrumpfen neigen. Das unter trockenen Bedingungen häufigere Auftreten von Schrumpfrissen führt (kurzfristig) zu einer raschen Infiltration, aber auch zu einer Verringerung der Filterfunktion des Bodens, da dadurch der direkte Transport von Nähr- und Schadstoffen in tiefere Schichten bzw. ins Grundwasser bevorzugt wird. Änderungen der Lufttemperatur haben auch Einfluss auf die Abbauraten von organischer Bodensubstanz. Höhere Temperaturen beschleunigen den Abbauprozess (Berg et al., 1993; Kischbaum, 1995) und können zu einer Verringerung des Humusgehalts und zur Verschlechterung der Bodenstruktur führen.

Eine Optimierung des Bodenwasserhaushalts erfolgt durch die Steigerung der Bodenwasserspeicherfähigkeit wobei auch die Verfügbarkeit von pflanzennutzbarem Wasser erhöht wird. Bodenschonende Bearbeitungsverfahren wie Mulch- und Direktsaat können Bodenstruktur und Infiltration verbessern, vor allem wegen des gesteigerten Gehalts an organischem Kohlenstoff. Zudem vermindert die Mulchauflage die Evaporation bzw. die unproduktive Verdunstung von der Bodenoberfläche. Ein bewirtschaftungsbedingter Anstieg des Humusgehalts kann eine temperaturbedingte Abnahme deutlich überkompensieren. Der Anbau von Pflanzenarten und -sorten mit effektiverer Wasserausnutzung während der trockenen Jahreszeiten in der Fruchtfolge stellt eine weitere Möglichkeit zur Schonung der Bodenwasserreserven dar. Die Umstellung von Fruchtfolgen, in welcher mehr Winterungen als Sommerungen angebaut werden, kann den Bodenwasserhaushalt in den sensiblen, heißen Sommermonaten verbessern (vgl. Band 2, Kapitel 2).

2.4.3 Synergien und Trade-offs Anpassung und THG-Minderung

Adaptionsmaßnahmen in der Wasserwirtschaft haben vielfach keine oder nur geringe langfristige Auswirkungen auf die Steigerung oder Senkung von THG-Emissionen. Es kann jedoch durch bauliche Maßnahmen, wie z. B. die Errichtung von Flussbauwerken oder Anpassung von Betriebs- und Regelorganen, kurzfristig zu einem erhöhten Energiebedarf und erhöhten Emissionen an THG kommen.

Eine Maßnahme im Bereich der Wasserwirtschaft, die auch längerfristig zur THG-Reduktion beiträgt, sind Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet (z. B. Aufforstung), welche den Oberflächenabfluss reduzieren oder dem Rückhalt von Sedimenten dienen. Die Erhöhung der Biomasse im Boden trägt

nicht nur zu einer Verbesserung der Infiltrationseigenschaften und der Speicherkapazität des Bodens bei, sie dient auch als Kohlenstoffsenke (Ceschia et al., 2010) und führt zu einer wesentlichen stofflichen Entlastung der Gewässer.

Synergien in der Siedlungswasserwirtschaft sind primär im Zusammenhang mit Anstrengungen zur Kostenreduktion für den Energieeinsatz sowie funktionellen Optimierungen von verfahrenstechnischen und konzeptionellen Ansätzen zu erwarten. Im Bereich der Wasserkraft können sich durch die Mehrfachnutzung von Speicherbecken – neben energetischer Nutzung auch Pufferung von Hochwässern oder Aufhöhung von Niederwasser – Synergieeffekte, wie z. B. Verminderung von Schäden durch extreme Niederwässer oder Verringerung von Kosten für Hochwasserschutzbauten, ergeben. Ein weiterer Ausbau der Wasserkraft kann aber auch negative Einflüsse auf die Ökologie und Flussmorphologie bewirken. Beispiele dafür sind eine Beeinträchtigung der Gewässerstrukturen und der Habitatqualität (unter anderem Veränderung von Sohlsubstrat, Temperaturverteilungen und hydrodynamische Bedingungen) oder ein negativer Einfluss auf die Fischpassierbarkeit und Feststoffdurchgängigkeit. Durch Abflussminima aufgrund klimatischer Veränderungen – auch wenn diese zeitlich begrenzt oder nur lokal wirksam sind – kann es zu Nutzungskonflikten kommen (z. B. Wasserbedarf für Bewässerung oder Kühlung). Neben der mengenmäßigen Verfügbarkeit können sich die Entnahmen auch negativ auf die Wassertemperaturen auswirken und somit ökologische Folgen haben.

Synergieeffekte können sich durch die Adaption von Sperren, Rückhaltebauten und Wehranlagen in Hinblick auf ein verbessertes Sedimentmanagement, z. B. dosierte Weitergabe von Geschiebe durch Veränderungen an den Bauwerken, ergeben. Einerseits kann durch die Räumung von Sperren die Deponierung des Materials minimiert werden, andererseits wird das Geschiebekontinuum, zumindest teilweise, wieder hergestellt, was sich positiv auf die Gewässermorphologie und die Ökologie im Unterwasser auswirken kann.

2.5 Naturschutz, natürliche Ökosysteme und Biodiversität

2.5 Nature conservation, natural ecosystems and biodiversity

Natürliche Ökosysteme und die Vielfalt der Lebewesen, die sie beherbergen, sowie ihre Leistungen, sind von grundlegender Bedeutung für Gesellschaft und Wirtschaft (CEC, 2007). Der Klimawandel wird über seine Folgen auf natürliche Ökosysteme, Artenvielfalt und die Ökosystemdienstleistungen Gesell-

schaft und Wirtschaft beeinflussen. Intakte Ökosysteme sind durch den Klimawandel besser in der Lage, die Ökosystemdienstleistungen aufrechtzuerhalten, von denen Wohlstand und Wohlergehen abhängen. Die Bewahrung der natürlichen Lebensgrundlagen unter veränderten klimatischen Rahmenbedingungen ist eine Voraussetzung für den Erfolg von Anpassungsmaßnahmen in anderen Aktivitätsfeldern.

Natürliche Ökosysteme und Biodiversität werden auf vielfältige Weise durch den Klimawandel beeinflusst (Zebisch et al., 2005) (vgl. Band 2, Kapitel 3). Arten haben sich an die vorherrschenden Umweltbedingungen ihres Lebensraumes, inklusive ihrer üblichen Variabilität, im Rahmen der Evolution angepasst. Das Klima ist wesentlicher Faktor für die globale Verteilung von Ökosystemen und Arten. Ändert sich das Klima, passen sich Arten, soweit möglich, entweder biologisch an oder migrieren in neue Lebensräume. Das ist an sich ein natürlicher Vorgang; entscheidend ist jedoch, inwieweit sich Arten und Lebensräume an den derzeitigen raschen Klimawandel anpassen können, da die Wanderungs- und Anpassungsgeschwindigkeit beschränkt ist. Beim Überschreiten von Schwellenwerten ist zudem davon auszugehen, dass sich Lebensgemeinschaften massiv verändern, etwa durch stark erhöhte Mortalität von Bäumen in Wäldern, oder in Moorlebensräumen als Folge eines zu trocken-warmen Klimas.

Die biologische Vielfalt ist nicht nur durch den Klimawandel, sondern durch viele andere globale, regionale und lokale Veränderungen bedroht. Negativ können sich etwa die Einbringung gebietsfremder, invasiver Arten, die Deposition von Schadstoffen, die Zerstörung von Lebensräumen durch Bautätigkeit für Siedlungen, Gewerbe, Industrie oder Tourismus, die Wassernutzung sowie Land- und Forstwirtschaft auswirken. Maßnahmen in anderen Sektoren haben daher Folgen für Naturschutz, Ökosysteme und Biodiversität, sowohl indirekt (über den Klimawandel), als auch direkt, etwa durch Landnutzung. THG-Minderungsmaßnahmen in anderen Sektoren stellen somit häufig auch Adaptionsmaßnahmen für den Bereich Naturschutz und Biodiversität dar.

Es kann auch zu Trade-offs zwischen Klimaschutzmaßnahmen und dem Schutz der Biodiversität kommen. Konflikte zwischen Klimaschutz und Erhaltung der Biodiversität treten z. B. im Bereich erneuerbarer Energien auf. Ein weiterer Ausbau der Wasserkraft kann zu einer Verringerung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern führen. Eine Zunahme der Flächeninanspruchnahme für den Anbau von Energiepflanzen oder eine intensivere Holznutzung der Wälder kann ihre Funktion als Kohlenstoffsenke vermindern und Auswirkungen auf die Biodiversität haben. Durch frühzeitiges Erkennen möglicher Konflikte zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz

ist es möglich, das vorhandene Potenzial für Synergien bestmöglich zu nutzen (SCNAT, 2008).

Seit Mitte der 1990er Jahre wurde die Erforschung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität Österreichs intensiviert. Mittlerweile liegen die Ergebnisse mehrerer wichtiger Fallstudien vor, etwa in Bezug auf die Auswirkungen des Klimawandels auf die Veränderung der Waldgrenze (Dullinger et al., 2005), die Flora der Alpengipfel (Gottfried et al., 2012; Pauli et al., 2012), die Mortalität von Waldbäumen (Lexer et al., 2001), die Fischfauna (Melcher et al., 2010), auf Arten, die weltweit ausschließlich in Österreich vorkommen, d. h. so genannte Endemiten, (Dirnböck et al., 2011) und auf ausgewählte problematische Neobiota, also Arten, die ursprünglich nicht einheimisch waren und nach der Entdeckung Amerikas eingeschleppt wurden (Neobiota; Essl, 2007; Essl et al., 2010; Kleinbauer et al., 2010a,b). Ein Überblick des Kenntnisstandes zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Tierwelt, insbesondere im Alpenraum, wurde von Kromp-Kolb (2003) vorgelegt. Darüber hinaus entwickelten und erprobten Rüdiger et al. (2011) eine Methodik, um flächendeckend für Österreich Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsszenarien auf ausgewählte Biodiversitätsindikatoren wie z. B. Gefäßpflanzen und Naturdistanz zu berechnen.

Im Rahmen der österreichischen Anpassungsstrategie an den Klimawandel wurde der Status quo des Wissens- und Handlungsbedarfs zu Anpassungs- und THG-Minderungsmaßnahmen im Bereich „Natürliche Ökosysteme und Biodiversität“ dargestellt (Haas et al., 2010). Der Forschungsstand zum Zusammenhang von Klimawandel und Biodiversität in Mitteleuropa wurde kürzlich von Ellwanger et al. (2013) zusammengefasst.

Im Unterschied zu den Sektoren Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Wasserwirtschaft sind im Bereich Naturschutz und Biodiversität THG-Minderungsmaßnahmen immer in ihrem systemischen Zusammenhang zu sehen; sie werden in Abschnitt behandelt.

2.5.1 Anpassung im Bereich Naturschutz, natürliche Ökosysteme und Biodiversität

Dieser Abschnitt diskutiert Handlungsmöglichkeiten, die darauf abzielen, Gefährdungsfaktoren, die auf die Biodiversität einwirken (vgl. Band 2, Kapitel 3), zu reduzieren und dadurch Ökosystemdienstleistungen aufrechtzuerhalten. Intakte Ökosysteme sind gegenüber dem Klimawandel unempfindlicher und daher besser in der Lage, eine hohe Artenvielfalt zu beherbergen und Ökosystemdienstleistungen aufrechtzuerhalten.

Was heißt „Anpassung an den Klimawandel“ im Bereich Biodiversität?

Anpassung umfasst Aktivitäten zur Verringerung der Empfindlichkeit natürlicher und menschlicher Systeme gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels. Ziel ist es, Schäden des Klimawandels zu vermeiden oder zu verringern, was auf unterschiedliche Weise erfolgen kann. In vom Menschen beeinflussten Systemen können Anpassungsprozesse geplant, entweder vorbeugend oder in Reaktion auf Schadensereignisse, erfolgen. In natürlichen Systemen kommt jedoch der autonomen, also der ungeplanten, spontan stattfindenden Anpassung eine große Bedeutung zu. Die Natur reagiert seit jeher dynamisch auf die sich stets verändernden Rahmenbedingungen. Diese Dynamik gilt es zu ermöglichen und zu fördern. Der Mensch kann die Anpassung in natürlichen Systemen durch geeignete Maßnahmen unterstützen. Dazu gehören vorbereitende Handlungen, die die Wissensgrundlagen für Anpassungsmaßnahmen verbessern. Andererseits fallen darunter auch Tätigkeiten, die direkt zu gewünschten Effekten führen. Da Anpassung auf der gesamten Fläche erfolgen sollte, werden viele naturschutzrelevante Maßnahmen von anderen Akteuren als jenen, die unmittelbar mit dem Naturschutz betraut sind, umgesetzt (z. B. durch die Landwirtschaft oder im Zuge von Maßnahmen zur Vorsorge gegenüber Naturgefahren).

Grenzen der Anpassung im Bereich Biodiversität und Ökosysteme

Klimaschutz und Klimawandelanpassung stehen in engem Zusammenhang mit der Erhaltung der Biodiversität; Klimaschutz und Erhaltung der Biodiversität werden sogar vielfach als gleichwertige Ziele angesehen (CBD, 2003). Eine Vielzahl von ökosystembasierten Anpassungsmaßnahmen bieten Synergien mit Klimaschutzmaßnahmen (CBD, 2003; EC, 2007), entweder durch eine Reduktion von THG-Emissionen oder durch die Erhöhung der Speicherung von Kohlenstoff in Ökosystemen. Großes Augenmerk ist dabei auf die Bewirtschaftung der Landökosysteme zu legen (Abschnitt 2). Österreichs Fläche wird maßgeblich durch die Land- und Forstwirtschaft beeinflusst; die biologische Vielfalt wird auf diesen Flächen stark von der Intensität der Bewirtschaftung geprägt. Die Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bietet ein Synergiepotenzial für den Klimaschutz und die Erhaltung der Biodiversität.

Zusätzliche Potenziale ergeben sich durch eine differenzierte Nutzung der Wälder als Kohlenstoffsinken, insbesondere in Gebieten mit weniger produktiven und ökonomisch schlecht

nutzbaren Wäldern und durch die Wiederherstellung von trockengelegten Mooren.

Neben den Synergiepotenzialen gibt es auch Konfliktfelder. Konflikte zwischen Klimaschutz und Erhaltung der Biodiversität bestehen vor allem im Bereich erneuerbare Energien, etwa bei Wasserkraft und Bioenergie (z. B. Anlage von Kurzumtriebswäldern, Anbau von nachwachsenden Energieträgern wie Elefantengras auf naturschutzfachlich wertvollen Standorten). Eine umfassende globale Vereinbarung zur Erhaltung der Kohlenstoffvorräte in terrestrischen Ökosystemen (z. B. durch Aktivitäten wie REDD+⁸), welche die bisherigen Regelungen zu Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft in der internationalen Klimapolitik ersetzen soll, könnte zur Abmilderung derartiger Konflikte beitragen.

Erhöhung der Resilienz klimasensitiver Arten und Lebensräume

Die Resilienz sensitiver Arten und Lebensräume gegenüber dem Klimawandel kann gestärkt werden, indem andere – „konventionelle“ – negative Einflüsse wie Lebensraumzerstörung, Eutrophierung oder Entwässerung minimiert werden. Dies ist besonders effektiv, wenn negative Effekte vermindert werden, die durch den Klimawandel verstärkt werden, wie z. B. die Entwässerung von Feuchtgebieten. Erforscht und modellhaft umgesetzt können auch Anpassungsmaßnahmen werden, die eine dynamische Anpassung von Lebensräumen an veränderte klimatische Bedingungen unter Wahrung ihres Naturschutzwertes ermöglichen, z. B. durch eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung in Wäldern.

Anwendung naturschutzkonformer Leitlinien beim Ausbau nachwachsender Rohstoffe

Eine umfassende Berücksichtigung von Naturschutzkriterien auf Basis festgelegter, national einheitlicher Kriterien bei der Nutzung der Potenziale für die Produktion nachwachsender Rohstoffe kann negative Auswirkungen auf Ökosysteme und Biodiversität reduzieren. Die Prüfung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen, etwa bei der Produktion und/oder dem Import von Bioenergie auf Basis von Standards, die gleichwertig sind wie jene in Österreich, ist ein Beispiel dafür.

⁸ REDD+ ist ein in der Klimarahmenkonvention der UN-Vertragsstaatengemeinschaft entwickelter Mechanismus, der finanzielle Anreize für eine Reduktion von Emissionen aus der Entwaldung und der Schädigung von Wäldern bietet. Gefördert wird eine nachhaltige Waldbewirtschaftung und Erhalt der biologischen Vielfalt.

Dies gilt auch für den Ausbau von Windkraft, Photovoltaik und Wasserkraft.

Früherkennung und Management von Neobiota, die vom Klimawandel profitieren

In vielen Fällen profitieren invasive Neobiota (neu einwandernde Arten) vom Klimawandel (Walther et al., 2009), wobei auch Lebensräume und Regionen, die heute aus klimatischen Gründen ungeeignet sind, zukünftig besiedelbar werden. Es ist zu erwarten, dass sie beim durch den Klimawandel bedingten Umbau von Lebensräumen eine wichtige Rolle einnehmen werden. In Summe führen diese Entwicklungen dazu, dass invasive Neobiota wie die Robinie, der Japanische Staudenknöterich, der Götterbaum oder das Drüsige Springkraut künftig eine deutlich größere Gefährdung für die Biodiversität, aber auch für menschliche Aktivitäten und die Gesundheit, sein werden als sie es heute sind (z. B. Ambrosie, vgl. Band 2, Kapitel 3). Bei häufigen und weit verbreiteten invasiven Arten sind Bekämpfungsmöglichkeiten und Erfolgsaussicht meist sehr limitiert. Effiziente Maßnahmen sind daher vor allem Prävention und Früherkennung; rasches Handeln gilt als Erfolgskriterium. Die konsequente Unterstützung und Umsetzung des jüngst vorgelegten Entwurfs zu einer EU-Strategie zu invasiven Arten⁹ ist ebenfalls wesentlich.

Gestaltung öffentlicher und privater Grünflächen in Siedlungen

Stark versiegelte bebaute Gebiete weisen ein besonders heißes Lokalklima mit geringer Luftfeuchte auf (Stadteffekt); dies kann durch folgende Maßnahmen reduziert werden (vgl. Drlik & Muhar 2010):

- Erhaltung von naturnahen Grünflächen im urbanen Raum, z. B. in steilen Hanglagen, an städtischen Gewässern, in wenig genutzten städtischen Restflächen;
- Naturschutzgemäße Gestaltung von Grünflächen, ungenutzten Brachen, etc. als Rückzugsräume (temporär auf Bauerwartungsland, aber auch durch Zulassen von Stadtwildnis im öffentlichen Grün – z. B. Ökopark Linz¹⁰);
- Entsiegelung von Flächen innerhalb von Siedlungen – führt auch zu einer Entlastung des Kanalsystems durch erhöhte Versickerung im Boden;
- Begrünung von Dächern und Fassaden;

⁹ <http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/>

¹⁰ www.linz.at/umwelt/4352.asp

- Ausweitung des Baumbestands im öffentlichen Bereich, z. B. entlang städtischer Straßen;
- Bevorzugte Auswahl von einheimischen hitze- und trockenheitsresistenten Gehölzen für die Anpflanzung;
- Förderung naturnaher Gestaltung von Gärten und des öffentlichen Grüns;
- Zulassung von Spontangrün auf wenig oder nicht genutzten Flächen.

Stärkung gefährdeter, vom Klimawandel stark bedrohter Arten

Vom Klimawandel besonders gefährdete Arten können durch gezielte Schutzprojekte gestärkt werden. Die dabei nötigen Maßnahmen sind artspezifisch und bedürfen mitunter Begleituntersuchungen, um die Effizienz der Maßnahmen zu überprüfen und ggf. zu verbessern. Die Bandbreite wichtiger Aktivitäten reicht von der Pflege und/oder Wiederherstellung von Lebensräumen bis zu gezielter Populationsstützung (z. B. Ausbringung von ex situ vermehrten Individuen). Beim Fehlen von Alternativen und nach umfassender Abwägung möglicher Risiken könnte auch eine Unterstützung der Migration durch Translokation gefährdeter Arten oder Populationen hilfreich sein.

Anpassungsmaßnahmen für Schutzgebiete

Die Bedeutung von Schutzgebieten für die Erhaltung der Biodiversität ist durch internationale Konventionen, wie das Übereinkommen zur biologischen Vielfalt der Vereinten Nationen oder die Berner Konvention, anerkannt (z. B. Lovejoy, 2006; WDPA, 2012). Der Klimawandel führt zu erheblichen Konsequenzen auch im Hinblick auf die Verteilung und den Erhaltungszustand vieler Arten und Lebensräume (z. B. Araújo et al., 2004; Lovejoy und Hannah, 2005). Aufgrund der individuellen Reaktion der Arten auf den Klimawandel wird es auch zu einer Veränderung der Struktur und Zusammensetzung von Artengemeinschaften in Schutzgebieten kommen (z. B. Normand et al., 2007; Pompe et al., 2010). Aus diesen Gründen sind Verbesserungen in der Vernetzung von Schutzgebieten unter Integration von Pufferzonen und Korridoren sowie Änderungen im Schutzgebietsmanagement (vor allem Verhinderung negativer Eingriffe, Restaurierung gestörter Ökosysteme) sinnvoll.

Verbesserung der Einbettung und Vernetzung von Schutzgebieten und Lebensräumen

Den rechtlich verordneten Schutzgebieten kommt eine zentrale Rolle als Instrument des Naturschutzes zu. Der Wert von Schutzgebieten, aber auch von Lebensräumen außerhalb von Schutzgebieten, hängt stark von ihrer räumlichen Anordnung, dem Vernetzungsgrad der Lebensräume und Schutzgebiete untereinander und von der Einbindung in die umgebende Landschaft ab. Neben ihrer Fläche bestimmen vor allem diese Faktoren maßgeblich die Überlebenschancen von Arten, sowie die Erhaltung der Schutzfunktion von Schutzgebieten in einem sich wandelndem Klima. Besonders die effektive Vernetzung spielt eine große Rolle; sie kann durch folgende Maßnahmen erhöht werden:

- Schutzgebiete sind traditionell vor allem in Räumen mit niedrigem Nutzungsdruck angesiedelt. Für eine Vernetzung der Schutzgebiete sind daher auch ausreichende Schutzgebiete in stark genutzten Gebieten, in den Alpen z. B. in Talräumen, wesentlich;
- Die Verbindung von Lebensräumen und Schutzgebieten durch geeignete Strukturen kann ein effektives Netzwerk von Habitatkorridoren schaffen. Für die Wirksamkeit von Korridoren ist es wichtig, dass diese für die Zielarten gut nutzbar sind, z. B. durch deren Abstände und Strukturen, und dass sie gleichartige Schutzgebiete verbinden;
- Korridore entlang von Klima- und Höhengradienten sind besonders zur Vernetzung geeignet;
- Die Einbindung von Schutzgebieten in die Landschaft kann über angepasste Nutzung der angrenzenden Pufferstreifen optimiert werden;
- Die Reduktion anderer Beeinträchtigungen von Schutzgebieten durch menschliche Eingriffe kann ihre Wirksamkeit verbessern.

Anpassungen im Schutzgebietsmanagement

Das Management der Schutzgebiete stellt einen entscheidenden Faktor dar, um die Schutzziele in den einzelnen Gebieten bzw. im Schutzgebietssystem insgesamt zu erreichen. Durch den Klimawandel wird diese Aufgabe noch wichtiger. Folgende Ziele für das Management sind im Hinblick auf den Klimawandel bedeutsam (Huntley, 2007; Lovejoy und Hannah, 2005):

- Schutzgebietssysteme können selbst einen erheblichen Beitrag zur Begrenzung des Klimawandels leisten, etwa durch Schutz bzw. Wiederherstellung von Kohlenstoff-

senken, wie z. B. intakten Mooren, durch Wiedervernäsung geschädigter Moore oder Moorböden, oder durch Erhaltung und Entwicklung alter Wälder mit ungestörter Bodenentwicklung;

- Die Verringerung bestehender Beeinträchtigungen oder Bedrohungen von Arten und Lebensräumen, die unabhängig vom Klimawandel bestehen, aber auch in Schutzgebieten wirksam sind, kann einen wichtigen Beitrag leisten. Darunter fällt z. B. die Beseitigung negativer Einflüsse, wie Nährstoffeinträge oder Eingriffe in den Wasserhaushalt (Entwässerung, etc.);
- Die Vergrößerung geeigneter Habitats für die in einem Gebiet jeweils zu schützenden Arten, die Vergrößerung der Flächen schutzbedürftiger Lebensräume sowie die Verbesserung ihrer Qualität kann ihre Schutzwirkung unter Klimawandel verbessern;
- Kontrolle bzw. Überwachung von invasiven Neobiota;
- Die Schaffung von ausreichend großen, ausgewogenen, im gesamten Schutzgebietssystem verteilten Referenzflächen zur Beobachtung der Auswirkungen des Klimawandels unter möglichst wenig vom Menschen beeinflussten Bedingungen;
- Verstärkte Berücksichtigung der zu erwartenden Auswirkungen des Klimawandels bei der Managementplanung, d. h. insbesondere bei Festlegung langfristiger Ziele und Maßnahmen sowie ihrer Überprüfung.

Berücksichtigung von Biodiversität in Klima- und Nachhaltigkeitspolitik

Sowohl auf Bundes-, als auch auf Länderebene wurden in Österreich Nachhaltigkeitsstrategien definiert (z. B. ÖSTRAT, 2010). In diesen Strategien nimmt der Klimaschutz eine prominente Rolle ein, ist aber häufig nicht mit dem Schutz der Biodiversität oder dem Erhalt von Ökosystemleistungen gekoppelt. Darüber hinaus existiert eine Reihe von politischen Anreizsystemen, insbesondere in der Land- und Forstwirtschaft sowie im Bereich erneuerbarer Energien, die den Zusammenhang von Klima- und Biodiversitätsschutz aus naturschutzbiologischer Sicht nur unzureichend berücksichtigen. Dies könnte durch vermehrte Berücksichtigung folgender Ziele geschehen:

- Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsstrategien durch vermehrte Förderung von Synergien und Minderung von Konflikten zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz auf Bundes- und Länderebene;
- Zurücknahme von Anreizmaßnahmen in Energie- und Landwirtschaftspolitik, welche negative Auswirkungen

auf Biodiversität und Naturschutz haben („perverse incentives“).

- Stärkere Integration von verbindlichen Kriterien des Biodiversitäts- und Klimaschutzes in land- und forstwirtschaftlichen Anreizsystemen. Dies bedeutet u. a., dass die anzuwendenden Rechtsvorschriften unter dem Ziel einer klimaverträglichen Landnutzung so überarbeitet bzw. ergänzt werden, dass klimaschädigende Tätigkeiten in das Repertoire von Cross Compliance-Vorgaben für landwirtschaftliche Förderungen aufgenommen werden.

2.5.2 Synergien zwischen THG-Minderung und Anpassung

Viele Anpassungsmaßnahmen im Bereich Naturschutz, Biodiversität und Ökosysteme stehen in einem engen Zusammenhang mit Klimaschutzmaßnahmen, da sie THG-Emissionen verringern oder zu einer CO₂-Sequestrierung führen können (z. B. Schutz alter Wälder und von Feuchtgebieten). Derartige Maßnahmen weisen einen Mehrfachnutzen mit hohem Synergiepotenzial für eine Anpassung an den Klimawandel auf und leisten zusätzlich einen Beitrag zur THG-Minderung. Viele dieser Maßnahmen sind ökonomisch vergleichsweise günstig und können beträchtliche positive Wirkungen entfalten („no regret“-Maßnahmen).

Synergien von kohlenstoffspeichernden Bewirtschaftungsformen und Naturschutz

Vor allem extensiv genutzte land- und forstwirtschaftliche Böden speichern große Mengen Kohlenstoff im Humus, in der Streuauflage oder als Torf. Der Bodenkohlenstoffgehalt wird durch die Art und Intensität der Landnutzung beeinflusst, wobei Ab- und Aufbau von Bodenkohlenstoff über längere Zeiträume erfolgen (Abbildung 2.8). Durch geeignete Gestaltung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung kann die Freisetzung von Bodenkohlenstoff (besonders in sehr kohlenstoffhaltigen Böden wie Torfböden) reduziert oder verhindert und der Anstieg des Bodenkohlenstoffgehalts gefördert werden. Der Bodenkohlenstoffgehalt kann vor allem auch durch ein Rückgängigmachen von Eingriffen in den Wasserhaushalt erhöht werden. (vgl. Band 2, Kapitel 2). Derartige Maßnahmen haben auch positive Wirkungen im Sinne des Naturschutzes.

Folgende Maßnahmen sind hervorzuheben, wobei jeweils standortspezifische Faktoren zu beachten sind:

- Standörtlich angepasste, extensive Nutzung von Feuchtgebieten zur Verhinderung des Kohlenstoffverlusts aus Torfböden (z. B. Moorrenaturierungsprojekt der Österreichischen Bundesforste im Salzkammergut¹¹): Rückführung von Ackerland in Grünland und Extensivierung von Intensivgrünland, Anhebung des Grundwasserspiegels auf entwässerten Böden;
- Bodenkohlenstoffaufbau auf ackerbaulich genutzten Böden: wenig tiefgreifende Bodenbearbeitung (z. B. grubbern statt pflügen), Anbau von Gründüngung und Mulchsaat, etc. (Hülsbergen, 2011; Smith et al., 2007);
- Verhinderung von Mineralisierung und Abbau von Bodenkohlenstoff im Rahmen der forstwirtschaftlichen Nutzung durch Wahl geeigneter Nutzungsformen.

Erhöhung der THG-Speicherkapazität von Feuchtgebieten

Unter den naturnahen Lebensräumen Österreichs speichern Feuchtgebiete pro Flächeneinheit die größte Menge an Kohlenstoff. Feuchtgebiete speichern Kohlenstoff überwiegend im Boden, unter anderem als Torf. Viele Feuchtgebiete unterliegen jedoch einer wirtschaftlichen Nutzung, die Einfluss auf die gespeicherte Kohlenstoffmenge und auf die Rate der Aufnahme bzw. Freisetzung von Kohlenstoff und anderen Treibhausgasen hat. Besonders bei Feuchtgebieten mit sehr hohen flächenbezogenen Kohlenstoffvorräten (z. B. Mooren) führt eine nicht-nachhaltige Nutzung zu hohen THG-Emissionen. Durch Änderungen der Nutzung können auf einer relativ klei-

nen Fläche – weitgehend intakte Moore nehmen in Österreich eine Fläche von etwa 17–21 000 ha ein (Grünig und Steiner, 2010) – Maßnahmen umgesetzt werden, die einen hohen und kostengünstigen Beitrag zu Adaption und THG-Minderung leisten. Dazu zählen unter anderem folgende Maßnahmen:

- Keine weiteren Entwässerungen von Feuchtgebieten;
- Gezielte Wiedervernässung entwässerter Feuchtgebiete und Anpassung der Nutzung an die standörtlichen Voraussetzungen;
- Falls eine Wiedervernässung unmöglich ist, können durch eine Rückführung von Ackerland in Grünland die THG-Emissionen durch den biologischen Abbau von Torf im Boden deutlich verringert werden.

Als Anreiz für die Durchführung derartiger Maßnahmen kann eine Abgeltung von Ertragsverlusten und Bewirtschaftungseinschränkungen unter Berücksichtigung des jeweiligen Beitrags zum Klimaschutz dienen, etwa in Form einer Abgeltung der Ökosystemdienstleistung „vergrößerte Speicherung von Treibhausgasen“.

Natur- und Senkenschutz durch differenzierte Waldnutzung

Wälder können sehr unterschiedlich bewirtschaftet werden (Abschnitt 2.3). So können insbesondere in abgelegenen Regionen Wälder vermehrt als Kohlenstoffspeicher genutzt werden, indem sie nur noch minimal bewirtschaftet und als Waldreservate ausgeschieden werden. Dies würde sowohl die Kohlenstoffspeicherung erhöhen, als auch naturnahe, artenrei-

¹¹ <http://www.bundesforste.at/index.php?id=990>

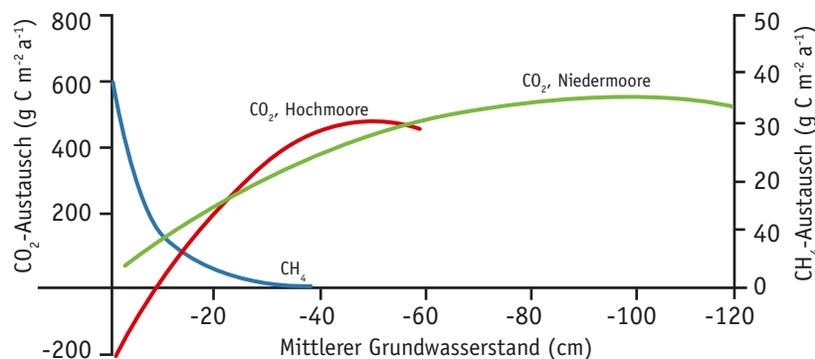


Abbildung 2.8 Freisetzung von Kohlendioxid (CO₂, linke Achse) und Methan (CH₄, rechte Achse) aus Moorböden in Abhängigkeit vom Grundwasserstand. Bei einem Grundwasserstand im Bereich von 10 cm unter Flur ist die Freisetzung der beiden Gase am geringsten. Quelle: Verändert nach Daten von Drösler (2005) und Höper (2007)

Figure 2.8 Emissions of carbon dioxide (CO₂, left axis) and methane (CH₄, right axis) from peat bog soils depending on the groundwater table. Emissions are smallest when the ground water table is 10 cm below ground. Source: redrawn based on data from Drösler (2005) and Höper (2007)

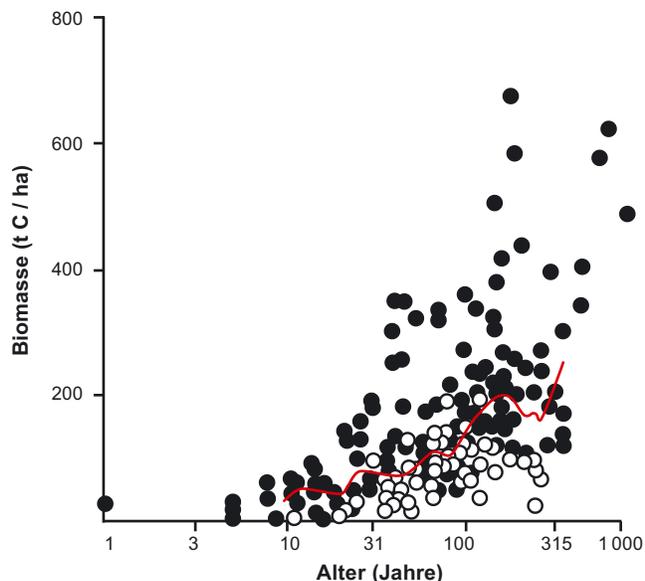


Abbildung 2.9 Kohlenstoffvorräte in der Biomasse in Abhängigkeit vom Bestandsalter in temperaten (schwarze Punkte) und borealen Wäldern (weiße Punkte). Quelle: verändert nach Freibauer et al. (2009)

Figure 2.9 Carbon storage in biomass depending on stand age in temperate (black dots) and boreal (white dots) forests. Source: Redrawn after Freibauer et al. (2009)

che Wälder schaffen (Abbildung 2.9). Für die Kohlenstoffspeicherung im Wald ist das Bestandsalter maßgeblich: Die gespeicherte Kohlenstoffmenge nimmt mehrere hundert Jahre lang zu und steigt auch noch bei einem hohen Bestandsalter, wenngleich die absoluten jährlichen Zuwächse in reifen Beständen abnehmen (Freibauer et al., 2009). Alte Wälder sind damit effektivere Kohlenstoffspeicher als junge. Die mittlere Verweildauer des Kohlenstoffs beträgt in ungenutzten Wäldern etwa 1 000 Jahre (Luyssaert et al., 2008). Dies liegt weit jenseits forstlicher Umtriebszeiten, die meist 70 bis 120 Jahre betragen.

Abgeltung von Ökosystemleistungen bei nachhaltiger Landnutzung

Von intakten Ökosystemen werden zahlreiche Leistungen erbracht, die für unsere Gesellschaft unerlässlich sind, für die jedoch kein Markt vorhanden ist. Sie werden daher kostenlos konsumiert, ebenso wie die Schädigung oder Erhaltung dieser Ökosystemleistungen keine finanziellen Auswirkungen haben. Durch den Klimawandel werden wichtige Ökosystemleistungen verstärkt gefährdet werden, andere, wie z. B. Kohlenstoffspeicherung oder Hochwasserschutz, werden noch wichtiger werden. Zwischen intakten Lebensräumen und der Qualität

und Quantität von Ökosystemleistungen besteht ein enger Zusammenhang.

Eine Quantifizierung, Bewertung und Abgeltung von Ökosystemleistungen, vor allem im Zuge der Landbewirtschaftung, kann Anreize schaffen, Ökosystemleistungen zu erhalten bzw. zu verbessern. Dafür sind Konfliktabwägungen und Prioritätensetzungen unter den Gesichtspunkten Klimawandel, Bewahrung von Biodiversität und Risikovorsorge erforderlich. Die Abgeltung von Ökosystemleistungen kann z. B. über das Agrarförderungssystem erfolgen. Voraussetzung dafür ist ein integriertes Monitoring der durch die biologische Vielfalt bzw. durch Ökosysteme erbrachten Ökosystemleistungen. Erste Ansätze dazu bieten das vom Lebensministerium entwickelte Monitoringsystem zur Vielfalt der belebten Umwelt (MOBI-e, 2006; Rüdiger et al., 2011) und das Inventar von Ökosystemleistungen im Bereich Landwirtschaft (Götzl et al., 2011d). Beide Systeme wurden allerdings bisher nur in einem beschränkten Ausmaß implementiert. Die monetäre Bewertung von Ökosystemen, Biodiversität und Ökosystemleistungen wird allerdings auch kritisch gesehen, unter anderem, wenn damit ihre Bedeutung für die Gesellschaft auf deren Geldwert reduziert wird, was nicht problemadäquat wäre (Lo und Spash, 2013; Spash, 2011).

Ein derartiges Monitoringsystem wird auch in einer Reihe europäischer Staaten entwickelt (Haines-Young und Potschin, 2011). Abweichend vom ursprünglichen Konzept der Ökosystemleistungsdebatte (MEA, 2003) werden dabei primär die sogenannten finalen Ökosystemleistungen erfasst. Es sind dies Ökosystemgüter und -dienstleistungen, die vom Menschen direkt genossen, konsumiert oder genutzt werden (Final Ecosystem Goods and Services, FECS) und so direkt zur Wohlfahrt beitragen (Boyd und Banzhaf, 2007). Das von der Europäischen Umweltagentur (EEA) entwickelte Klassifizierungssystem (Common International Classification of Ecosystem Goods and Services, CICES; vgl. Haines-Young und Potschin, 2011) lässt bei der nationalen Umsetzung relativ große Spielräume für länderspezifische Gegebenheiten zu. Das Monitoring von Ökosystemleistungen ermöglicht nicht nur, Auswirkungen des Klimawandels auf Ökosystemleistungen anhand von Szenarien zu analysieren und damit eine sehr gute Basis für THG-Minderungsmaßnahmen zu entwickeln, sondern bietet darüber hinaus auch die Möglichkeit, die schwierig zu fassenden indirekten Wirkungen der Klimafolgen zu beachten.

2.6 Kosten und Potenziale

2.6 Costs and potentials

2.6.1 Kosten und Potenziale der THG-Reduktion

Generell spielen bei der Implementierung von Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen die entstehenden Kosten eine große Rolle. Die Schadenskosten des Klimawandels („Social Costs of Carbon“) sind ein wichtiger Maßstab bei der Bewertung von Maßnahmen zur THG-Emissionsreduktion. Diese werden im AAR14, Band 3, Kapitel 1 behandelt. In diesem Kapitel wird in weiterer Folge ausschließlich auf Kosten und Potenziale von Bioenergie eingegangen.

Kosten und Potenziale von Bioenergie

Das ökonomische Produktionspotenzial von Biomasse und Bioenergie hängt vor allem von den verfügbaren Flächen, den erzielbaren Pflanzenerträgen, den verfügbaren Produktions- und Prozesstechniken, den Produktions- und Prozesskosten entlang der Wertschöpfungskette sowie den Opportunitätskosten ab. Laut Stürmer et al. (2013) setzen, falls die Nutzung von Bioenergie nicht subventioniert wird, die Preise von fossilen Energieträgern Obergrenzen für die Preise von Bioenergieträgern. Die Studie analysiert vor allem die Produktions-, Prozess- und Opportunitätskosten der landwirtschaftlichen Biomasse und Bioenergieproduktion in Österreich, wobei auch direkte und indirekte Effekte der Biomasseproduktion, wie z. B. der Rückgang der Lebensmittelproduktion, die Veränderungen der Bewirtschaftungsintensität und die Wechselwirkungen mit dem Österreichischen Agrarumweltprogramm, untersucht werden. Die Studie zeigt, dass ein massiver Ausbau der heimischen Biomasse- und Bioenergieproduktion signifikante Kosten sowie höhere Landnutzungsintensitäten zur Folge hätte.

Die Produktionskosten für Biomasse zur Stromerzeugung in österreichischen Biogasanlagen betragen laut Stürmer et al. (2010, 2011a) etwa 16 Cent/kWh, was deutlich über dem derzeitigen Marktpreis von Strom (5–6 Cent/kWh) liegt. Ansätze zur Kostenreduktion bestehen laut Stürmer et al. (2011b) in der Verringerung der Substratbereitstellungs-, Logistik- und Prozesskosten. Die CO₂-Vermeidungskosten, also die anteiligen Investitions- und Betriebskosten von Biogasanlagen pro Tonne eingespartem CO₂, bewegen sich in einem vertretbaren Rahmen, nämlich bei 20–40 € pro Tonne CO₂, was deutlich unter den Schadenskosten liegt. Diese Kostenstruktur ist allerdings nur beim Einsatz von Rohstoffen aus intensiver Mais-

produktion zu erzielen. Die Vermeidung von Maisfruchtfolgen ohne Fruchtwechsel erhöht die Kosten um bis zu 29 %. Das Projekt „EU Agro Biogas“ ermittelte Vermeidungskosten zwischen 3,3 und 67,0 €/t CO₂-Äq. je nach Anlagenart und verwendetem Rohstoff. Der Mittelwert lag bei 40 €/t CO₂-Äq. (KTBL, 2010).

Schmidt et al. (2009, 2010, 2011) analysierten mit einem räumlich expliziten Energiesystemmodell die Systemkosten sowie die Menge an CO₂-Emissionen und fossilen Energieträgern, die eingespart werden können, und wenden dieses Modell für unterschiedliche Fragestellungen an. Mit einer Potenzialanalyse für Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen (KWK) wurde gezeigt, dass zwar beträchtliche Potenziale für biomassebetriebene KWK vorhanden sind, dass aber die Abwärmenutzung der Kraftwerke sehr stark von der räumlichen Verteilung der Wärmenachfrage beschränkt wird (Schmidt et al., 2009). Bei Holzpreisen, die nicht stark vom historisch beobachtetem Niveau abweichen, sind KWK-Anlagen mit neuester Technologie (Gasifizierung) bei voller Nutzung der Abwärme in der Lage, rund 2 TWh/Jahr Strom zu am Markt kompetitiven Preisen zu produzieren (Schmidt et al., 2009). Bei einer deutlichen Ausweitung der Produktion nimmt durch den dadurch induzierten Preisanstieg auf Rohstoffseite die Wettbewerbsfähigkeit allerdings deutlich ab (Schmidt et al., 2011). Ein Vergleich der Wettbewerbsfähigkeit von neuen Technologien weist darauf hin, dass sich CO₂-Emissionen mit Hilfe von Strom- und Wärmeproduktion wesentlich effizienter reduzieren lassen als durch Biotreibstoffe der ersten und zweiten Generation und vor allem der Einsatz von Carbon Capture and Storage in Verbindung mit Bioenergie ein Potenzial für signifikante Emissionseinsparungen aufweist (Schmidt et al., 2010). Die kosteneffektivere Reduktion von CO₂-Emissionen im Wärme- und Stromsektor im Vergleich zur Treibstoffproduktion wird auch in einer Studie von Kalt et al. (2010b) für Österreich bestätigt. Diese Ergebnisse entsprechen jenen anderer Studien, die nicht für Österreich durchgeführt wurden (WBGU, 2009; Wetterlund, 2010).

Die Ergebnisse einer Kosteneffektivitätsanalyse von verschiedenen Bioenergie-Politikinstrumenten belegen, dass Beimischungsverpflichtungen für Biotreibstoffe ein ineffektives Politikinstrument darstellen, während Steuern auf fossile CO₂-Emissionen das kosteneffektivste Politikinstrument zur Emissionsreduktion wären (Schmidt et al., 2011). Diese Studie, die auch Biomassepotenziale in Forst- und Landwirtschaft berücksichtigt, zeigt, dass Holz aus Kurzumtriebsplantagen für die Bioenergieproduktion der rentabelste Rohstoff aus landwirtschaftlicher Produktion ist und bei weitem die größten Einsparungen von CO₂-Emissionen ermöglichen würde.

Die Studie untersucht allerdings keine integrierten Ansätze bioenergetischer Produktion, wie sie in Abschnitt 2.2.1 beschrieben werden. Insgesamt können bei einem CO₂-Preis von 75 €/t CO₂ mit zusätzlicher heimischer Biomasse aus Land- und Forstwirtschaft zusätzlich 7,5 Mt/Jahr CO₂ eingespart werden. Bei Verwendung von Carbon Capture and Storage könnte diese Menge mehr als verdoppelt werden, wobei die Einführung von Carbon Capture and Storage in Österreich als äußerst unwahrscheinlich einzuschätzen ist. Die Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung und die Intensität der Bewirtschaftung des Forsts sind erheblich. Die Studie berücksichtigt allerdings keine indirekten, systemischen Effekte der Ausweitung der Bioenergieproduktion auf Forst- und Landwirtschaft (vgl. Abschnitte 2.8.2). Die Emissionseinsparungen sind daher als Werte bei angenommener kohlenstoffneutraler Bereitstellung der Biomasse anzusehen – bei einer Gesamtbetrachtung können die Einsparungen deutlich geringer ausfallen.

2.6.2 Kosten und Nutzen von Klimaanpassungsmaßnahmen

Eine erste Pilotstudie zu den Kosten des Klimawandels ohne geplante Anpassungsmaßnahmen wurde Anfang 2013 gestartet („The Costs of Inaction – COIN“, Leitung: Wegener Center Graz). In diesem Bereich sind derzeit kaum Datengrundlagen vorhanden. Weitere Anhaltspunkte liefern Ergebnisse des Projektes ADAPT.AT, in dem autonome und geplante Anpassungen bis 2040 modelliert wurden. Diese zeigen für Österreich insgesamt eine Zunahme der Produktivität in den meisten Klimasimulationen, die durch Anpassungsmaßnahmen noch weiter gesteigert werden kann. Auf regionaler Ebene ergeben sich jedoch deutliche Unterschiede mit Profiteuren und Verlierern durch den Klimawandel. Modellerte Anpassungsmaßnahmen beinhalten Veränderungen der Kulturen, Bewirtschaftungsintensitäten, Bodenbearbeitungsverfahren, Tierbestände und Bewässerungsflächen (Schönhart et al., submitted).

Analysen über eine optimale Fruchtfolgegestaltung bzw. Landnutzung im Marchfeld erlauben es, die ökonomische Effizienz von Bewässerung im Marchfeld unter künftigen Klima- und sozioökonomischen Szenarien grob abzuschätzen (Heumesser et al., 2012; Strauß et al., 2010, 2011). Da in Zukunft im Marchfeld ein höherer Bewässerungsbedarf zu erwarten ist (Eitzinger et al., 2010; Thaler et al., 2012), nimmt aus ökonomischer Sicht die Bedeutung von Bewässerung und deren Effizienz zu. Allerdings wird nicht damit gerechnet, dass bis 2040 Tröpfchenbewässerungsanlagen bei Dauerkulturen rentabel eingesetzt werden können, wobei die Wirtschaftlichkeit von

Tröpfchenbewässerung in erster Linie von der Höhe eines eventuellen Wasserpreises, den Mechanisierungskosten sowie den Nutzen der Bewässerung abhängt. Anreize für eine effizientere Wassernutzung werden allerdings zunehmen. Derzeit werden die im Marchfeld vorhandenen Beregnungssysteme ineffizient eingesetzt; das Einsparungspotenzial bei der benötigten Wassermenge wird auf bis zu 30 % geschätzt (Eitzinger et al., 2009a).

2.7 THG-Reduktion durch nachhaltigeren Konsum im Bereich Lebensmittel und Ernährung

2.7 GHG reduction through sustainable food consumption

Während Umweltbelastungen meist zu einem erheblichen Teil bei der Produktion entstehen, wird der Konsum vielfach als eigentliche Antriebskraft der Produktion angesehen (UNEP, 2010). Entsprechend dieser Sichtweise werden z. B. THG-Emissionen in der Vorleistungskette mit Hilfe verschiedener Methoden, wie etwa der Lebenszyklusanalyse (LCA für „Life Cycle Assessment“) oder der Input-Output-Analyse, den konsumierten Gütern zugerechnet. Mit solchen Methoden können Veränderungen in den THG-Emissionen, die durch Änderungen im Lebensstil und damit in den Konsummustern entstehen, abgeschätzt werden.

2.7.1 Potenziale zur THG-Reduktion durch Änderungen in der Ernährung

Nach einer Studie über die Umweltfolgen des Konsums in den EU-25-Ländern gehen knapp 30 % der durch Konsum verursachten THG-Emissionen auf Lebensmittel zurück (Tukker et al., 2006). Auf den Konsum von Fleisch- und Milchprodukten entfallen in der EU-27 14 % der gesamten THG-Emissionen. Auf Fleisch- und Milchprodukte entfällt in der EU-27 etwa ein Viertel eines von der EEA erarbeiteten Summenindikators für negative Umweltfolgen (EEA, 2012).

In Österreich dürften die THG-Emissionen durch den Lebensmittelkonsum in einer ähnlichen Größenordnung liegen wie in Deutschland (Abbildung 2.10). In Deutschland entfällt etwa die Hälfte der durch die Ernährung verursachten THG-Emissionen auf die landwirtschaftliche Produktion, wobei etwa 47 % auf die Emissionen der Tierproduktion und ungefähr 9 % auf die Pflanzenproduktion zurückgehen. Die verbleibenden 44 % der THG-Emissionen für Ernährung teilen sich auf Verarbeitung, Handel und Verbraucheraktivitäten (wie z. B. Kühlung, etc.) auf.

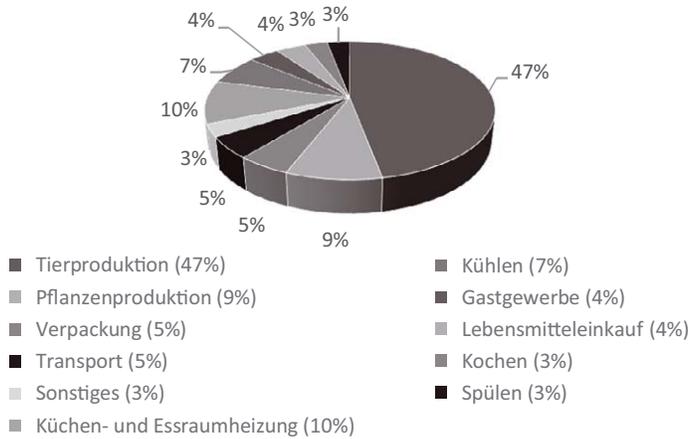


Abbildung 2.10 Anteil (%) der emittierten CO₂-Äquivalente pro Jahr innerhalb von Landwirtschaft und Ernährung. Quelle: Enquête-Kommission, 1994; Koerber und Kretschmer (2000, S. 40)

Figure 2.10 Share (%) of emitted greenhouse gases (CO₂ equivalents per year) in the agriculture and food sector. Source: Enquete-Kommission, 1994, Koerber and Kretschmer (2000, p. 40)

In Österreich beträgt der durchschnittliche Fleischverbrauch pro Kopf etwa 100 kg/Jahr (inkl. Knochen, Sehnen und weiteren nicht verzehrten Geweben), was deutlich über dem Niveau der Industrieländer mit ca. 79,2 kg/Kopf im Jahr 2010 liegt (FAO, 2012). Dabei entfallen 56,8 kg/Kopf/Jahr auf Schweinefleisch, 18,3 kg/Kopf/Jahr auf Rind- und Kalbfleisch, 20,1 kg/Kopf/Jahr auf Geflügel und der Rest auf andere Fleischsorten (Statistik Austria, 2014). In Österreich werden in einem Jahr über 70 Mio. Hühner, 5,6 Mio. Schweine, 620 000 Rinder und 290 000 Schafe geschlachtet (Statistik Austria, 2010). Der direkte Verzehr (ohne Knochen, Sehnen und weiteren nicht verzehrten Geweben) liegt bei ca. 66 kg/Kopf/Jahr (AMA, 2013).

In einer Analyse von De Vries und De Boer (2010) wurden 16 LCA-Studien miteinander verglichen, um die THG-Emissionen verschiedener tierischer Produkte abzuschätzen. Demnach betragen die Emissionen bei der Produktion pro kg Fleisch bei Rindfleisch 14–32 kg CO₂-Äq., bei Schweinefleisch 3,9–10,0 kg CO₂-Äq. und bei Geflügel 3,7–6,9 kg CO₂-Äq., was um ein Vielfaches höher liegt als bei pflanzlichen Produkten. Die THG-Emissionen pro kg Milch betragen 0,84–1,3 kg CO₂-Äq. und die von Eiern 3,9–4,9 kg CO₂-Äq., beides deutlich unter den Werten von Fleisch, was zum Teil auch am relativ hohen Wassergehalt liegen dürfte. Die Resultate von De Vries und De Boer (2010) liegen weitgehend im Rahmen der Werte, die in anderen internationalen Studien angegeben wurden (Tabelle 2.5).

Tierische Produkte weisen demnach im Durchschnitt um den Faktor 10–20 höhere THG-Emissionen pro Nahrungskalorie auf als pflanzliche Produkte (Fritsche und Ebele, 2007; Hörtenhuber et al., 2010, 2011; Lindenthal et al., 2010; Schlatzer, 2011; Wiegmann et al., 2005). In absoluten Zahlen verursachen Milchprodukte hingegen in Deutschland auf Grund der großen Verzehrsmenge den größten Anteil an den

ernährungsbedingten THG-Emissionen; sie liegen noch vor Fleisch (Fritsche und Eberle, 2007; Wiegmann et al., 2005).

In Europa sind Tierhaltungssysteme und -strukturen auch innerhalb der einzelnen Fleischkategorien (Schwein, Huhn, Rind, etc.) sehr heterogen organisiert, was am Beispiel der Rinderhaltung ersichtlich wird. So waren etwa bei Rindfleisch die THG-Emissionen in Österreich mit 14,2 kg CO₂-Äq./kg europaweit am niedrigsten (JRC, 2010). Dabei werden in Österreich hohe CH₄-Emissionen in der Rinderhaltung durch niedrigere Emissionen aus Veränderungen in der Landnutzung und Landbedeckung kompensiert, was aus dem hohen Selbstversorgungsgrad bei Futtermitteln in der Weidehaltung resultiert, der sich unter anderem durch den hohen Anteil von Gras bei der Fütterung ergibt. Gleichzeitig importiert Österreich pro Jahr rund 550 000 t Sojaschrot (mit einem Anteil von 90 % GMO¹²-Soja) für die Verwendung als Eiweiß-Futtermittel. Davon stammen zwei Drittel aus Brasilien und Argentinien und ein Drittel aus den USA (AGES, 2012). Der Großteil des Soja geht in die Futtermittelproduktion; global sind es 90 % (Steinfeld et al., 2006). Die rapide Expansion der Sojaproduktion in Brasilien wird in einer Reihe von Studien mit der global wachsenden Fleischproduktion in Verbindung gebracht (McAlpine et al., 2009; Soares-Filho et al., 2006).

Ein Wechsel von einer Mischkost auf eine ovo-lacto-vegetarische Ernährung kann die THG-Emissionen in der Vorleistungskette um etwa 30–50 % vermindern (Hoffmann, 2002; Taylor, 2000). Modellberechnungen zeigen, dass ein Umstieg auf vegane Ernährung zu noch größeren THG-Einsparungen führt (Baroni et al., 2006; Eshel und Martin, 2006).

Im Zuge der österreichischen Studie „GERN – Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit“ wurden die Auswirkungen einer Umstellung des österreichischen Ernährungsverhaltens auf

¹² Genetic Modified Organisms

Tabelle 2.5 THG-Emissionen unterschiedlicher Lebensmittel je kg Produkt und je Nährwert der Produkte (De Vries und De Boer, 2010; Hörtenhuber et al., 2011; Lindenthal et al., 2010; Schlatzer, 2011; Weidema et al., 2008). Nährwerte wurden gemäß FAO (2003) errechnet

Table 2.5 GHG emissions of different food items per kg of product and per food calorie (De Vries and De Boer, 2010; Hörtenhuber et al. 2010, 2011; Lindenthal et al., 2010; Schlatzer, 2011; Weidema et al., 2008). Calorific values were calculated using data from FAO (2003)

	kg CO ₂ -eq./kg Lebensmittel	kg CO ₂ -eq./1 000 kcal Lebensmittel
Tierische Produkte		
Rindfleisch	13–30	8,84–20,40
Käse	9–13	3,00–4,34
Schweinefleisch	5–10	2,43–4,85
Hühnerfleisch	4–7	2,98–5,22
Eier	5–7	3,58–5,01
Fisch	2–4	1,67–3,33
Milch	1–1,5	1,74–2,60
Pflanzliche Produkte		
Tofu	1,1	1,83
Teigwaren	0,9	0,25
Brot	0,55–0,8	0,23–0,33
Obst	0,5	1,00
Weizen	0,35–0,5	0,10–0,14
Kartoffeln	0,1–0,2	0,15–0,31
Gemüse	0,1–0,2	0,50–1,00

eine ausgewogene Ernährung gemäß der Richtlinien der DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung) untersucht. Durch eine Halbierung des Fleischkonsums kann demnach der Ausstoß an klimarelevanten Treibhausgasen von 890 auf 580 kg/Person/Jahr CO₂-Äq. gesenkt werden. Neben dem geringeren Energie- und Düngerverbrauch, der aus der Umstellung resultieren würde, könnte auch der Flächenbedarf von 3 600 auf 2 600 m²/Person reduziert werden. Laut Zessner et al. (2011) könnte sich Österreich unter diesen Bedingungen nicht nur ohne Futtermittelimporte selbst versorgen, sondern es würden sogar landwirtschaftlich genutzte Flächen frei werden. Der Verzicht auf den Konsum tierischer Produkte muss jedenfalls aus einer internationalen Perspektive betrachtet werden. Aufgrund von Leakage-Effekten kann regionalen Alleingängen, z. B. mittels Steuern, über internationale Marktverflechtungen entgegen gewirkt werden. Cordts et al. (2013) versuchen das mit einem partiellen Gleichgewichtsmodell zu analysieren.

Der Effekt einer Umstellung auf vegetarische Ernährung kann helfen, einem durch Umstellung auf Bioprodukte eventuell steigenden Landbedarf entgegenzuwirken. Durch kombinierten Umstieg auf vegetarische und biologische Ernährung lässt sich die persönliche Treibhausgasbilanz der Ernährung um bis zu 66 % senken (Hoffmann, 2002). Biologische Landwirtschaft weist in der Regel pro Hektar sowie in der Prozesskette eine bessere Treibhausgasbilanz auf als konventionelle

Landwirtschaft (Hörtenhuber et al., 2010, 2011; Hülsbergen, 2011, Lindenthal et al., 2010). Biologisch bewirtschaftete Flächen weisen im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Flächen in der Regel eine deutlich bessere Humusbilanz und eine höhere Biodiversität auf und führen zu geringeren Schadstoffeinträgen in die Umwelt (Lindenthal et al., 2010; Hörtenhuber et al., 2010). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass der biologische Anbau von Lebensmitteln einen geringeren Ertrag pro Hektar und Jahr aufweist. Folglich ist eine deutlich größere Fläche als im konventionellen Anbau erforderlich, um die gleiche Menge an Getreide (oder anderen Produkten) zu produzieren. Nimmt man an, dass aufgrund der im Biolandbau geringeren Erträge pro Hektar bisherige Grünlandflächen in Acker umgewandelt werden müssten, um die Versorgung zu sichern, so schneidet der Biolandbau im Vergleich zum konventionellen Landbau in Bezug auf die THG-Bilanz möglicherweise schlechter ab. Berechnungen mit einem globalen Biomassebilanzmodell zeigen, dass bei einer Weltbevölkerung von neun Milliarden Menschen im Jahr 2050 ein Umstieg auf biologische Landwirtschaft ohne großflächige Entwaldung nur bei einem geringen Anteil tierischer Produkte an der Ernährung möglich wäre (Erb et al., 2012a, b; Haberl et al., 2010, 2011).

2.7.2 THG-Reduktion durch Vermeidung von Lebensmittelabfällen

Die FAO (2011) schätzt, dass global etwa ein Drittel der produzierten Lebensmittel entlang der Produktkette verloren gehen bzw. entsorgt werden, was einer Menge von 1,3 Mrd. t/Jahr entspricht. In der Europäischen Union landen insgesamt 89 Mio. t/Jahr Lebensmittel im Abfall; in Österreich sind es 1,9 Mio. t/Jahr (EC, 2009). Entlang der Produktionskette der in Europa weggeworfenen Lebensmittel entstehen nach Schätzungen dieser Studie im Durchschnitt Emissionen von zumindest 1,9 t CO₂-Äq. pro Tonne Lebensmittelabfall. Auf europäischer Ebene ergibt sich eine Gesamtmenge von 170 Mio. t/Jahr CO₂-Äq.. Dies entspricht 3 % der gesamten jährlichen THG-Emissionen der EU-27 bzw. den gesamten Emissionen der Niederlande. Mit 42 respektive 39 % geht der Hauptteil aller jährlichen THG-Emissionen durch Lebensmittelabfälle auf Privathaushalte und den Produktionssektor zurück, der Rest verteilt sich mit 14 respektive 5 % auf Gastronomie und Einzelhandel (EC, 2009). Die FAO (2011) schätzt den jährlichen Verlust an Nahrungsmitteln entlang der Produktionskette auf 280 bis 300 kg/Person. Im Haushalt werden im europäischen Durchschnitt pro Person und Jahr 95 bis 115 kg Lebensmittel entsorgt (Kummu et al., 2012).

Parfitt et al. (2010) geben auf Basis verfügbarer Studien eine Übersicht über die Verluste zwischen Produktion und Konsum für verschiedene Weltregionen. Sie zeigen, dass in industriellen Ländern die Getreideverluste, die zwischen Ernte und Verarbeitung auftreten, eher vernachlässigbar sind. Deutlich höher sind die Verluste zwischen Ernte und Verkauf bei Obst und Gemüse. Nach WRAP (2009, 2010) fallen im Vereinigten Königreich jährlich 18,4 Mio. t Nahrungsmittelabfälle (inkl. Getränke) an. Ungefähr 65 % dieser Lebensmittelabfälle stammen aus den Haushalten, 27 % aus der Lebensmittelverarbeitung und 8 % aus Handel und Lebensmitteldistribution. Lebensmittelverluste in der landwirtschaftlichen Produktion wurden hierbei nicht berücksichtigt (WRAP, 2010). Pro Kopf fallen damit im Vereinigten Königreich jährlich 182 kg an Nahrungsmitteln und Getränken als Abfall an, wobei hier auch jene Fraktionen enthalten sind, die nicht oder nur schwer vermeidbar sind. Im Bereich der Haushalte liegt laut dieser Studie der vermeidbare Anteil bei 64 %, bezogen auf das Gesamtgewicht. Betrachtet man nur die Nahrungsmittelabfälle der privaten Haushalte (ohne Getränke), so liegen die vermeidbaren Lebensmittelabfälle bei 72 kg/Kopf/Jahr. Laut WRAP (2010) werden durch Lebensmittelabfälle im Vereinigten Königreich etwa 10 Mio t CO₂-Äq. innerhalb der Lebensmittelverarbeitung und 26 Mio. t CO₂-Äq. in den

Haushalten verursacht. Für Nebenprodukte, wie etwa Futtermittel in der Viehproduktion, betragen die THG-Emissionen 3,7 Mio. t CO₂-Äq.

Daten über Nahrungsmittelabfälle in privaten Haushalten sind für einzelne österreichische Regionen bzw. Bundesländer verfügbar. Die insgesamt anfallenden Lebensmittelabfälle werden in allen Regionen mit 20,8–28,8 kg/Kopf/Jahr relativ ähnlich eingeschätzt. Auch die vermeidbaren Lebensmittelabfälle weichen mit 12,1–14,1 kg/Kopf/Jahr in den beiden Regionen, in denen dieser Anteil erhoben wurde, kaum voneinander ab. Auffällig ist dabei ein Gefälle zwischen Land und Stadt: pro Person fallen gemäß diesen Erhebungen in städtischen Gebieten um 59 % (für Oberösterreich) bis 231 % (für Salzburg) mehr Lebensmittelabfälle an als in den ländlichen Gebieten der jeweiligen Region (Lauk et al., 2012b).

Für Österreich insgesamt zeigen aktuelle Studien, dass pro Person und Jahr 12 kg an originalverpackten und unverpackten Lebensmitteln im Restmüll landen (Hauer und FH Analytik, 2010). Bei Berücksichtigung der in dieser Studie nicht erfassten Speisereste und Lebensmittelabfälle beläuft sich das Abfallvermeidungspotenzial auf 42 kg/Kopf/Jahr. Bezogen auf den Lebensmittelverbrauch bedeutet das, dass um 10 % mehr eingekauft als verbraucht wird. Nach einer für das deutsche Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz durchgeführten Studie werden in Deutschland 81,6 kg/Kopf/Jahr Lebensmittel weggeworfen, die vermeidbare Menge an Lebensmittelabfällen wurde auf 46,2–59,9 kg/Kopf/Jahr geschätzt (Kranert et al., 2012).

Diese Zahlen deuten darauf hin, dass die Frage der vermeidbaren Lebensmittelabfälle in Österreich trotz vermehrter Aufmerksamkeit noch zu wenig untersucht sein dürfte. Bezieht man die für Österreich erhobenen Daten für Lebensmittelabfälle im Haushalt auf die durchschnittliche Verzehrsmengen in Österreich, die bei etwa 340 kg/Kopf/Jahr liegen, so würden die vermeidbaren Lebensmittelabfälle lediglich einen Anteil in der Größenordnung von 3–4 % an den insgesamt verzehrten Nahrungsmitteln einnehmen, was im Vergleich zu internationalen Studien unplausibel niedrig erscheint. Dies kann möglicherweise zum Teil durch den Umstand erklärt werden, dass diese Zahlen nicht die Lebensmittelabfälle der Gastronomie enthalten; weitere Studien erscheinen jedoch sinnvoll.

2.7.3 Außenhandel mit landwirtschaftlichen Produkten

Um die weltweiten ökologischen Auswirkungen der Produktion und des Konsums eines bestimmten Landes zu bewerten, ist es notwendig, den internationalen Handel und dessen

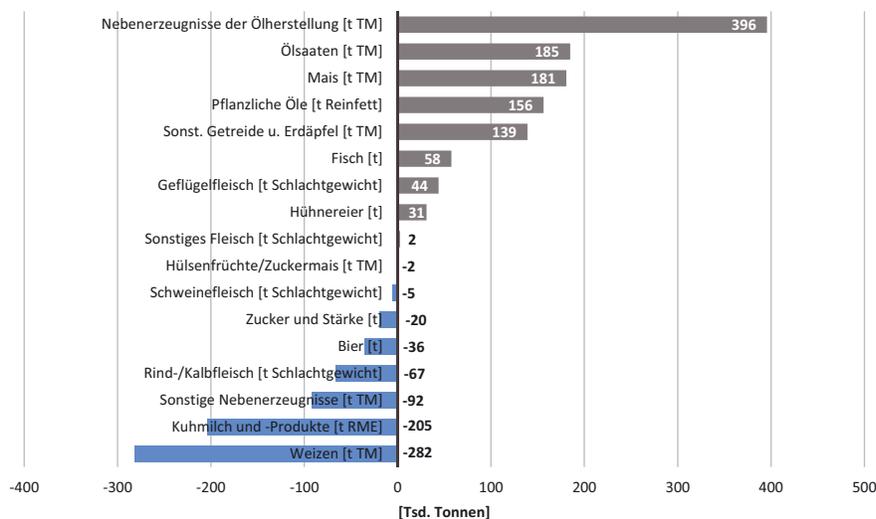


Abbildung 2.11 Jährliche Nettoimporte und -exporte Österreichs im Durchschnitt des Zeitraums 2003–2007 (BMLFUW, 2000–2012) in Tonnen [t], Tonnen Trockenmasse [t TM] bzw. Tonnen Roh-Material Äquivalent [t RME]. Ein positives Vorzeichen bedeutet einen Nettoimport, ein negatives Vorzeichen einen Nettoexport. Quelle: Lauk et al. (2012a)

Figure 2.11 Yearly net imports and exports of Austria, average of the years from 2003–2007 (BMLFUW, 2000–2012), in tons [t], tons dry matter [t DM], respectively tons of raw material equivalent [t RME]. A positive sign indicates net import, negative sign net export. Source: Lauk et al. (2012a)

„CO₂-Rucksack“ mit einzubeziehen. Nur so können mögliche Verlagerungen von Umweltbelastungen in Folge von veränderten globalen Produktions-, Handels- und Konsummustern erkannt und analysiert werden. Aktuelle Studien zeigen, dass durch den österreichischen Konsum im Bereich Ernährung weltweit deutlich mehr Emissionen verursacht als im Land selbst emittiert werden (sogenannte „graue“ THG-Emissionen, d.h. THG-Emissionen außerhalb Österreichs in der Vorleistungskette). Im Jahr 2005 überstieg die Zahl der durch Österreichs Nahrungsmittelkonsum verursachten Emissionen jene der Produktion um 58 % (Wiebe et al., 2012). Damit liegt Österreich im globalen Vergleich an der achten Stelle unter den CO₂-Netto-Importeuren.

Abbildung 2.11 zeigt die jährlichen Nettoimporte und -exporte Österreichs im Durchschnitt des Zeitraums 2003 bis 2007 für verschiedene Nahrungsmittelkategorien (BMLFUW, 2000–2012). Bei den „Nebenprodukten der Ölherstellung“ handelt es sich um den als Eiweißfuttermittel bedeutsamen Sojaextraktionsschrot. Die importierten Sojafuttermittel sind demnach in Fragen derzeitiger und zukünftiger Ernährungssicherheit von hoher Relevanz.

Abbildung 2.11 verdeutlicht, wie stark Österreich zur Deckung des durch die Ernährung verursachten Biomassebedarfs inzwischen auf eine Nutzung von Flächen außerhalb seiner Landesgrenzen angewiesen ist. Allerdings ist die Auslandsabhängigkeit verglichen mit dem inländischen Gesamtverbrauch und im Vergleich zu vielen anderen europäischen Ländern noch immer relativ niedrig und bezieht sich vor allem auf Ackerfläche (Haberl et al., 2012a). Dieser höhere Bedarf an Ackerland wird vor allem durch die Eiweißfuttermittel, die heute vor allem in Form von Sojaextraktionsschrot importiert

werden, verursacht. Lauk et al. (2012b) weisen darauf hin, dass bei einer sich am Trend orientierenden Ernährungsentwicklung im Jahr 2050 320 000 t/Jahr mehr Ölfrüchte und 380 000 t/Jahr mehr Hülsenfrüchte (jeweils in Trockenmasse [TM]) inländisch produziert werden müssten.

2.8 Systemische Effekte, Risiken und Unsicherheiten bezogen auf Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft und Ökosysteme

2.8 Systemic effects, risks and uncertainties related to agriculture, forestry, water management and ecosystems

2.8.1 Landnutzungstrends in Österreich

Betrachtet man die Entwicklung der Landnutzung über die letzten Jahre, so weist Österreich eine Nettozunahme der Waldfläche und der Flächenversiegelung durch Bebauung auf. Das Wachstum der Waldfläche ist laut österreichischer Waldinventur im Jahresschnitt leicht rückläufig: es betrug 5 100 ha in der Periode 2000/2002 und 4 300 ha in den Jahren 2007/2009. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen nehmen derzeit um ca. 3 000 ha/Jahr ab. Die Siedlungsflächen wuchsen in den Jahren 2002 bis 2008 kontinuierlich. Der Zuwachs an Bauland- und Verkehrsflächen verminderte sich von rund 20 Hektar pro Tag in den 1990er Jahren auf zehn bis zwölf Hektar täglich in den letzten Jahren. Der große Anteil von Gebirgen

an Österreichs Landesfläche hat zur Folge, dass nur 37 % der Landesfläche für dauerhafte Besiedlung geeignet ist. Heute beträgt der Anteil der Siedlungsfläche am Dauersiedlungsraum österreichweit bereits 16 %, die Bau- und Verkehrsflächen nehmen alleine 13,5 % ein (Umweltbundesamt, 2008).

Nicht jede „Baufläche“ ist auch versiegelt: Anders als bei Verkehrsflächen, ist nur etwa ein Drittel der österreichischen Baufläche tatsächlich versiegelt, der größere Rest entfällt auf unbefestigte und begrünte Nutzungen wie Hausgärten. Die Nachfrage nach Bauland ist das Resultat von veränderten Lebensstilen – dem Anstieg der Pkw-Verfügbarkeit, steigendem Wohlstand, Abnahme der Haushaltsgrößen und damit Zunahme von (oft motorisierten) Einzelhaushalten – und immer höheren Wohnansprüchen (größere Wohnungen, Gärten, etc.). Durch Bebauung gehen dauerhaft biologisch produktive Flächen für Zwecke der Land- und Forstwirtschaft und als Lebensraum für wild lebende Tiere und Pflanzen verloren. Gleichzeitig nimmt die Waldfläche vor allem auf Kosten der landwirtschaftlich genutzten Fläche zu (vgl. Abschnitt 2.3.1). Die ursprüngliche Bodenfruchtbarkeit ist bei Rückbauten in der Regel kaum wieder herstellbar (Tötzer et al., 2009).

Nach Erb (2004) und Gingrich et al. (2007) würde der Kohlenstoffbestand (also die gesamte in Vegetation und Böden gespeicherte Kohlenstoffmenge) auf dem österreichischen Territorium in einem hypothetischen Fall ohne jegliche menschliche Landnutzung etwa zwei Milliarden Tonnen (2 Gt C) betragen, während er heute bei etwa 1,25 Gt Kohlenstoff liegt, wovon ein großer Teil auf den Wald (ober- und unterirdisch) entfällt, der Rest überwiegend auf den Bodenkohlenstoff von Ackerflächen, Grünland und anderen Ökosystemen (z. B. alpine Vegetation). Der heutige Kohlenstoffvorrat in Böden und Vegetation ist bedeutend (ca. 20 %) größer als jener im Jahr 1830 (rund 1,04 Gt C). Der Zuwachs geht zu einem großen Teil auf die Zunahme von Waldfläche (siehe oben) und Bestockung des Waldes zurück (Erb et al., 2008; Gingrich et al., 2007), wenngleich diese Tendenz in der letzten Inventurperiode der Österreichischen Waldinventur geringer als früher war. Diese Entwicklungen tragen mittelfristig zu einer erhöhten Kohlenstoffspeicherung in neu zugewachsener Bestandsbiomasse bei; langfristig wirken sie tendenziell in Richtung Erhöhung des Bodenkohlenstoffgehalts, wobei dieser Effekt durch den Einfluss des Klimawandels konterkariert werden könnte (vgl. Abschnitt 2.3.1).

In sämtlichen Landnutzungskategorien, sei es landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich genutztes Land, könnte der voranschreitende Klimawandel das Kohlenstoffspeicherungspotenzial stark beeinflussen (vgl. Band 2, Kapitel 5). Es gibt Hinweise darauf, dass höhere Temperaturen und geänderte

Niederschlagsmuster zu einem Rückgang der Bodenkohlenstoffvorräte führen könnten (Smith, 2005; Soussana et al., 2009). Für Acker- und Grünlandböden in Europa wird für das 21. Jahrhundert jedoch vor allem eine starke Beeinflussung der Entwicklung durch die Art der landwirtschaftlichen Nutzung konstatiert (Smith, 2005; Bondeau et al., 2007). In den letzten Jahrzehnten hat die terrestrische Vegetation erhebliche Mengen vom Menschen freigesetzten Kohlenstoffs gebunden. Somit haben bisher die wachstumsfördernden Effekte überwogen. In der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts könnte sich dieser Effekt allerdings ins Gegenteil verkehren und Vegetation und Böden zu einer CO₂-Quelle werden (Le Quere et al., 2009).

Veränderungen im Kohlenstoffhaushalt der Ökosysteme in Österreich resultieren bisher vor allem aus dem Wechselspiel zwischen Intensivierung der Landwirtschaft und Aufforstung bzw. Verwaltung. Erklärtes Ziel von Naturschutzmaßnahmen in Österreich ist es jedenfalls, die Freisetzung von Treibhausgasen aus Ökosystemen zu reduzieren oder die Kohlenstoffspeicherung von Ökosystemen erhöhen (Grünig und Steiner, 2010). In diesem Bereich kann es Synergien zwischen forstwirtschaftlichen Interessen, Kohlenstoffaufbau und Naturschutzziele geben (vgl. Abschnitt 2.5.2). Viele dieser Maßnahmen sind ökonomisch vergleichsweise günstig und gehen mit hohem Wirkpotenzial einher. Da intakte Feuchtgebiete große Mengen an Kohlenstoff speichern, können Maßnahmen wie Wiedervernässung von entwässerten Feuchtgebieten einen Beitrag zur THG-Reduktion leisten und gleichzeitig der Erreichung von Naturschutzziele dienen. Derartige Maßnahmen sind zudem relativ kostengünstig (vgl. Abschnitt 2.6.2). Allerdings kann es dabei zu einem Rückgang der Produktivität von landwirtschaftlich genutzten Flächen (bis hin zu deren Aufgabe) kommen – derartige Maßnahmen werden wohl nur bei entsprechenden Fördermaßnahmen gesetzt werden.

Von intakten Ökosystemen, welche der Naturschutz zu fördern versucht, werden zahlreiche Ökosystemleistungen erbracht, die für die Gesellschaft unerlässlich sind, für die jedoch kein Markt vorhanden ist. Sie werden daher kostenlos konsumiert. Durch den Klimawandel werden wichtige Ökosystemdienstleistungen gefährdet, was massive Auswirkungen auf die Gesellschaft hat, die sowohl auf die Ressourcenbereitstellung als auch die Abbaukapazitäten der Ökosysteme für Emissionen und Abfälle angewiesen ist. Um diese Ökosystemdienstleistungen zu sichern, können Anreize gesetzt werden, welche gesellschaftlich wichtige Ökosystemdienstleistungen fördern und ihre Zerstörung vermeiden. Einen Zugang einer verbesserten Umsetzung der Abgeltung von Ökosystemdienstleistungen stellt das Agrarfördersystem dar, welches sowohl Produktionsweisen als auch Schutzmaßnahmen durch öko-

nomische Abgeltungen reguliert (z. B. das ÖPUL Programm) (MOBI-e, 2006; Rüdiger et al., 2011). Förderungen dieser Art erfolgen in einem komplexen Geflecht von EU-Regelungen und nationalen Umsetzungsmaßnahmen. Oftmals sind die institutionellen Rahmenbedingungen dieses ökonomischen Anreizsystems nicht ausschließlich dem Ziel des Schutzes der Ökosystemleistungen bzw. dem Vermeiden von THG-Emissionen dienlich.

Maßnahmen in der Wasserwirtschaft, die längerfristig zur THG-Reduktion beitragen, sind Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet (z. B. Aufforstung), welche den Oberflächenabfluss verringern oder Sedimente zurückhalten. Die Erhöhung der Biomasse im Boden verbessert nicht nur die Infiltrationseigenschaften und die Speicherkapazität des Bodens, sondern dient auch als Kohlenstoffsenke. Hingegen führen wasserwirtschaftliche Maßnahmen in einem engeren Sinn kaum zu Änderungen der THG-Emissionen des Wasserwirtschaftssektors selbst. Vielmehr können bauliche Maßnahmen zur Errichtung von Flussbauwerken kurzfristig den Energieeinsatz und damit die THG-Emissionen sogar erhöhen. Allfällige Einsparungen an THG erfolgen im Energiesektor durch Ersatz von Fossilenergie. Synergien in der Siedlungswasserwirtschaft erfolgen primär über Kostenreduktion für Energieeinsatz bzw. funktionelle Zusammenhänge/Optimierungen wie beispielsweise die

Verminderung von Schäden durch extreme Niederrasser oder die Verringerung von Kosten für Hochwasserschutzbauten (vgl. Abschnitte 2.4.1 und 2.4.2).

Ausmaß und räumliche Muster der Landnutzung und damit die Entwicklung der Kulturlandschaften hängen eng mit der Energiestrategie zusammen, besonders im Fall der Bioenergie (Coelho et al., 2012). Es besteht somit ein enger Zusammenhang von Energiepolitik und Landnutzungspolitik (Haberl et al., 2003).

2.8.2 THG-Emissionen von Bioenergieproduktion und -nutzung

Der Einsatz fossiler Energieträger sowie Bodenbearbeitung und Düngung tragen zu THG-Emissionen in die Atmosphäre bei; dies gilt auch bei der agrarischen oder forstlichen Produktion von Biomasse für die Energiegewinnung. Andererseits kann Landnutzung durch Kohlenstoffsequestrierung und Produktion erneuerbarer Energie, wie etwa Bioenergie, zur THG-Reduktion beitragen (Smith et al., 2013).

Die Frage der Treibhausgasbilanz von Bioenergie im Vergleich zu fossilen Energieträgern wird kontrovers diskutiert. Dies betrifft sowohl die Emissionen in der Produktionskette, etwa Lachgas (N_2O), Methan (CH_4) aus der Bodenbearbeitung

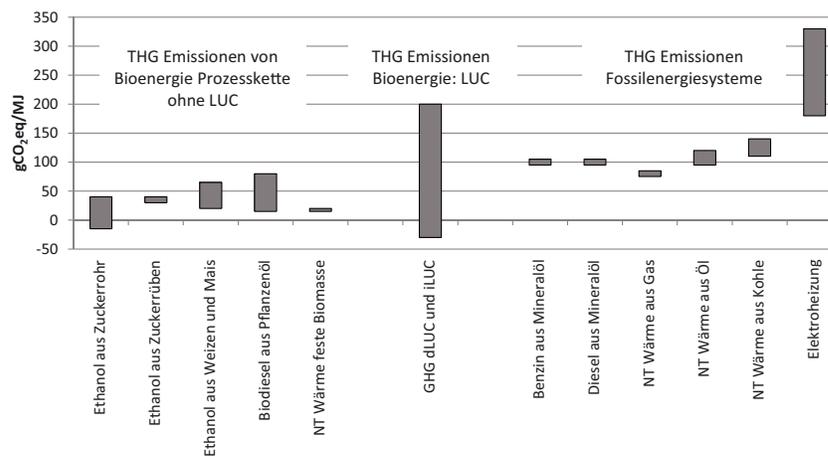


Abbildung 2.12 Emissionen von verschiedenen Energiesystemen pro Einheit genutzter Energie. Links: Bioenergie ohne Landnutzungseffekte (LUC), Mitte: Bandbreite der THG-Emissionen durch Landnutzungseffekte (direkt und indirekt), Rechts: Fossilenergiesysteme (Datenquellen: Chum et al., 2011; Haberl, 2013; Plevin et al., 2010; Searchinger, 2010; UNEP, 2009). NT ... Niedertemperatur. Wie die Grafik zeigt, liegen die THG-Emissionen von Bioenergie in der Prozesskette in der Regel deutlich unter jenen der Fossilenergiesysteme. Die THG-Emissionen durch Landnutzungswandel (LUC) weisen eine große Bandbreite von Negativ (THG-Sequestrierung) bis zu Positiv (THG-Ausstoß in die Atmosphäre) auf und entscheiden somit darüber, ob durch einen Ersatz von Fossilenergie durch Bioenergie netto THG-Emissionen eingespart werden oder nicht

Figure 2.12 Emissions per unit energy of different energy systems. Left: bioenergy without land-use change (LUC) effects, middle: range of GHG emissions resulting from direct and indirect land-use change effects (LUC = iLUC and dLUC), right: fossil energy systems. Data sources: Chum et al., 2011, Haberl 2013, Plevin et al., 2010, Searchinger, 2010, UNEP, 2009. NT ... low temperature. The figure shows that GHG emissions of bioenergy in the process chain are usually significantly below those of fossil energy systems. LUC-related GHG emissions may range from negative (GHG sequestration) to positive (GHG emissions to the atmosphere). LUC-related GHG emissions are hence decisive in answering the question whether a substitution of bioenergy for fossil fuels saves GHG or not

oder Kohlenstoffdioxid (CO₂) aus dem Betriebsmitteleinsatz, die CO₂-Emissionen durch direkte und indirekte Veränderungen in der Landnutzung (Chum et al., 2011; Fargione et al., 2008; Haberl et al., 2012b; Searchinger et al., 2008, 2009; Searchinger, 2010; Sterner und Fritsche, 2011) sowie die Frage, welche fossilen Energieträger durch Bioenergie substituiert werden (Wetterlund et al., 2010; Schmidt et al., 2011).

Erhebliche Unsicherheiten bestehen insbesondere bezüglich der mit Landnutzungswandel verbundenen THG-Emissionen von Bioenergie (Abbildung 2.12). Diese können sowohl positiv oder negativ sein und entscheiden in vielen Fällen darüber, ob der Ersatz von Fossilenergie durch Bioenergie tatsächlich den erwünschten THG-Einspareffekt erzielt. Die Größe der mit Landnutzungswandel verbundenen THG-Emissionen hängt vor allem von zwei Faktoren ab: (1) der Nutzungsgeschichte des zum Bioenergieanbau verwendeten Landes und den Charakteristika der verwendeten Bioenergiepflanzen und (2) den systemischen Effekten, wie etwa der Verdrängung des Anbaus von Futter- und Lebensmitteln („indirect land use change“, iLUC; siehe Chum et al., 2011; Searchinger et al., 2008, 2009; Searchinger, 2010).

Die erheblichen Daten- und Modellunsicherheiten, die mit einer Abschätzung von iLUC verbunden sind (Finkbeiner, 2013), rechtfertigen es nicht, systemische Effekte, die mit einem Ausbau der Bioenergie im großen Maßstab verbunden sind, zu ignorieren (Chum et al., 2011). Damit würde lediglich implizit angenommen, dass die mit iLUC verbundenen Emissionen Null seien, was in der Regel nicht korrekt ist (Haberl 2013; Plevin et al., 2010). Hinweise darauf, dass ein starker Ausbau der landwirtschaftlichen Bioenergieproduktion in Österreich zu Verdrängungseffekten und wahrscheinlich auch zu iLUC-Effekten führen würde, liefern Szenarioberechnungen von Kalt et al. (2010a, b), nach denen im Jahr 2030 bis zur Hälfte der gegenwärtigen österreichischen Ackerfläche für Bioenergie verwendet werden. Wenn der Ausbau der Bioenergie zur THG-Reduktion beitragen soll, ist es daher nötig, mit iLUC verbundene Emissionen in den offiziellen Berechnungsschemata zu berücksichtigen (Haberl et al., 2012; Searchinger, 2010). Die systemischen Effekte sind entscheidend dafür, welchen Beitrag Bioenergie zur THG-Reduktion leisten kann (Haberl, 2013).

Empirische Analysen (York, 2012) deuten zudem darauf hin, dass eine Ausweitung der Bereitstellung erneuerbarer Energie nicht automatisch zu einer Verringerung von Fossilenergie im gleichen Ausmaß führt. Die Annahme, dass eine zusätzlich erzeugte Einheit erneuerbare Energie tatsächlich zu einer Einsparung einer Einheit Fossilenergie führt, kann daher nicht ohne Weiteres vorausgesetzt werden; eine korrekte

Abschätzung der THG-Reduktionseffekte von Bioenergie ist daher nur möglich, wenn die Substitutionseffekte verifiziert werden.

Umstritten ist nicht nur, inwiefern biogene Energieträger einen Beitrag zum Klimaschutz leisten können, sondern auch, ob und wie sie zu Nutzungskonflikten zwischen der Nahrungsproduktion und der Energieproduktion führen und somit die Nahrungsmittelversorgung gefährden. Ein Übergang von Fossilenergie zu biomassebasierter Energie hat vielfältige Auswirkungen auf die Kulturlandschaften. Die Potenziale zum Ausbau der Bioenergieproduktion hängen stark von den Veränderungen in der Landwirtschaft und in der Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten, insbesondere der Ernährung, ab (Haberl et al., 2003).

Die Verwendung von Biomasse in verschiedenen Bereichen des Energieeinsatzes – Wärme, Strom oder Treibstoffe – führt zu unterschiedlichen Emissionseinsparungen, weil sich die substituierten fossilen Energieträger und deren Konversionseffizienzen unterscheiden. Wird ein bestimmter Sektor spezifisch gefördert, hat dies auch Auswirkungen auf den Einsatz der Biomasse in anderen Sektoren: durch die erhöhte Nachfrage nach Biomasse in einem Sektor steigen die Biomassepreise insgesamt und die Wettbewerbsfähigkeit der Nutzung von Biomasse zur Produktion anderer Formen von Endenergie sinkt. So kann die Förderung der Stromproduktion aus Biomasse durch Einspeisetarife die Biomassepreise erhöhen und so die Wettbewerbsfähigkeit im Wärmesektor senken, wo traditionell die meiste Biomasse mit dem höchsten Potenzial zur Senkung der CO₂-Emissionen eingesetzt wird. Ähnliches gilt für Beimischungsverpflichtungen für Biotreibstoffe (Kalt et al., 2010b; Wetterlund et al., 2010; Schmidt et al., 2011).

Die Nutzung biogener Energieträger ist nicht nur in der Landwirtschaft ein wichtiges Thema, sondern ist auch für die Forstwirtschaft relevant. Die energetische Verwendung forstlicher Biomasse leistet auf Grund systemischer Effekte nicht immer einen Beitrag zur THG-Reduktion (Abschnitt 2.3.3). Die besten Resultate im Hinblick auf die THG-Bilanz brachten Strategien zur integrierten Optimierung von Forstwirtschaft, inklusive Forstmanagement, Nutzung von Holz für langlebige Produkte, vor allem im Gebäudebereich, und Nutzung von Nebenprodukten, wie Schwachholz und Abfällen aus Produktion bzw. Produkten am Ende ihrer Lebenszeit für die energetische Nutzung (Taverna et al., 2007). Eine kaskadische Nutzung von Biomasse (Haberl und Geissler, 2000; Haberl et al., 2003; Hasenauer, 2012) könnte auch im Bereich der Forstwirtschaft eine ökologisch effektivere Nutzungsstrategie darstellen als die einseitige Maximierung der Energieproduktion von Wäldern (vgl. Abschnitt 2.4.3).

Die Frage der optimalen Nutzung biogener Energieträger ist in jeder Region spezifisch zu beantworten. Bioenergie aus der Forst- wie auch der Landwirtschaft hat eine Reihe von regionalen sozioökonomischen Auswirkungen. Koland et al. (2010) analysierten das Potenzial energetischer Biomassenutzung unter künftigen Szenarien für die Region Süd-Oststeiermark. Sie zeigten, dass im Jahr 2030 der regionale Energiebedarf für Raumheizungen je nach Biomassepotenzial (gering, mittel, hoch) zu 21–23 % aus regionaler Biomasse gedeckt werden könnte (davon 10 % aus Forstwirtschaft und 13 % aus Landwirtschaft). Im Jahr 2050 wären es 27–33 % (davon 10 % aus Forstwirtschaft und 23 % aus Landwirtschaft). Biomasseproduktion aus Landwirtschaft hat das größere Zuwachspotenzial in dieser Region. Insgesamt ergeben sich in dieser Studie unter Berücksichtigung weiterer Faktoren positive Effekte nicht nur auf die regionale Treibhausgasreduktion, sondern auch auf regionale Beschäftigung und ökonomische Parameter. Eine zu starke Erhöhung der Versorgung aus regionaler Biomasse kann allerdings auch regional negative ökonomische Folgen nach sich ziehen: deutlich erhöhte Energiekosten für Haushalte, der Wegfall von öffentlichen Förderungen auf Grund von Intensivierungen in der Landwirtschaft und beim Einsatz von Kurzumtriebsplantagen mögliche negative Auswirkungen auf das Landschaftsbild (Schmidt et al., 2012).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es beim Ausbau der Biomasseproduktion zur Energiegewinnung eine Vielzahl an sozialen, ökonomischen und ökologischen Auswirkungen und Wechselwirkungen zu beachten gilt, etwa die Frage von Konkurrenzen um Fläche, Wasser oder andere Inputs, positive und negative soziale und ökonomische Auswirkungen, die Erhaltung von Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität, Ökosystemen und die Vermeidung negativer Umweltfolgen (Chum et al., 2011; Coelho et al., 2012; Erb et al., 2012a, b; Haberl et al., 2011, 2013a). Systemische Effekte wie Landnutzungskonkurrenz sind dabei sowohl für die sozioökonomischen als auch für die ökologischen Auswirkungen sowie die THG-Emissionen wichtig (Haberl et al., 2013a; Smith et al., 2013). Nachhaltigkeitskriterien spielen in der Diskussion von Bioenergie eine zunehmend größere Rolle (Chum et al., 2011; Coelho et al., 2012; Haberl et al., 2010), können aber bei einseitiger Anwendung auf Biomasse für energetische Produktion die grundlegende Problematik nicht lösen (Frank et al., 2013).

2.9 Zusammenfassung von Handlungsoptionen

2.9 Summary of options

Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft sowie Naturschutz können wichtige Beiträge zum Klimaschutz leisten. Gleichzeitig stehen sie vor der Herausforderung, sich an die Veränderungen im Klimasystem anzupassen, ohne ein exaktes Bild über die zu erwartenden Veränderungen zu verfügen. Zwischen THG-Minderung und Anpassung bestehen zahlreiche Wechselwirkungen (Synergien und Trade-offs), deren Verständnis und Berücksichtigung eine wichtige Voraussetzung dafür ist, erfolgreiche Strategien zum Umgang mit dem Klimawandel entwickeln und umsetzen zu können. Bei Planung und Umsetzung dieser Maßnahmen ist zu beachten, dass Ökosysteme eine ganze Reihe von unverzichtbaren Ökosystemleistungen liefern. Dies reicht von der Produktion von Rohstoffen für Ernährung, Fasern und Energie bis hin zu Regulierungs- und Schutzfunktionen, etwa dem Schutz vor Lawinen, Hochwasser oder Muren. Für erfolgreiche Strategien im Umgang mit dem Klimawandel ist es nötig, die gesamte Vielfalt dieser Funktionen mit zu bedenken, da die meisten möglichen Maßnahmen eine Vielzahl an Auswirkungen auf verschiedene andere Ökosystemleistungen haben können.

Eine Herausforderung aus Perspektive einer langfristig angelegten Klimaschutzpolitik mag darin bestehen, dass in den nächsten Jahren und Jahrzehnten in den gemäßigten Zonen infolge moderater Temperaturanstiege und ausreichender Niederschläge die Einbußen gering sein werden oder sogar Produktivitätszuwächse erwartet werden (Easterling et al., 2007). Dies verringert den Handlungsdruck in den Industriestaaten und kann darüber hinwegtäuschen, dass auch für Österreich in der zweiten Jahrhunderthälfte mit gravierenderen Änderungen des Klimas gerechnet werden muss, welche substantielle Einflüsse auf Land- und Forstwirtschaft ausüben können.

- Die Landwirtschaft kann zur Verringerung von THG-Emissionen beitragen

Die Landwirtschaft bietet zahlreiche Möglichkeiten, um THG-Emissionen zu vermindern. Am vielversprechendsten sind Maßnahmen in den Bereichen Wiederkäuerfütterung, Wirtschaftsdüngerbehandlung, Stickstoffeffizienz und Bioenergieproduktion. Dabei sollte gleichzeitig eine ressourcenschonende, ressourceneffiziente und nachhaltige Landwirtschaft gefördert werden. Das effiziente Nutzen knapper Ressourcen erfordert standortangepasste Konzepte, welche die Produktivität des jeweiligen Standorts optimal ausnutzen. Die Bewertung von Minderungsmaßnahmen sollte nach ganzheit-

lichen Grundsätzen erfolgen, wobei internationale Auswirkungen wie beispielsweise indirekte Landnutzungseffekte, berücksichtigt werden sollten.

- Erfolgreicher Ausbau landwirtschaftlicher Bioenergie auf Basis integrierter Ansätze

Beim Ausbau der Bioenergieproduktion ist ein integrativer Ansatz erfolgversprechend, der die Nahrungs-, Faserpflanzen- und Energieproduktion sowohl in der Fruchtfolge als auch in der Tierhaltung sowie generell bei allen Biomasseflüssen (Stichwort: „kaskadische Nutzung“) integriert optimiert. Ein derartiger Ansatz kann Konkurrenzen um knappe Ressourcen, wie produktive Flächen oder Wasser, verringern und deutlich größere Bioenergiepotenziale liefern als eine isolierte Forcierung von Energiepflanzen für die Treibstoffproduktion in Konkurrenz zur Nahrungsproduktion. Zudem können derartige Systeme ressourcenschonend (Kreislaufwirtschaft) gestaltet werden, was vermutlich zu günstigen Emissionswerten führt. Eine Schlüsseltechnologie ist hierbei der Einsatz der anaeroben Vergärung (Biogasproduktion) zur Verwertung einer Vielzahl an Rest- und Abfallstoffen. Die Produktion flüssiger Treibstoffe kann, richtig in ein derartiges Konzept integriert, ebenfalls eine Rolle spielen. Bei nicht integrierten Systemen kann die Produktion fester Brennstoffe (z. B. in Kurzumtriebswäldern) für den Wärmemarkt oder Kraft-Wärme-Kopplung in der Regel zu niedrigeren Kosten deutlich höhere Energieerträge pro Hektar und Jahr und damit auch einen größeren Beitrag zum Klimaschutz liefern als Biokraftstoffe.

- Die Landwirtschaft steht vor der Herausforderung, sich an den Klimawandel anzupassen

Kurz- und langfristige Anpassungen in der landwirtschaftlichen Produktionstechnik und Landnutzung sind in allen Bereichen und Regionen unverzichtbar, da sich agrarklimatische Zonen verschieben. Verstärkte Begleitmaßnahmen zur Minderung von landwirtschaftlichen Produktionsrisiken auf institutioneller/politischer Ebene können helfen, eine ökonomisch und ökologisch nachhaltige Entwicklung der bäuerlichen Landwirtschaft zu erreichen. Operationelles Monitoring in kritischen Bereichen (z. B. Trockenheit, Schädlinge, Krankheiten) sollte verstärkt bzw. sichergestellt werden, um regionale Auswirkungen des Klimawandels rechtzeitig erkennen und bewerten zu können. Effiziente Wassernutzung und Bodenschutz bleiben zentrale Themen für eine nachhaltige und ressourcenschonende landwirtschaftliche Produktion. Dabei muss sichergestellt werden, dass Technologien zur Verfügung stehen (Technologieentwicklung) und von Seiten der LandnutzerInnen auch angewandt werden (Technologie-Diffusion).

- Die Forstwirtschaft spielt eine Schlüsselrolle für die Kohlenstoff- und Treibhausgasbilanz

Der österreichische Wald stellt derzeit in den meisten Jahren eine Kohlenstoffsенке dar, wobei die jährlich gespeicherte Kohlenstoffmenge in den letzten Jahren zurückging. Die THG-Emissionen aus Waldböden können durch Verbesserungen im Management verringert werden; besonders bei feuchten Standorten sowie sauren und stickstoffreichen Böden sind substanzielle Beiträge möglich. Eine Verringerung der Schlaggrößen kann die Emissionen ebenfalls verringern, ist allerdings derzeit nicht wirtschaftlich. Zu beachten ist, dass eine Steigerung des Holzeinschlags über einen Zeitraum von Jahren bis Jahrzehnten die Kohlenstoffsенке im Wald reduzieren kann. Die Gewinnung von Bioenergie aus forstlicher Biomasse kann helfen, die THG-Emissionen zu reduzieren, wenn sie in ein integriertes, differenziertes Nutzungskonzept eingebunden ist. Die Nutzung von Holz anstelle anderer, emissions- und energieintensiverer Materialien wie Beton, Stahl, etc. kann zu einer Verringerung der THG-Emissionen beitragen. Die größte Minderungswirkung für THG kann mit Hilfe von integrierten Bewirtschaftungs- und Nutzungskonzepten erzielt werden, bei denen das hoch qualitative Holz für möglichst langlebige Produkte verwendet wird und Schwachholz sowie Abfälle in der Produktionskette bzw. am Ende der Lebensdauer energetisch verwertet werden („kaskadische Nutzung“).

- Anpassung stellt die Forstwirtschaft vor allem auf Grund der langfristigen Planungszeiträume vor eine große Herausforderung

Die üblichen Rotationsperioden von 70 bis 100 Jahren bedeuten, dass die Forstwirtschaft langfristig vorausdenken muss (vgl. Band 2, Kapitel 3). Bei der Anpassung spielen Fragen, wie geeignetes Saatgut (Herkünfte), sowie die Verwendung nicht heimischer Baumarten, wie etwa der Douglasie, eine wichtige Rolle. Hier bestehen potenziell Zielkonflikte mit dem Naturschutz, die zu beachten sind. Eine Vielzahl von Anpassungsmaßnahmen betreffen Fragen wie Trocken- oder Hitzestress, Schadinsekten, forstschädliche Pilze sowie Extremereignisse, wie Stürme. Stärkere Durchforstung kann helfen, die Verwundbarkeit von Beständen gegenüber Stürmen zu verringern und Holzreserven bis zur langfristig nachhaltigen Entnahmemenge zu mobilisieren. Durchforstung liefert vermehrt Schwachholz, das für die Papier- und Plattenindustrie sowie als Bioenergie geeignet ist. Förderung von forstlicher Bioenergie trägt zur Wirtschaftlichkeit der Durchforstung bei, da sie die Preise für Schwachholz tendenziell steigert. Zudem bringt Durchforstung eine Wertsteigerung der verbleibenden Bäume mit sich. Allerdings führt Durchforstung zumindest kurz- und

mittelfristig zu einer Verringerung der Kohlenstoffsequestrierung. Hier besteht die Herausforderung darin, Optima unter Abwägung zahlreicher Kriterien, wie Wirtschaftlichkeit, Risiko, THG-Bilanz, andere Ökosystemleistungen, etc., zu finden.

- Die THG-Reduktionspotenziale in der Wasserwirtschaft selbst sind gering¹³

Die THG-Emissionen der Wasserwirtschaft selbst sind nicht sehr hoch; ein Reduktionspotenzial besteht vor allem durch Energiegewinnung bei Abwasserreinigungsanlagen durch Biogastechnologien; dies vor allem bei größeren Anlagen ab etwa 50000 Einwohnergleichwerten. Über THG-Emissionen in österreichischen Staubecken gibt es keine Untersuchungen, diese werden als gering eingeschätzt.

- Anpassung der Wasserwirtschaft an Hoch- und Niederwasser sowie Veränderungen im Sedimenthaushalt

Der Klimawandel stellt die Wasserwirtschaft vor eine Vielzahl von Herausforderungen, die jeweils spezifische Anpassungsmaßnahmen erfordern (vgl. Band 2, Kapitel 2). Das Hochwasserrisiko wird sich erhöhen und zeitlich verschieben; dem kann durch bauliche Maßnahmen, aber auch durch Veränderung der Bemessungswerte für Hochwässer begegnet werden. Niederwasser kann sowohl die Wasserqualität als auch die Schifffahrt beeinträchtigen und erfordert sowohl baulich-technische Maßnahmen als auch verbesserte Planungsgrundlagen. Erhöhtes Geschiebe- und Schwebstoffpotenzial kann eine Reihe an Problemen hervorrufen, etwa bei Wasserkraftanlagen aber auch für die Gewässerökologie. Es besteht ein breites Spektrum von Anpassungsmaßnahmen, die jeweils gemäß den spezifischen Erfordernissen zu planen sind. Durch Maßnahmen zur Verringerung von Erosion kann der Sedimenteintrag verringert werden, darunter fallen auch Maßnahmen wie Aufforstungen, welche Synergien mit THG-Minderung (Kohlenstoffsenke) aufweisen können. Maßnahmen zum Bodenschutz und zur Verbesserung des Bodenwasserhaushalts hätten auch positive Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit und Bodenkohlenstoffbilanz. Die Frage, ob die Wasserkrafterzeugung der bestehenden Kraftwerke durch den Klimawandel beeinträchtigt wird, ist nicht eindeutig geklärt und bedarf weiterer Bearbeitung. Der Klimawandel könnte auch die Wasserversorgung negativ beeinflussen; die Vernetzung kleinräumiger Versorger untereinander bzw. mit größeren Wasserversorgungsnetzen stellt hier eine wichtige Anpassungsmaßnahme dar.

- Anpassung von Naturschutz und Ökosystemmanagement an den Klimawandel erfordert integrative Ansätze

Der Klimawandel ist nur einer von mehreren Faktoren, welche einen Druck auf Ökosysteme und die Biodiversität ausüben und somit die zukünftige Fähigkeit der Ökosysteme in Frage stellen, essenzielle Ökosystemleistungen zu erbringen. Auch Land- und Forstwirtschaft sowie andere Eingriffe spielen hier eine wichtige Rolle. Anpassungsmaßnahmen können z. B. auch darin bestehen, bei vulnerablen Arten oder Ökosystemen nicht-klimabedingte Stressoren zu vermindern und so deren Resilienz zu steigern. Weitere Maßnahmen betreffen Neobiota, Grünraumgestaltung, Gestaltung und bessere Vernetzung von Schutzgebieten (Schaffung von Korridoren und Trittsteinen) sowie Anpassungen im Schutzgebietsmanagement. Der Berücksichtigung von Biodiversitäts- und Naturschutzkriterien beim Ausbau erneuerbarer Energie (Wasserkraft, Bioenergie) kommt große Bedeutung zu.

- Synergiepotenziale von Naturschutz und Vergrößerung von Kohlenstoffsenken im Wald und in Feuchtgebieten

Maßnahmen zur Erhaltung oder Vergrößerung von Kohlenstoffsenken bieten in vielen Fällen große Synergiepotenziale mit Natur- und Biodiversitätsschutz und können „win-win-Maßnahmen“ darstellen. Extensiv genutzte land- und forstwirtschaftliche Flächen, besonders aber Feuchtgebiete (Moore, etc.) spielen eine wichtige Rolle als Kohlenstoffsenken und sind gleichzeitig aus Sicht des Natur- und Biodiversitätsschutzes höchst wertvoll. Durch ihre Erhaltung bzw. Wiederherstellung können Synergien zwischen Klima- und Naturschutz lukriert werden. Auch die Aufgabe oder Verringerung der forstwirtschaftlichen Nutzung von schwer zugänglichen Wäldern kann sowohl deren Naturschutzwert erhöhen, als auch zur Schaffung von Kohlenstoffsenken beitragen. Damit derartige Potenziale von den Akteuren im größeren Umfang angenommen werden, wäre eine Abgeltung der durch Nutzungsänderungen erhaltenen bzw. geschaffenen Ökosystemleistungen wie Naturschutz und Kohlenstoffsequestrierung nötig. Bei allen Formen öffentlicher Ausgleichs für Naturschutzleistungen ist zu bedenken, dass mit steigenden Marktpreisen auch die Opportunitätskosten der land- und forstwirtschaftlichen Produktion steigen.

- Verringerung des Fleischkonsums sowie der Verluste in der Lebensmittelversorgungs- und -konsumkette können maßgeblich zur THG-Reduktion beitragen

Ein markanter Teil der mit dem Konsum assoziierten Umweltfolgen und THG-Emissionen entfällt auf die Bereitstellung von Lebensmitteln. Tierische Produkte sind in der EU für etwa

¹³ Wasserkraft wird in, Band 3, Kapitel 3 behandelt.

die Hälfte der entstehenden THG-Emissionen durch Ernährung verantwortlich. Eine Verringerung des Fleischkonsums kann eine deutliche Senkung der THG-Emissionen bewirken. Ein Umstieg auf Produkte aus biologischer Landwirtschaft kann – neben zahlreichen weiteren ökologischen Vorteilen – die THG-Emissionen reduzieren, wobei allerdings die im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft teilweise geringeren Flächenerträge zu beachten sind. Empfehlenswert ist daher vor allem eine Kombination aus Umstieg auf Bio-Produkte und Verringerung des Konsums tierischer Lebensmittel. Eine Verringerung der Verluste in der Produktions- und -konsumkette von Lebensmitteln kann ebenfalls deutliche Verringerungen der THG-Emissionen bewirken.

- Systemische Effekte in der Landnutzung können große Auswirkungen auf die THG-Bilanz haben

Während die Emissionen in der Prozesskette für viele Produkte – auch für biogene Kraftstoffe und andere Formen von Bioenergie – relativ gut bekannt sind, bestehen große Unsicherheiten bezüglich der Effekte von Landnutzungsänderungen (direkter und indirekter Landnutzungswandel). Systemische Effekte beinhalten sowohl Synergien, als auch Trade-offs; sie können sowohl sinkende THG-Emissionen (z. B. durch Kohlenstoffsequestrierung) als auch stark steigende THG-Emissionen (z. B. durch Entwaldung auf Grund von Verschiebungen in der Landnutzung) hervorrufen. Handel mit Biomasse bzw. biomassebasierten Produkten spielt hier eine große Rolle, ist aber bisher nur unzureichend erforscht.

2.10 Forschungsbedarf

2.10 Research needs

Prioritärer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich folgender Fragen:

- Auswirkungen des Klimawandels und empfehlenswerte Anpassungsoptionen in der Landwirtschaft sowie deren sozio-ökonomische Bewertung, vor allem im Bereich Schädlinge, Krankheiten bei Nutzpflanzen und -tieren, in der Pflanzenzüchtung, hinsichtlich der Produktionstechnik bei Nutzpflanzen (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Düngung) und möglicher Anpassung an klimatische Extreme. Ausbau verfügbarer Datengrundlagen für entsprechende Modellanwendungen dringend notwendig, insbesondere für räumlich hoch aufgelöste Analysen.
- Umfassende Treibhausgasbilanzen von landwirtschaftlichen Bioenergiesystemen in Österreich unter Berücksichtigung von direkten und indirekten Landnutzungseffekten. Dabei sollten insbesondere integriert optimierte Systeme (Fruchtfolge, kaskadische Biomassenutzung) im Detail untersucht werden, da diese vermutlich eine besonders günstige THG-Bilanz pro Energieeinheit aufweisen. Die Flächeneffizienz (THG-Reduktion pro Flächeneinheit) sollte dabei vordringlich berücksichtigt werden und möglichst flächeneffiziente Systeme (z. B. Kurzumtrieb) prioritär beforscht werden.
- Umfassende Bewertung von THG-Minderungsoptionen in der Tierhaltung und regionale Analyse von deren Umsetzungspotenzial.
- Verbesserung der Informationsgrundlagen (forstökologisch, forstwirtschaftlich, statistisch, etc.) für eine integrierte Optimierung des Beitrags der Forstwirtschaft zum Klimaschutz unter Berücksichtigung der Kohlenstoffbilanz des Waldes.
- Erhebung von kaskadischen Nutzungspotenzialen sowie generell eine Optimierung der forstwirtschaftlichen Biomasseflüsse.
- Verbesserung des Verständnisses der Wechselwirkungen zwischen Forstmanagement und Kohlenstoffflüssen und -beständen im Wald sowie deren Wechselwirkung mit dem Klimawandel.
- Quantifizierung der THG-Emissionen aus Staubecken und gegebenenfalls Erarbeitung von Maßnahmen zu ihrer Verringerung.
- Verstärkte Forschung zu Ursachen des Biodiversitätsverlustes kann helfen, Natur- und Biodiversitätsschutz besser in die Landnutzungs- und Ressourcenpolitik zu integrieren und so effizientere Maßnahmen zum Schutz von Arten und Ökosystemen angesichts des Klimawandels zu entwickeln.
- Kosten und Potenziale der THG-Minderung im Bereich Land- und Forstwirtschaft, Natur- und Biodiversitätsschutz und Wasserwirtschaft sind bisher für Österreich zu wenig erforscht, besonders im Bereich von Implementierungsfragen und Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen in den verschiedenen Sektoren.
- Potenzialabschätzungen für THG-Reduktion durch Ernährungsumstellung in Österreich, wobei vor allem Umsetzungsmöglichkeiten und -hemmnisse untersucht werden sollten sowie die Datengrundlagen zu Verlusten in der Lebensmittelversorgungs- und -verbrauchskette und die Erarbeitung von erfolgversprechenden Maßnahmen zur Reduktion der Verluste im Vordergrund stehen sollten.
- Forschung zu THG-Emissionen und anderen ökologischen Be- und Entlastungseffekten in der Vorleistungskette

te bei gehandelten Produkten; Erforschung von Verschiebungseffekten und indirektem Landnutzungswandel.

- Beforschung von systemischen Wechselwirkungen in der Landnutzung, Erarbeitung von Strategien zur verstärkten Nutzung von Synergien und Vermeidung oder Abmilderung von Trade-offs.
- Weitere Reduktion der Unsicherheit von Klimamodellen und Forschung zum Einfluss von Unsicherheit auf betriebliche bis nationale politische Entscheidungen.

2.11 Literaturverzeichnis

2.11 References

- AGES, 2012. Informationen zur Verwendung von importierter Soja bzw. Sojaextraktionsschrot als Futtermittel [WWW Document]. AGES. URL <http://www.ages.at/ages/ernaehrungssicherheit/gvo/soja-futtermittel> (accessed 11.21.13).
- Alexandrov, V., Eitzinger, J., Cajic, V., Oberforster, M., 2002. Potential impact of climate change on selected agricultural crops in north-eastern Austria. *Global Change Biology* 8, 372–389. doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00484.x
- Alvarez, R., Alvarez, C.R., Lorenzo, G., 2001. Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *European Journal of Soil Biology* 37, 161–166. doi:10.1016/S1164-5563(01)01085-8
- AMA, 2013. Fleischkonsum in Österreich. [WWW Document]. ama.at | Das Informationsportal der Agrarmarkt Austria. URL <http://www.ama-marketing.at/index.php?id=307> (accessed 11.21.13).
- Amann, G., Schennach, R., Kessler, J., Maier, B., Terzer, S., 2010. Handbuch der Vorarlberger Waldgesellschaften. Gesellschaftsbeschreibungen und waldbaulicher Leitfaden. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Forstwesen, Bregenz.
- Amon, B., Fröhlich, M., Amon, T., Zablatnik, B., Weissensteiner, R., 2007a. Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich (Endbericht No. GZ LE.1.3.2/0066-II/1/2005). Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 153–162. doi:10.1016/j.agee.2005.08.030
- Amon, B., Moitzl, G., Schimpl, M., Kryvoruchko, V., Wagner-Alt, C., 2002. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions from management of liquid manures (Final Report. On behalf of „Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environmental and Water Management“ and „Federal Ministry of Education“).
- Amon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Machmüller, A., Hopfner-Sixt, K., Bodiroza, V., Hrbek, R., Friedel, J., Pötsch, E., Wagen-tristl, H., Schreiner, M., Zollitsch, W., 2007b. Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations. *Bioresource Technology* 98, 3204–3212. doi:10.1016/j.biortech.2006.07.007
- Amon, T., Bauer, A., Leonhartsberger, C., 2008. Integrierte Systeme – Sieben Fragen und Antworten zur Nutzung von Bioenergie. *Wissenschaft & Umwelt Interdisziplinär, Energiezukunft* 11, 162–171.
- Amon, T., Kryvoruchko, V., Hopfner-Sixt, K., Amon, B., Ramusch, M., Milovanovic, D., Bodiroza, V., Sapik, R., Zima, J., Machmüller, A., 2006. Optimierung der Methanerzeugung aus Energiepflanzen mit dem Methanenergieerwertungssystem (Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie Energie Systeme der Zukunft, Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie No. Projektbericht 80/2006, Project Number 807736), Berichte aus Energie- und Umweltforschung 80/2006. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.
- Anderl, M., Böhmer, S., Gössl, M., Köther, T., Krutzler, T., Lampert, C., Poupa, S., Purzner, M., Stranner, G., Storch, A., Wiesenberger, H., Zechmeister, A., 2011c. Austria's National Air Emission Projections 2010–2030. Submission under the UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Report No. REP-0343). Um, Wien.
- Anderl, M., Braun, M., Böhmer, S., Gössl, M., Köther, T., Krutzler, T., Lampert, C., Pazdernik, K., Purzner, M., Poupa, S., Sporer, M., Storch, A., Stranner, G., Wiesenberger, H., Weiss, P., Zechmeister, A., Zethner, G., 2011b. GHG Projections and Assessment of Policies and Measures in Austria. Reporting under Decision 280/2004/EC. 15th March 2011 (0331). Umweltbundesamt Wien, Wien.
- Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Göttlicher, S., Köther, T., Kriech, M., Kuschel, V., Lampert, C., Pazdernik, K., Poupa, S., Purzner, M., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zechmeister, A., Zethner, G., 2012. Austria's National Inventory Report 2011. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. 0308). Umweltbundesamt, Wien.
- Anonymos, 2012. Züchtungsziel Trockentoleranz: Fit für den Klimawandel [WWW Document]. Anonymos. URL <http://www.biosicherheit.de/fokus/1430.trockentoleranz.html> (accessed 10.30.13).
- Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P.H., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10, 1618–1626. doi:10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x
- Assmann, E., 1961. Waldertragskunde: organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbestaenden. BLV-Verlagsgesellschaft, München-Wien.
- Audsley, E., Pearn, K.R., Simota, C., Cojocar, G., Koutsidou, E., Rounsevell, M.D.A., Trnka, M., Alexandrov, V., 2006. What can scenario modelling tell us about future European scale agricultural land use, and what not? *Environmental Science & Policy* 9, 148–162. doi:10.1016/j.envsci.2005.11.008
- Auer, I., Böhm, R., Mohnl, H., Potzmann, R., Schöner, W., Skomorowski, P., 2001. ÖKLIM – der digitale Klimaatlas Österreichs. Proceedings DACH Meteorologentagung 2001, Österreichische Beiträge zu Meteorologie und Geophysik, CD-ROM 27.
- Auerswald, K., Mutchler, C.K., McGregor, K.C., 1994. The influence of tillage-induced differences in surface moisture content on soil erosion. *Soil and Tillage Research* 32, 41–50. doi:10.1016/0167-1987(94)90031-0
- Austroclim, 2008. Identifikation von Handlungsempfehlungen zur Anpassung an den Klimawandel in Österreich, 1. Phase. BM-LFUW, Wien.

- Badura, H., Schneider, J., 2008. Durchleiten von Trübeströmen am Beispiel des Speichers Großsölk, in: Minor, H.-E. (Ed.), VAW Mitteilungen 207, Band 1. Presented at the Internationales Symposium „Neue Anforderungen an den Wasserbau“, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich, pp. 283–295.
- BAFU, UVEK, 2012. Anpassung an den Klimawandel: Wasserwirtschaft - Beitrag des Bundesamtes für Umwelt zur Anpassungsstrategie des Bundesrates. Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Baier, P., Pennerstorfer, J., Schopf, A., 2007. PHENIPS—A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. *Forest Ecology and Management* 249, 171–186. doi:10.1016/j.foreco.2007.05.020
- Ball, B.C., Scott, A., Parker, J.P., 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* 53, 29–39. doi:10.1016/S0167-1987(99)00074-4
- Ball, B.C., Smith, K.A., Klemetsson, L., Brumme, R., Sitaula, B.K., Hansen, S., Priemé, A., MacDonald, J., Horgan, G.W., 1997. The influence of soil gas transport properties on methane oxidation in a selection of northern European soils. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 102, 23309–23317. doi:10.1029/97JD01663
- Baroni, L., Cenci, L., Tettamanti, M., Berati, M., 2006. Evaluating the environmental impact of various dietary patterns combined with different food production systems. *Eur J Clin Nutr* 61, 279–286. doi:10.1038/sj.ejcn.1602522
- Barros, N., Cole, J.J., Tranvik, L.J., Prairie, Y.T., Bastviken, D., Huszar, V.L.M., del Giorgio, P., Roland, F., 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geosci* 4, 593–596. doi:10.1038/ngeo1211
- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A., Larsson, S., 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications* 15, 2084–2096.
- Bauer, A., Hrbek, R., Amon, B., Kryvoruchko, V., Bodiroza, V., Wagentristsl, H., Zollitsch, W., Liebmann, B., Pfeffer, M., Friedl, A., Amon, T., 2007. Potential of biogas production in sustainable biorefinery concepts, in: ETA-Florence, Italy and WIP-Münschen, Germany. Presented at the 15th European Biomass Conference and Exhibition, ETA-Florence, Italy and WIP-Munich, Berlin, Germany.
- Bauer, A., Leonhartsberger, C., Bösch, P., Amon, B., Friedl, A., Amon, T., 2010. Analysis of methane yields from energy crops and agricultural by-products and estimation of energy potential from sustainable crop rotation systems in EU-27. *Clean Technologies and Environmental Policy* 12, 153–161. doi:10.1007/s10098-009-0236-1
- Bauer, K., Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., 2009. Anpassungsstrategien bei Dauerkulturen., in: Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H. (Eds.), *Landwirtschaft im Klimawandel Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa*. Agrimedia, Clenze.
- Bauer, K., Fardossi, A., 2008. Mit Maßnahmen rechtzeitig gegensteuern. *Der W* 14–17.
- Baumgarten, A., Dersch, G., Hösch, J., Spiegel, H., Freudenschuß, A., Strauss, P., 2011. Bodenschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft. AGES, BAW, Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Bazzoffi, P., Chisci, G., 1999. Tecniche di conservazione del suolo in vignette peschete della collina cesenate. *Rivista di Agronomia* 3, 177–184.
- Berg, B., Berg, M.P., Box, E., Bottner, P., Breymer, A., Calvo de Anta, R., Couteaux, M.M., Gallardo, A., Escudero, A., Kratz, W., Madeira, M., Mc Clagherty, C., Meentemeyer, V., Munoz, F., Piuksi, P., Remacle, J., Virzo de Santo, A., 1993. Litter Mass Loss in Pine Forests of Europe: Relationship with Climate and Litter Quality, in: Breymer, A., Krawczyk, B., Kulikowski, R., Solon, J., Rosciszewski, M., Jaworska, B. (Eds.), *Geography of Organic Matter Production and Decay*. Scope Seminar, Szymbark, September 11–18, 1991. Polish Academy of Sciences, Warsaw, Poland, pp. 81–109.
- BFW, 2012. Österreichs Wald. Bundesforschungszentrum für Wald, Wien.
- BgBl, 1975. 440. Bundesgesetz vom 3. Juli 1975, mit dem das Forstwesen geregelt wird (Forstgesetz 1975).
- Bielza Diaz, M., Conte, C.G., Gallego Pinilla, F.J., Stroblmair, J., Catenaro, R., Dittmann, C., 2009. Risk Management and Agricultural Insurance Schemes in Europe (No. Report EUR 23943), JRC Reference Reports. JRC European Commission, ipsc, Ispra, Italy.
- Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42, 2849–2861. doi:10.1016/j.watres.2008.03.018
- Biodiversität und Klima - Konflikte und Synergien im Massnahmenbereich: ein Positionspapier der Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT), 2008. . Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT), Bern.
- Bird, D.N., Pena, N., Frieden, D., Zanchi, G., 2012. Zero, one, or in between: evaluation of alternative national and entity-level accounting for bioenergy. *GCB Bioenergy* 4, 576–587. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01137.x
- Blaschke, M., Bußler, H., Schmidt, O., 2008. Die Douglasie–(k) ein Baum für alle Fälle. *LWF Wissen, Die Douglasie - Perspektiven im Klimawandel* 59, 57–61.
- Blöschl, G., Schöner, W., Kroiß, H., Blaschke, A.P., Böhm, R., Haslinger, K., Kreuzinger, N., Merz, R., Parajka, J., Salinas, J.L., Viglione, A., 2011. Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft – Ziele und Schlussfolgerungen der Studie für Bund und Länder. *Österr Wasser- und Abfallw* 63, 1–10. doi:10.1007/s00506-010-0274-2
- Blöschl, G., Viglione, A., Heindl, H., 2008. Dynamik von Hochwasserbemessungsgrößen und Konsequenzen – Klimawandel, in: Habersack, H., Bürgel, J., Kanonier, A. (Eds.), *Floodrisk II, Vertiefung Und Vernetzung Zukunftsweiserer Umsetzungsstrategien Zum Integrierten Hochwassermanagement*. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, p. TP 6.2.
- Blum, A., 1989. Breeding methods for drought resistance, in: Jones, H.G., Flowers, T.G., Jones, M.B. (Eds.), *Plants under Stress: Biochemistry, Physiology, and Ecology and Their Application to Plant Improvement*, Society for Experimental Biology Seminar Series. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 197–215.
- Blum, A., 2005. Drought resistance, water-use efficiency, and yield potential—are they compatible, dissonant, or mutually exclusive? *Crop and Pasture Science* 56, 1159–1168.
- Blum, A., 2011. *Plant breeding for water-limited environments*. Springer.
- Blümel, S., 2012. Climate Change and Plant Health - increasing importance of bio control options for risk management of quarantine pests., in: IOBC-WPRS Bulletin. Presented at the Working Group „Biological Control of Fungal and Bacterial Plant Pathogens“, Graz, pp. 11–14.

- BMLFUW, 2000-2013. Grüner Bericht 1999, 2000, 2002, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Grüner Bericht gemäß § 9 des Landwirtschaftsgesetzes BGBl. Nr. 375/1992. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, 2006. Nationaler Biomasseaktionsplan für Österreich. Begutachtungsentwurf. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, 2007. Hydrologischer Atlas Österreichs. 3. Lieferung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2010a. Policy Paper – 2. Entwurf: Auf dem Weg zu einer nationalen Anpassungsstrategie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, 2010b. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009 (No. BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, BMWFJ, 2010. Energiestrategie Österreich. Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFWU, 2011. Kriterienkatalog Wasserkraft – Entwurf, Stand 11.4.2011. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Bodner, G., Himmelbauer, M., Loiskandl, W., Kaul, H.-P., 2010. Improved evaluation of cover crop species by growth and root factors. *Agronomy for sustainable development* 30, 455–464.
- Bondeau, A., Smith, P.C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., Smith, B., 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology* 13, 679–706. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01305.x
- Borron, S., 2006. Building resilience for an unpredictable future: how organic agriculture can help farmers adapt to climate change. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Böttcher, H., Verkerk, P.J., Gusti, M., Havlík, P., Grassi, G., 2012. Projection of the future EU forest CO₂ sink as affected by recent bioenergy policies using two advanced forest management models. *GCB Bioenergy* 4, 773–783. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01152.x
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616–626. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002
- Brang, P., Breznikar, A., Hanewinkel, M., Jandl, R., Maier, B., 2013. Managing Alpine Forests in a Changing Climate, in: Cerbu, G. (Ed.), *Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks*. InTech.
- Brang, P., Bugmann, H., Bürgi, A., Mühlethaler, U., Rigling, A., Schwitter, R., 2008. Klimawandel als waldbauliche Herausforderung. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 159, 362–373.
- Bright, R.M., Cherubini, F., Astrup, R., Bird, N., Cowie, A.L., Ducey, M.J., Marland, G., Pingoud, K., Savolainen, I., Strømman, A.H., 2012. A comment to „Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral“: Important insights beyond greenhouse gas accounting. *GCB Bioenergy* 4, 617–619. doi:10.1111/j.1757-1707.2012.01190.x
- Buchgraber, K., Schaumberger, A., Pötsch, E.M., Krautzer, B., Hopkins, A., 2011. Grassland farming in Austria-status quo and future perspective., in: *Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions*. Presented at the 16th Symposium of the European Grassland Federation (EGF), Gumpenstein, Austria., pp. 13–24.
- Büchsenmeister, R., 2011. Waldinventur 2007/09: Betriebe und Bundesforste nutzen mehr als den Zuwachs. *BFW Praxisinformation* 24, 6–9.
- Butterbach-Bahl, K., Gundersen, P., Ambus, P., 2011a. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems, in: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsen, H. van, Grizetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Earth and Environmental Sciences. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 99–125.
- Butterbach-Bahl, K., Nemitz, E., Zaehle, S., Billen, G., Boeckx, P., Erisman, J.W., Garnier, J., Upstill-Goddard, R., Kreuzer, M., Oenema, O., 2011b. Nitrogen as a threat to the European greenhouse gas balance, in: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsen, H. van, Grizetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Earth and Environmental Sciences. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 434–462.
- Calame, F., Troxler, J., Jeangros, B., 1992. Bestimmung der Wassermenge für eine optimale Beregnung von Naturwiesen im Goms (Oberwallis). *Landwirtschaft Schweiz* 5, 181–187.
- Canh, T.T., Aarnink, A.J., Verstegen, M.W., Schrama, J.W., 1998a. Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science* 76, 1123–1130.
- Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Mroz, Z., Jongbloed, A.W., Schrama, J.W., Verstegen, M.W.A., 1998b. 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. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(98)00148-1
- Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Schutte, J.B., Sutton, A., Langhout, D.J., Verstegen, M.W.A., 1998. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science* 56, 181–191. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(98)00156-0
- Canh, T.T., Schrama, J.W., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., Van't Klooster, C.E., Heetkamp, M.J.W., 1998c. Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science* 67, 583–590. doi:http://dx.doi.org/10.1017/S1357729800033026
- Canh, T.T., Sutton, A.L., Aarnink, A.J., Verstegen, M.W., Schrama, J.W., Bakker, G.C., 1998d. Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science* 76, 1887–1895.
- CBD, 2003. Interlinkages between biological diversity and climate change. Advice on the integration of biodiversity considerations into the implementation of the United Nations Framework Convention on Climate Change and its Kyoto protocol. (CBD Technical Series no. 10 No. 10). SCBD, CBD, Montre.
- CEC, 2007. Grünbuch der Kommission vom 29. Juni 2007 über die Anpassung an den Klimawandel in Europa, Kom(2007). Commission of the European Communities (CEC), Brussels.
- Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J.F., Aubinet, M., Bernhofer, C., Bondson, 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. doi:10.1016/j.agee.2010.09.020
- Cherubini, F., Peters, G.P., Berntsen, T., Strommann, A.H., Hertwich, E., 2011. CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy* 3, 413–426. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01102.x
- Choudhary, M.A., Lal, R., Dick, W.A., 1997. Long-term tillage effects on runoff and soil erosion under simulated rainfall for a central Ohio soil. *Soil and Tillage Research* 42, 175–184. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00005-6
- Christiansen, J.R., Vesterdal, L., Gundersen, P., 2012. Nitrous oxide and methane exchange in two small temperate forest catchments—effects of hydrological gradients and implications for global warming potentials of forest soils. *Biogeochemistry* 107, 437–454. doi:10.1007/s10533-010-9563-x
- Chum, H., Faaij, A., Moreira, J., Berndes, G., Dhamija, P., Gabrielle, B., Eng, A.G., Lucht, W., Mapako, M., Cerutti, O.M., McIntyre, T., Minowa, T., Pingoud, K., 2011. Bioenergy, in: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S., von Stechow, C. (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 209–332.
- Ciais, P., Schelhaas, M.J., Zaehle, S., Piao, S.L., Cescatti, A., Liski, J., Luysaert, S., Le-Maire, G., Schulze, E.-D., Bouriaud, O., Freibauer, A., Valentini, R., Nabuurs, G.J., 2008. Carbon accumulation in European forests. *Nature Geosci* 1, 425–429. doi:10.1038/ngeo233
- Coelho, S., Agbenyega, O., Agostini, A., Erb, K., Haberl, H., Hoogwijk, M., Lal, R., Lucon, O., Masera, O., Moreira, J.R., 2012. Land and water: linkages to bioenergy, in: *Global Energy Assessment - Toward a Sustainable Future*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA and the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria, pp. 1459–1525.
- Cordts, A., Duman, N., Grethe, H., Nitzko, S., Spiller, A., 2013. Auswirkungen eines verminderten Konsums von tierischen Produkten in Industrieländern auf globale Marktbilanzen und Preise für Nahrungsmittel. *Schriftenreihe der Rentenbank* 29, 103–135.
- De Toffol, S., Engelhard, C., Rauch, W., 2008. Influence of climate change on the water resources in an alpine region. *Water Sci. Technol.* 58, 839–846. doi:10.2166/wst.2008.705
- De Vries, M., de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128, 1–11. doi:10.1016/j.livsci.2009.11.007
- DelSontro, T., McGinnis, D.F., Sobek, S., Ostrovsky, I., Wehrli, B., 2010. Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments. *Environmental science & technology* 44, 2419–2425. doi:10.1021/es9031369
- Diercks, R., Heitefuss, R. (Eds.), 1990. *Integrierter Landbau*, 1. Auflage. ed. BLV Verlagsgesellschaft, DLG-Verlag, Landwirtschaftsverlag, Österreichischer Agrarverlag, Bugra, München, Münster-Hiltrup, Wien, Wabern-Bern.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S., Lee, D., 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE* 32.
- Dirnböck, T., Essl, F., Rabitsch, W., 2011. Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change. *Global Change Biology* 17, 990–996. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02266.x
- 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: Verstegen, M.W.A. (Ed.), *Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences: Proceedings of the First International Symposium on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences*, Wageningen (Doorwerth), The Netherlands, 8-11 June 1993, European Association for Animal Production. EAAP Publication. Pudoc Scientific Publishers, pp. 206–211.
- Drlik, S., Muhar, A., 2011. Handlungsfelder und Handlungsverantwortliche zur Klimawandelanpassung öffentlicher Grünanlagen in Städten. (Endbericht StartClim 2010 No. StartClim2010.A), *Anpassung an den Klimawandel: Weitere Beiträge zur Erstellung einer Anpassungsstrategie für Österreich*. BLMFUW, BMWF, BMWFJ, ÖBF, Wien.
- Dröslér, M., 2005. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. Technische Universität München, akultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, München.
- Dullinger, S., Dirnböck, T., Grabherr, G., 2004. Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology* 92, 241–252. doi:10.1111/j.0022-0477.2004.00872.x
- Easterling, W., Aggarwal, P.K., Batima, P., Brandner, K., Erda, L., Howden, M., Kirilenko, A., Morton, J., Soussana, J.-F., Schmidhuber, S., Tubiello, F., 2007. Food, fibre and forest products. In *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, in: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., Van der Linden, P., Hanson, C.E. (Eds.), *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 273–313.
- Eberstaller, J., Pinka, p., Knoblauch, H., Schneider, J., Badura, H., Jungwirth, M., Unfer, G., Wiesner, C., 2008. Nachhaltiges interdisziplinäres Feststoffmanagement an Stauräumen am Beispiel der Oberen Mur, in: Minor, E.H. (Ed.), *Internationales Symposium „Neue Anforderungen an den Wasserbau“*, 11.-12. September 2008, Band 2, VAW Mitteilungen. Eigenverlag der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie ETH Zürich, Zürich, p. 516.
- EC, 2007. *Anpassung an den Klimawandel in Europa - Optionen für Maßnahmen der EU* (No. KOMM(2007)354). Brüssel.
- EC, 2009. *How can you control climate change? Take Control! Additional suggestions* [WWW Document]. URL ec.europa.eu/environment/climat/campaign/control/additional_en.htm (accessed 5.1.12).
- EEA, 2007. *CLC2006 technical guidelines* (Technical report No. EEA Technical Report 17). European Environment Agency, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- EEA, 2012. *The European environment - state and outlook 2012* (Technical report). European Environment Agency, Office for Official Publications of the European Communities, Copenhagen.
- Eitzinger, J., 2010a. *Der Klimawandel – seine Auswirkungen auf agrarmeteorologische Aspekte und Anpassungsoptionen für die Landwirtschaft im europäischen Kontext*. *Ländlicher Raum* 2, 10.

- Eitzinger, J., 2007. Einfluss des Klimawandels auf die Produktionsrisiken in der österreichischen Landwirtschaft und mögliche Anpassungsstrategien. *Ländlicher Raum* 10.
- Eitzinger, J., Freyer, B., Friedel, J., 2009. Landnutzungsformen mit besonderer Betonung auf Nachhaltigkeit, in: Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H. (Eds.), *Landwirtschaft Im Klimawandel: Auswirkungen Und Anpassungsstrategien Für Die Land- Und Forstwirtschaft in Mitteleuropa*. Agrimedia, Clenze, pp. 247–253.
- Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H., 2009a. *Landwirtschaft im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa*. Agrimedia, Clenze.
- Eitzinger, J., Kubu, G. (Eds.), 2009. *Impact of Climate Change and Adaptation in Agriculture*. Extended Abstracts of the International Symposium, Boku-Met Report. University of Natural Resources and Applied Life Sciences (BOKU), Vienna, Vienna.
- Eitzinger, J., Kubu, G., Thaler, S., 2010. Konsequenzen des Klimawandels für das Ertragspotenzial und den Wasserhaushalt landwirtschaftlicher Pflanzenproduktion, in: ÖWAV (Ed.), *Auswirkungen Des Klimawandels Auf Hydrologie Und Wasserwirtschaft in Österreich*. Präsentation Der Aktuellen Studien. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, pp. 181–191.
- Eitzinger, J., Kubu, G., Thaler, S., Alexandrov, U., Utset, V., Mihailovic, D.T., Lalic, B., Trnka, M., Zalud, Z., Semerádová, D., Ventrella, D., Anastasiou, D.P., Medany, M., Altaher, S., Olejnik, J., Lesny, J., Nemesko, N., Simota, C., Cojocar, G., 2009b. Final report, including recommendations on adaptation measures considering regional aspects. Final scientific report of the ADAGIO Project: „Adaptation of agriculture in European regions at environmental risk under climate change“; Specific Support Action, FP6-2005-SSP-5-A, Proj.No.044210, Sixth Framework Programme (European Commission). (Final Report No. FP6-2005SSP-5-A). BOKU, Vienna.
- Eitzinger, J., Kubu, G., Thaler, S., Trnka, M., 2009c. Der Klimawandel, seine absehbaren Folgen für die Landwirtschaft in Oberösterreich und Anpassungsstrategien (Sonderbericht), in: Amt der Oö. Landesregierung (Ed.), *Grüner Bericht 2008 - 30. Bericht Über Die Wirtschaftliche Und Soziale Lage Der Oberösterreichischen Land- Und Forstwirtschaft Im Jahr 2008*. Amt der Oö. Landesregierung, Linz, pp. 97–106.
- Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Siska, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Zalud, Z., 2013. Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. *The Journal of Agricultural Science* 787–812. doi:10.1017/S0021859612000767
- Ellert, B.H., Janzen, H.H., 1999. Short-term influence of tillage on CO₂ fluxes from a semi-arid soil on the Canadian Prairies. *Soil and Tillage Research* 50, 21–32.
- Ellwanger, G., Ssymank, A.C., Essl, F., Rabitsch, W., 2013. Bedeutung der Schutzgebietsnetze im Klimawandel, in: Essl, F., Rabitsch, W. (Eds.), *Biodiversität und Klimawandel - Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. Springer, Berlin, pp. 342–352.
- Englisch, M., Reiter, R., 2009. Standörtliche Nährstoff-Nachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse. *BFW Praxisinformation* 18, 13–15.
- Enquete-Kommission, 1994. Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.), *Landwirtschaft und Ernährung - Quantitative Analysen und Fallstudien und ihre klimatische Relevanz.*, in: *Landwirtschaft, Band1 ,Teilband II*. Economica Verlag, Bonn.
- Erb, K.-H., 2004. Land use-related Changes in Aboveground Carbon Stocks of Austria's Terrestrial Ecosystems. *Ecosystems* 7, 563–572. doi:10.1007/s10021-004-0234-4
- Erb, K.-H., Gingrich, S., Krausmann, F., Haberl, H., 2008. Industrialization, Fossil Fuels, and the Transformation of Land Use: An Integrated Analysis of Carbon Flows in Austria 1830-2000. *Journal of Industrial Ecology* 12, 686–703. doi:10.1111/j.1530-9290.2008.00076.x
- Erb, K.-H., Haberl, H., Plutzer, C., 2012a. Dependency of global primary bioenergy crop potentials in 2050 on food systems, yields, biodiversity conservation and political stability. *Energy Policy* 47, 260–269. doi:10.1016/j.enpol.2012.04.066
- Erb, K.-H., Kastner, T., Luysaert, S., Houghton, R.A., Kummerle, T., Olofsson, P., Haberl, H., 2013. Bias in the attribution of forest carbon sinks. *Nature Clim. Change* 3, 854–856. doi:10.1038/nclimate2004
- Erb, K.-H., Mayer, A., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J., Haberl, H., 2012b. The interrelations of future global bioenergy potentials, food demand and agricultural technology, in: Gasparatos, A., Stromberg, P. (Eds.), *Socioeconomic and Environmental Impacts of Biofuels: Evidence from Developing Nations*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 27–52.
- Eriksson, L.O., Gustavsson, L., Hänninen, R., Kallio, M., Lyhkäin, H., Pingoud, K., Pohjola, J., Sathre, R., Solberg, B., Svanaes, J., 2012. Climate change mitigation through increased wood use in the European construction sector—towards an integrated modelling framework. *European Journal of Forest Research* 131, 131–144. doi:10.1007/s10342-010-0463-3
- Eshel, G., Martin, P.A., 2006. Diet, energy, and global warming. *Earth Interactions* 10, 1–17. doi:http://dx.doi.org/10.1175/EI167.1
- Essl, F., 2007. From ornamental to detrimental? The incipient invasion of Central Europe by *Paulownia tomentosa*. *Preslia* 79, 377–389.
- Essl, F., Milasowszky, N., Dirnböck, T., 2011. Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? *Basic and Applied Ecology* 12, 1–9. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.10.003
- Eugster, W., DelSontro, T., Sobek, S., 2011. Eddy covariance flux measurements confirm extreme CH₄ emissions from a Swiss hydropower reservoir and resolve their short-term variability. *Biogeosciences* 8, 2815–2831. doi:10.5194/bg-8-2815-2011
- European Environment Agency, 2013. EEA Fast Track Service Precursor on Land Monitoring - Degree of soil sealing — European Environment Agency (EEA) [WWW Document]. URL <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-fast-track-service-precursor-on-land-monitoring-degree-of-soil-sealing> (accessed 2.28.14).
- Evet, S.R., Schwartz, R.C., Casanova, J.J., Heng, L.K., 2012. Soil water sensing for water balance, ET and WUE. *Agricultural Water Management* 104, 1–9. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.12.002
- FAO, 2003. *Food energy - methods of analysis and conversion factors*, FAO Food and Nutrition Paper 77. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom.
- FAO, 2011. *World Livestock 2011. Livestock in food security*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO, 2012. *Food Outlook. Global Market Analysis*. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Rome, Italy.

- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319, 1235–1238. doi:10.1126/science.1152747
- Feichtinger, F., Stenitzer, E., 1995. Die Auswirkungen veränderter Klima-, Boden- und Bewirtschaftungsdaten auf die Nitratdynamik in der ungesättigten Zone – modellmäßige Sensitivitätsanalyse, in: Stofftransport und Stoffbilanz in Der Ungesättigten Zone. Presented at the 5. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, pp. 111–118.
- Fiener, P., Auerswald, K., 2009. Effects of hydrodynamically rough grassed waterways on dissolved reactive phosphorus loads coming from agricultural watersheds. *Journal of Environment Quality* 38, 548–559. doi:10.2134/jeq2007.0525
- Finkbeiner, M., 2013. Indirekte Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen – wissenschaftliche Belastbarkeit und Übereinstimmung mit internationalen Standards. Verband der deutschen Biokraftstoffindustrie, Verband der ölsaatenverarbeitenden Industrie in Deutschland, Berlin.
- Flachowsky, G., Lebzien, P., 2009. Comments on in vitro studies with methane inhibitors. *Animal Feed Science and Technology* 151, 337–339. doi:10.1016/j.anifeedsci.2009.02.003
- Flamm, C., Engel, C., Pauk, J., Grabenweger, P., Reitner, H., Heinrich, M., Murer, E., 2012. Einfluss von Trockenheit auf pflanzenbauliche Parameter, Ertrag und Qualität bei Winterweizen., in: ALVA Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel-, V.a. (Ed.), Ernährung Sichern – Trotz Begrenzter Ressourcen. Tagungsband 2012. Presented at the ALVA Jahrestagung 2012, Lehr- und Forschungszentrum für Gartenbau, Schönbrunn, pp. 42–44.
- Flanagan, D.C., Norton, L.D., Peterson, J.R., Chaudhari, K., 2003. Using polyacrylamide to control erosion on agricultural and disturbed soils in rainfed areas. *Journal of Soil and Water Conservation* 58, 301–311.
- Formayer, H., Kromb-Kolb, H., 2009a. Hochwasser und Klimawandel. Auswirkungen des Klimawandels auf Hochwasserereignisse in Österreich (Endbericht im Auftrag des World Wide Fund for Nature (WWF) No. BOKU-Met Report 7). Institut für Meteorologie (BOKU-Met) Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Formayer, H., Kromb-Kolb, H., 2009b. Auswirkungen des Klimawandels auf Hochwasserereignisse in Oberösterreich (Endbericht. Band 2 der Forschungsreihe „Auswirkungen des Klimawandels auf Oberösterreich“ im Auftrag des Umweltlandesrates Rudi Anschöber, Land Oberösterreich No. BOKU-Met Report 14). Institut für Meteorologie (BOKU-Met) Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Frank, S., Böttcher, H., Havlík, P., Valin, H., Mosnier, A., Obersteiner, M., Schmid, E., Elbersen, B., 2013. How effective are the sustainability criteria accompanying the European Union 2020 biofuel targets? *GCB Bioenergy* 5, 306–314. doi:10.1111/j.1757-1707.2012.01188.x
- Frank, S., Schönhart, M., Schmid, E., 2011. Eine Kosteneffektivitätsanalyse für ausgewählte Agrarumweltmaßnahmen in Österreich, in: Hambrusch, J., Larcher, M., Oedl-Wieser, T. (Eds.), Jahrbuch Der Österreichischen Gesellschaft Für Agrarökonomie. facultas. wuv Universitätsverlag, Wien, pp. 53–63.
- Freibauer, A., Drösler, M., Gensior, A., Schulze, E.-D., 2009. Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 84, 20–25.
- Freudenschuß, A., Sedy, K., Zethner, G., Spiegel, H., 2010. Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit: Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung (No. REP-0290). Umweltbundesamt, Wien.
- Freyer, B., 2003. Fruchtfolgen–konventionell, integriert, biologisch. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 74.
- Freyer, B., Surböck, A., Friedel, J.K., Heinzinger, M., 2007. Zukunft einer ökologisch genutzten Agrarlandschaft. *GAI-A-Ecological Perspectives for Science and Society* 16, 158–160.
- Freyer, B., Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J.K., Schuppenlehner, T., Bernhardt, K.G., Brandenburg, C., Bruckner, A., Eitzinger, J., Garcia-Meca, M.I., Gerersdorfer, T., Holzner, W., Klik, A., Laube, W., Laubhann, D., Mayr, J., Mursch-Radlgruber, E., Pachinger, B., Prochazka, B., Puschenreiter, M., Stallegger, M., Reiter, A.S., Straka, U., Wenzel, W., Wieshammer, G., Böhmer, K., Brunner, N., Hann, P., Kienegger, M., Kromp, B., Frauenschuh, E.M., Meindl, P., Putz, B., Schmid, H., Trska, C., Wedenig, D., 2010. Biologischer Ackerbau im Trockengebiet. *Ländlicher Raum* 3/12, 1–12.
- Friedlinghaus, M., Deumlich, D., Funk, R., Helming, K., Thiery, J., Völker, L., Winnige, B., n.d. Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg (ZALF Bericht No. 27). ZALF, Müncheberg.
- Fritsche, U., Eberle, U., Wiegmann, K., Schmidt, K., 2007. Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln (Arbeitspapier), Öko-Institut e (Arbeitspapier). Öko-Institut e.V., Darmstadt/Hamburg.
- Fuchs, M., 2005. Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf die Hydrologie verschiedener Regionen Österreichs (Dissertation). Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Konstruktiven Wasserbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Fuglie, K., Heisey, P., King, J., Pray, C.E., Schimmelpfennig, D., 2012. The Contribution of Private Industry to Agricultural Innovation. *Science* 338, 1031–1032. doi:10.1126/science.1226294
- Fuglie, K.O., Wang, S.L., 2013. New Evidence Points to Robust but Uneven Productivity Growth in Global Agriculture. *Global Journal of Emerging Market Economies* 5, 23–30. doi:10.1177/0974910112469266
- Gadermaier, F., Berner, A., Fließbach, A., Friedel, J.K., Mäder, P., 2012. Impact of reduced tillage on soil organic carbon and nutrient budgets under organic farming. *Renewable Agriculture and Food Systems* 27, 68–80.
- Garrido, A., Bielza, M., Rey, D., Minguez, I., Ruiz-Ramos, M., 2010. Insurance as an Adaptation to Climate Variability in Agriculture (Working Paper No. 002). Centre for the Management of Agricultural and Environmental Risks, ceigram -Centro de Estudios e Investigación para la gestión de Riesgos Agrarios y Medioambientales, Madrid.
- Gebhardt, T., Grams, T., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Schulz, C., Grimmeisen, W., Ammer, C., 2012. Helfen Durchforstungen bei Trockenheit? Erste Ergebnisse eines Versuchs zur Verbesserung der Wasserversorgung junger Fichtenbestände. *LWF aktuell* 8–10.
- Gerersdorfer, T., Eitzinger, J., Bahrs, E., 2009. Landscape structures (hedgerows) as adaptation measure to climate change in semi-arid regions, in: Eitzinger, J., Kubu, G. (Eds.), Impact of Climate Change and Adaptation in Agriculture. Extended Abstracts of the International Symposium, Boku-Met Report. University of Natural Resources and Applied Life Sciences (BOKU), Vienna, Vienna, pp. 130–134.
- Gessl, C., 2013. Teller, Trog, Trank - eine Mengenbetrachtung. Entwicklung der österreichischen Getreidebilanz., Österreichischer Biomasseverband.

- Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H., 2007. Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. *Regional Environmental Change* 7, 37–47.
- Ginkel, M. van, Calhoun, D.S., Gebeyehu, G., Miranda, A., Tianyou, C., Lara, R.P., Trethowan, R.M., Sayre, K., Crossa, J., Rajaram, S., 1998. Plant traits related to yield of wheat in early, late, or continuous drought conditions. *Euphytica* 100, 109–121. doi:10.1023/A:1018364208370
- Glauning, J., 2011. Neue Unkräuter – Wissen fehlt noch. *BIO Austria Zeitung* 2, 16–17.
- GLP, 2005. GLocal Land Project. Science Plan and Implementation Strategy (No. IGBP Report 53/IHDP Report No. 19). GBP Secretariat, Stockholm.
- Gollner, G., Schweinzer, A., Friedel, J.K., 2012. Standortangepasste, leguminosenbasierte Fruchtfolgen und effiziente Nährstoffkreisläufe zum Erhalt von Bodenfruchtbarkeit und Ertragsstabilität sowie zur Verringerung von Treibhausgasemissionen (Poster), in: Gerzabek, M.H. (Ed.), Quo Vadis, Universitäten? [Festsymposium 140 Jahre Universität Für Bodenkultur Wien „Quo Vadis, Universitäten?“, Universität Für Bodenkultur, 1190 Wien, Muthgasse 18, 2.-3. Februar 2012]. Universität für Bodenkultur, Wien, pp. 130–132.
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barancok, P., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Kazakis, G., Krajci, J., Larsson, P., Mallaun, M., Michelsen, O., Moiseev, M., Moiseev, P., Molau, U., Merzouki, A., Nagy, L., Nakhutsrishvili, G., Pedersen, B., Pelino, G., Puscas, M., Rossi, G., Stanisci, J.-P., Theurillat, Tomaselli, Villar, L., Vittoz, P., Vogiatzakis, I., Grabherr, G., 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change Letter* 2, 111–115. doi:10.1038/nclimate1329
- Götzl, M., Schwaiger, E., Sonderegger, G., Süßenbacher, E., 2011d. Ökosystemleistungen und Landwirtschaft - Erstellung eines Inventars für Österreich (Report No. REP-0355). Umweltbundesamt, Wien.
- Graiss, W., Krautzer, B., Pötsch, E.M., Hopkins, A., 2011. Suitability of alternative grass species for grassland management in Austria under changing climatic conditions., in: Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions. Proceedings of the 16th Symposium of the European Grassland Federation, Gumpenstein, Austria, 29th-31st August, 2011. pp. 440–442.
- Gril, J.J., Canler, J.P., Carsouille, J., 1989. The benefits of permanent grass and mulching for limiting runoff and erosion in vineyards. Experimentations using rainfall simulations in the Beaujolais, in: Schwertmann, U., Rickson, R.J., Auerswald, K. (Eds.), Soil Erosion Protection Measures in Europe. Proceedings of the European Community Workshop on Soil Erosion Protection, Freising, FR Germany, May 24-26, 1988, Soil Technology Series. Catena Verlag, Cremlingen-Destedt, Deutschland, pp. 157–66.
- Gröbmaier, J., Gandorfer, M., Heißenhuber, A., 2009. Handlungsmöglichkeiten zur Beeinflussung des durch den Klimawandel induzierten Risikos in der Landwirtschaft, in: Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H. (Eds.), Landwirtschaft Im Klimawandel: Auswirkungen Und Anpassungsstrategien Für Die Land- Und Forstwirtschaft in Mitteleuropa. Agrimedia, Clenze, pp. 219–235.
- Grummer, J., 2009. Einfluß des Klimawandels auf die Tiergesundheit, in: Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H. (Eds.), Landwirtschaft Im Klimawandel: Auswirkungen Und Anpassungsstrategien Für Die Land- Und Forstwirtschaft in Mitteleuropa. Agrimedia, Clenze, pp. 219–235.
- Grünig, A., Steiner, G.M., 2010. Moore: vom Aschenputtel zur Prinzessin. *Natur & Land* 96, 4–11.
- Grunwald, D., Fender, A.-C., Erasmí, S., Jungkunst, H.F., 2012. Towards improved bottom-up inventories of methane from the European land surface. *Atmospheric Environment* 51, 203–211. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.025
- GSchV, 1998. Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSchV) 814.201.
- Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. *BFW Praxisinformation* 6, 11–14.
- Guérin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C., Seyler, P., Delmas, R., 2006. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters* 33. doi:10.1029/2006GL027929
- Gundersen, P., Christiansen, J.R., Alberti, G., Brüggemann, N., Castaldi, S., Gasche, R., Kitzler, B., Klemetsson, L., Lobo-dovale, R., Moldan, F., Rütting, T., Schleppei, P., Weslien, P., Zechmeister-Boltenstern, S., 2012. The greenhouse gas exchange responses of methane and nitrous oxide to forest change in Europe. *Biogeosciences Discussions* 9, 6129–6168.
- Gustavsson, L., Sathre, R., 2011. Energy and CO2 analysis of wood substitution in construction. *Climatic change* 105, 129–153.
- Haas, W., Weisz, U., Pallua, I., Hutter, H.-P., Essl, F., Knoflacher, H., Formayer, H., Gerersdorfer, T., Balas, M., 2010. Handlungsempfehlungen zur Anpassung an den Klimawandel in Österreich, Aktivitätsfelder: Gesundheit, Natürliche Ökosysteme/Biodiversität und Verkehrsinfrastruktur (Im Auftrag des Klima- und Energiefonds.). *AustroClim*, Wien.
- Haberl, H., 2013. Net land-atmosphere flows of biogenic carbon related to bioenergy: towards an understanding of systemic feedbacks. *Global Change Biology Bioenergy* 5, 351–357. doi:10.1111/gcbb.12071
- Haberl, H., Beringer, T., Bhattacharya, S.C., Erb, K.-H., Hoogwijk, M., 2010. The global technical potential of bio-energy in 2050 considering sustainability constraints. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, 394–403. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.10.007
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Adensam, H., Schulz, N.B., 2003. Land-use change and socio-economic metabolism in Austria—Part II: land-use scenarios for 2020. *Land use policy* 20, 21–39. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0264-8377(02)00049-2
- 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. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00059-8
- Haberl, H., Kastner, T., Schaffartzik, A., Ludwiczek, N., Erb, K.-H., 2012a. Global effects of national biomass production and consumption: Austria's embodied HANPP related to agricultural biomass in the year 2000. *Ecological Economics* 84, 66–73. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.09.014
- Haberl, H., Schulze, E.-D., Körner, C., Law, B.E., Holtsmark, B., Luysaert, S., 2013. Response: complexities of sustainable forest use. *GCB Bioenergy* 5, 1–2. doi:10.1111/gcbb.12004
- 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., 2012b. Correcting a fundamental error in greenhouse gas accounting related to bioenergy. *Energy Policy* 45, 18–23. doi:10.1016/j.enpol.2012.02.051
- Habersack, H., 2009. Feststoffhaushalt, Flussmorphologie, ökologischer Zustand und Hochwasserschutz. Hintergrundpapier NGP.
- Habersack, H., Bürgel, J., Kanonier, A., 2009. FloodRisk II. Vertiefung und Vernetzung zukunftsweisender Umsetzungsstrategien zum integrierten Hochwassermanagement (Synthesebericht).
- Habersack, H., Hauer, C., Schober, B., Dister, E., Quick, I., Harms, O., Döpke, M., Wintz, M., Piquette, E., Tiefenbach, M., Schwarz, U., 2008. Flood risk reduction by preserving and restoring river floodplains (PRO_Floodplain). ERA-NET CRUE Funding Initiative on Flood Risk Management Research (CRUE Research Report No. I-3). CRUE Funding Initiative on Flood Risk Management Research, London.
- Habersack, H., Hengl, M., Huber, B., Lalk, P., Tritthart, M., 2011a. ÖWAV Arbeitsbehelf Fließgewässermodellierung–Feststofftransport und Gewässermorphologie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.
- Habersack, H., Schnedier, J., Bogner, K., Markart, G., Kohl, B., Badura, H., Fenicia, F., Gamerith, B., Koboltschnig, G., Mayr, P., Mischker, J., Öhlböck, K., Preinsdorfer, S., Santner, P., Wakonig, B., Botthof, M., Fieger, S., 2002. Water resources management in a changing environment: the impact of sediment on sustainability – WARMICE. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, Universität für Bodenkultur, Wien., Wien.
- Habersack, H., Schneider, J., 2001. Reservoir sedimentation – catchment wide analysis of erosion, transport, deposition and remobilization., in: Proceedings of the Hydro 2001 (Hydropower and Dams) Conference. Presented at the Hydro 2001 (Hydropower and Dams), Italy, pp. 727–736.
- Habersack, H., Schober, B., Krapesch, G., Jäger, E., Muhar, S., Poppe, M., Preis, S., Weiss, M., Hauer, C., 2010. Neue Ansätze im integrierten Hochwassermanagement: Floodplain Evaluation Matrix FEM, flussmorphologischer Raumbedarf FMRB und räumlich differenziertes Vegetationsmanagement egetationsmanagement VeMaFLOOD. ÖWAV (Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft) 62, 15–21.
- Habersack, H., Wagner, B., Hauer, C., Jäger, E., 2012. Wasserkraft in Österreich — aktueller Bestand und Decision Support System (DSS Wasserkraft). OEAWW 64, 336–343. doi:10.1007/s00506-012-0405-z
- Habersack, H., Wagner, B., Hauer, C., Jäger, E., Krapesch, G., Strahlhofer, L., Volleritsch, M., Holzapfel, P., Schmutz, S., Schindegger, R., 2011b. DSS_KLIM: EN: Entwicklung eines Decision Support Systems zur Beurteilung der Wechselwirkungen zwischen Klimawandel, Energie aus Wasserkraft und Ökologie (Endbericht). Studie im Auftrag der Kommunalkredit Austria AG, gefördert vom Klima- und Energiefonds, Wien.
- Hackl, E., Zechmeister-Boltenstern, S., Kandler, E., 2000. Nitrogen dynamics in different types of pasture in the Austrian Alps. *Biol Fertil Soils* 32, 321–327. doi:10.1007/s003740000255
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2011. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) : 2011 Update (Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organised by the UNSD, the EEA and the World Bank, London, December 2011 No. EEA/BSS/07/007). European Environment Agency, UK.
- Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Clim. Change* 3, 203–207. doi:10.1038/nclimate1687
- Hänggi, P., Plattner, C., 2009. Projekt Klimaänderung und Wasserkraftnutzung. Geographisches Institut Universität Bern Netzwerkwasser im Berggebiet, Davos, Bern, Davos.
- Hartl, W., Erhart, E., Feichtinger, F., 2012. Humusaufbau auf Ackerflächen im Zusammenhang mit Klima-, Boden- und Gewässerschutz. 3. Umweltökologisches Symposium „Wirkung von Maßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz“, 6.-7.3.2012, LFZ Raumberg-Gumpenstein, Irnding 39–44.
- Harvey, B.C., White, J.L., 2008. Use of Benthic Prey by Salmonids under Turbid Conditions in a Laboratory Stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 137, 1756–1763. doi:10.1577/T08-039.1
- Hasenauer, H., 2012. Die Bedeutung der Waldwirtschaft für den Kohlenstoffhaushalt., in: Österreichischer Biomasseverband (Ed.), Energie Aus Der Region, Zukunftsfähig Und Nachhaltig, Österreichischer Biomasseverband. pp. 26–33.
- Hauenstein, W., 2008. Wasserkraft und Klimawandel, in: Verein für Ökologie und Umweltforschung (Ed.), Stromwirtschaft Im Klimawandel. Auswirkungen Der Klimaveränderung Auf Die Erzeugung von Strom., Tagungsband. Presented at the Umwelttagung des Vereins für Ökologie und Umweltforschung, Passau, pp. 33–50.
- Hauer, C., Unfer, G., Holzmann, H., Schmutz, S., Habersack, H., 2013. The impact of discharge change on physical instream habitats and its response to river morphology. *Climatic Change* 116, 827–850. doi:10.1007/s10584-012-0507-4
- Hauer, W., FH Analytik, 2011. Lebensmittelabfälle im Haus-, Gewerbe- und Sperrmüll in Österreich 2010. Korneuburg.
- Hauk, E., Schadauer, K., 2009. Instruktionen für die Feldarbeit der Österreichischen Waldinventur 2007–2009. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Wien 201.
- Hennegriff, W., Kolokotronis, V., Weber, H., Bartels, H., 2006. Klimawandel und Hochwasser: Erkenntnisse und Anpassungsstrategien beim Hochwasserschutz. KA - Abwasser, Abfall 53, 770–779.
- Heumesser, C., Fuss, S., Szolgayová, J., Strauss, F., Schmid, E., 2012. Investment in Irrigation Systems under Precipitation Uncertainty. *Water Resour Manage* 26, 3113–3137. doi:10.1007/s11269-012-0053-x
- Hofmann, I., 2002. Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen – Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Gesellschaft (Habilitationsschrift Fachbereich Agrarwissenschaften, Ökotrophologie und Umweltmanagement). Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.
- Höltinger, S., Schmidt, J., Schmid, E., 2012. The Green Biorefinery Concept: Optimal plant locations and sizes for Austria. *Jahrbuch der ÖGA (Österreichische Gesellschaft für Agrarökonomie)* 21/1, 147–156.
- Holtmark, B., 2012. Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt. *Climatic Change* 112, 415–428. doi:10.1007/s10584-011-0222-6
- Holzapfel, G., Weihs, P., Florineth, F., 2012. Influences of Riparian Vegetation on the Ecology of River Systems - Shading Effects of Riparian Vegetation, in: ISE 2012 Proceedings. Presented at the 9th international Symposium on Ecohydraulics 2012, Institute of Water Management, Hydrology and Hydraulic Engineering - University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria.
- Holzmann, H., Lehmann, T., Formayer, H., Haas, P., 2010. Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf Hochwasser und Wasserhaushaltskomponenten ausgewählter Einzugsgebiete

- in Österreich. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft* 62, 7–14. doi:10.1007/s00506-009-0154-9
- Höper, H., 2007. Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *Telma* 37, 85–116.
- Hopfner-Sixt, K., Simic, V., Amon, T., 2007. Energie aus Biogas. *Spektrum der Wissenschaft Spezial* 1, 58–63.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., Zollitsch, 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. doi:10.1017/S1742170510000025
- Hörtenhuber, S., 2012. Berechnungen zu den Auswirkungen einer reduzierten Lebendmasse von Milchkühen sowie eines steigenden Viehbestands. Berechnungen für die Task-Force „Tierhaltung“. BMLFUW, Wien.
- Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Zollitsch, 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. doi:10.1002/jsfa.4293
- Horton, P., Schaefli, B., Mezghani, A., Hingray, B., Musy, A., 2006. Assessment of climate-change impacts on alpine discharge regimes with climate model uncertainty. *Hydrological Processes* 20, 2091–2109. doi:10.1002/hyp.6197
- Houghton, R. a., Goodale, C. I., 2004. Effects of Land-Use Change on the Carbon Balance of Terrestrial Ecosystems, in: Defries, R.S., Asner, G.P., Houghton, R.A. (Eds.), *Ecosystems and Land Use Change*. American Geophysical Union, pp. 85–98.
- Hudiburg, T.W., Law, B.E., Wirth, C., Luysaert, S., 2011. Regional carbon dioxide implications of forest bioenergy production. *Nature Climate Change* 1, 419–423. doi:10.1038/nclimate1264
- Hülsbergen, K.-J., 2011. Sequestrierung landwirtschaftlicher Böden. *Humuswirtschaft & Kompost aktuell* 1/2, 1–5.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Willis, S.G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. *Lynx Edicions*, Barcelona.
- IFOAM, 2011. Principles of organic agriculture. Preamble. International Federation of Organic Farming Movements, Bonn.
- Immler, T., Tiefenbacher, C., Muck, M., 2006. Waldschutzsituation im Herbst 2006: Borkenkäfer halten Waldschützer in Atem. *Forstschutz Aktuell* 37, 8–10.
- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IWAG-TU, 2012. Forschungsbereiche für Wassergütwirtschaft und Biologie und Chemie des Wassers: ReLaKO [WWW Document]. URL <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/arbeits-und-forschungsschwerpunkte/klimawandel-und-wasserwirtschaft/relako.html> (accessed 11.26.13).
- Jandl, R., 2011. Land use form affects the soil carbon pool – Case study Austria. EGU General Assembly 2011 13, 1.
- Jandl, R., Enlisch, M., Reiter, R., Schindlbacher, A., Ledermann, T., Gschwantner, T., 2014. Assessing temporal soil carbon changes by means of soil inventories and a simulation model. *Forest Ecology and Management* submitted.
- Jandl, R., Schüler, S., 2012. Anpassung der Waldbewirtschaftung an den Klimawandel. *BFW Praxisinformation, Adaptives Management angesichts eines Klimawandel* 30, 29–30.
- Jandl, R., Schüler, S., Schindlbacher, A., Tomiczek, C., 2013. Forests, Carbon Pool, and Timber Production, in: Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R.F., Schneider, B.U., Braun, J. von (Eds.), *Ecosystem Services and Carbon Sequestration in the Biosphere*. Springer Netherlands, pp. 101–130.
- Jasser, C., Diwold, G., 2011. Baumartenwahl im Mühlviertel. Empfehlungen für das Wuchsgebiet Mühlviertel und Sauwald. Amt der Oö. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, Wirtschaftliche und Ländliche Entwicklung, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Linz.
- Jongebreur, A., Monteny, G., Ogink, N., 2005. Livestock production and emissions of volatile gases., in: Kuczyński, T., Dämmgen, U., Webb, J., Myczko, A. (Eds.), *Emissions from European Agriculture*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.
- JRC, 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS). (Final R). Joint Research Centre, European Commission, Brussels.
- Jungmeier, M., 2010. Untersuchungen über die Viröse Gelbverzwergung (barley yellow dwarf virus) an Wintergerste (*Hordeum vulgare* L.) in der Vegetationsperiode 2008/2009 (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S., 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. UTB, Stuttgart.
- Kalt, G., Kranzl, L., Adensam, H., Zawichowski, M., Stürmer, B., Schmid, E., 2010a. Strategien für eine nachhaltige Aktivierung landwirtschaftlicher Bioenergie-Potenziale (Endbericht). Technische Universität Wien im Auftrag von Kli:en, Wien.
- Kalt, G., Kranzl, L., Haas, R., April 2010b. Long-term strategies for an efficient use of domestic biomass resources in Austria. *Biomass and Bioenergy* 34, 449–466. doi:10.1016/j.biombioe.2009.12.009
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* 43, 4093–4103. doi:10.1016/j.watres.2009.03.001
- Kapeller, S., Lexer, M.J., Geburek, T., Hiebl, J., Schueler, S., 2012. Intraspecific variation in climate response of Norway spruce in the eastern Alpine range: Selecting appropriate provenances for future climate. *Forest Ecology and Management* 271, 46–57. doi:10.1016/j.foreco.2012.01.039
- Kirchgessner, M., Roth, F.X., Windisch, W., 1993. Verminderung der Stickstoff- und Methanausscheidung von Schwein und Rind durch die Fütterung. *Übersichten zur Tierernährung* 21, 89–120.
- Kirchner, M., Strauss, F., Heumesser, C., Schmid, E., 2012. Integrative model analysis of adaptation measures to a warmer and drier climate, in: Hambrusch, J., Hoffmann, C., Kantalhardt, J., Oedl-Wieser, T. (Eds.), *Jahrbuch Der Österreichischen Gesellschaft Für Agrarökonomie*. Facultas-Verlag, Wien, pp. 177–186.
- Kirschbaum, M.U.F., 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 753–760. doi:10.1016/0038-0717(94)00242-S
- Kleidorfer, M., Möderl, M., Sitzenfrei, R., Urich, C., Rauch, W., 2009. A case independent approach on the impact of climate change effects on combined sewer system performance. *Water science and technology* 60, 1555–1564. doi:10.2166/wst.2009.520
- Kleinbauer, I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S., Albrecht, F.M., 2010b. Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich (BfN-Skripten No. 275). Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, Bad Godesberg.
- Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J., Essl, F., 2010a. Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into

- nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation* 143, 382–390. doi:10.1016/j.biocon.2009.10.024
- Klemedtsson, L., Ernfors, M., Björk, R.G., Weslien, P., Rütting, T., Crill, P., Sikström, U., 2010. Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* (L.) Karst. forest on a drained organic soil. *European Journal of Soil Science* 61, 734–744. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01279.x
- Klemedtsson, L., Von Arnold, K., Weslien, P., Gundersen, P., 2005. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology* 11, 1142–1147. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x
- Klik, A., 2003. Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag sowie auf Nährstoff- und Pestizidausträge. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 55, 89–96.
- Klik, A., Eitzinger, J., 2010. Impact of climate change on soil erosion and the efficiency of soil conservation practices in Austria. *The Journal of Agricultural Science* 148, 529–541. doi:10.1017/S0021859610000158
- Klik, A., Hofmann, J., 2011. Using the concept of a soil quality index (SQI) TO evaluate agricultural soils with and without soil protection measures in Lower Austria, in: IAEA (Ed.), *Impact of Soil Conservation Measures on Erosion Control and Soil Quality*. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 297–309.
- Klik, A., Rosner, J., Loiskandl, W., 1998. Effects of temporary and permanent soil cover on grape yield and soil chemical and physical properties. *Journal of Soil and Water Conservation* 53, 249–253.
- Klik, A., Trümper, G., Baatar, U., Strohmaier, S., Liebhard, P., Deim, F., Moitzi, G., Schüller, M., Rampazzo, N., Mentler, A., Rampazzo-Todorovic, G., Brauner, E., Blum, W., Köllensperger, G., Hann, S., Breuer, G., Stürmer, B., Frank, S., Blatt, J., Rosner, J., Zwatz-Walter, E., Bruckner, R., Gruber, J., Spieß, R., Sanitzer, H., Haile, T.M., Selim, S., Grillitsch, B., Altmann, D., Guseck, C., Bursch, W., Fürhacker, M., 2010. Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf Kohlenstoffdynamik, CO₂-Emissionen und das Verhalten von Glyphosat und AMPA im Boden (Abschlussbericht No. Forschungsprojekt Nr.: 100069, GZ BMLFUW-LE.1.3.2/0130-II/1/2006). im Auftrag des BMLFUW in Kooperation mit den Bundesländern Niederösterreich und Steiermark, Wien.
- Klinglmüller, M., 2013. Effects of biochar on greenhouse gas fluxes from agricultural soils and resulting greenhouse gas abatement costs – an Austrian case study (Master Thesis). Universität für Bodenkultur Wien, Österreich, Wien.
- Klinglmüller, M., Kitzler, B., Bucker, J., Wimmer, B., Watzinger, A., Zehetner, F., Soja, G., Zechmeister-Boltenstern, S., 2011. Effects of biochar on greenhouse gas fluxes of agricultural soils., in: *Geophysical Research Abstracts*. Presented at the EGU General Assembly 2011, Copernicus GmbH, Wien.
- KLIWA, 2006. Unser Klima ändert sich, Folgen-Ausmaß-Strategien. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg.
- Klöcking, B., Haferkorn, U., Bräunig, A., 2009. Auswirkungen des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt in Sachsen – Modellierung und Lysimeterbeobachtungen, in: *Lysimeter - Perspektiven in Forschung und Anwendung*. Bericht der 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, 21. und 22. April 2009. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein, Irnding, pp. 127–130.
- Koerber, K. von, Kretschmer, J., 2000. Zukunftsfähige Ernährungsgesundheits-, Umwelt-, Wirtschafts- und Sozialverträglichkeit im Lebensmittelbereich. *Zeitschrift für Ernährungsökologie (ERNO)* 1, 39–46. doi:http://dx.doi.org/10.1065/erno2000.02.005
- Koetse, M.J., Rietveld, P., 2009. The impact of climate change and weather on transport: An overview of empirical findings. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 14, 205–221. doi:10.1016/j.trd.2008.12.004
- Koland, O., Meyer, I., Schmid, E., Gobiet, A., Kletzan-Slamani, D., Kettner, C., Loibenegger, T., Schmid, C., Schönhart, M., Trink, T., 2010. Adequacy of Mitigation and Adaptation Options for a Case Study Region in Austria – The Case for Agriculture and Forestry. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien.
- Koland, O., Schönhart, M., Schmid, E., 2013. International Trade of Bio-Energy Products - Economic Potentials for Austria (Study), Study commissioned by the Austrian Federal Ministry of Economic Affairs, Family and Youth (BMWFJ) as part of the project „Research Centre International Economics“ FIW. Wegener Center for Climate and Global Change, University of Graz and Institute for Sustainable Economic Development, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Vienna.
- Köpke, U., Haas, G., 1995. Vergleich konventioneller und organischer Landbau – Teil II: Klimarelevante Kohlendioxid-Senken von Pflanzen und Boden, in: *Berichte Über Landwirtschaft: Zeitschrift Für Agrarpolitik Und Landwirtschaft*. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, pp. 416–434.
- Körner, C., 2003. Slow in, Rapid out--Carbon Flux Studies and Kyoto Targets. *Science* 300, 1242–1243. doi:10.1126/science.1084460
- Körner, C., 2009. Biologische Kohlenstoffsenken: Umsatz und Kapital nicht verwechseln Biological Carbon Sinks: Turnover Must Not Be Confused with Capital. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society* 18, 288–293.
- Kranert, M., Hafner, G., Barabos, J., Schuller, H., Leverenz, D., Kölbig, A., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., 2012. Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland (Studie gefördert vom BMELV). Universität Stuttgart, Stuttgart, Germany.
- Kranzl, L., Haas, R., Kalt, G., Müller, A., Nakicenovic, N., Redl, C., Formayer, H., Haas, P., Lexer, M.-J., Seidl, R., Schörghuber, S., Nachtnebel, H.-P., Stanzel, P., 2010. KlimAdapt. Ableitung von prioritären Maßnahmen zur Adaption des Energiesystems an den Klimawandel (ENERGIE DER ZUKUNFT Endbericht). Energy Economics Group, TU Wien; Inst. für Meteorologie, Inst. für Waldbau, IWHW, Univ. für Bodenkultur, Wien.
- Krausmann, F., 2001. Land use and industrial modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. *Land Use Policy* 18, 17–26. doi:10.1016/S0264-8377(00)00042-9
- Krausmann, F., Haberl, H., Schulz, N.B., Erb, K.-H., Darge, E., Gaube, V., 2003. Land-use change and socio-economic metabolism in Austria—Part I: driving forces of land-use change: 1950–1995. *Land Use Policy* 20, 1–20. doi:10.1016/S0264-8377(02)00048-0
- Krautzer, B., Buchgraber, K., Egger, H., Frank, P., Frühwirth, P., Hietz, M., Humer, J., Leonhardt, C., Luftensteiner, H., Mechtler, K., Meusbürger, C., Peratoner, G., Pötsch, E., Starz, W., 2010. Handbuch für ÖAG-Empfehlungen von ÖAG-kontrollierten Qualitätssaatgutmischungen für das Dauergrünland und den Feldfutterbau 2011-2013. ÖAG-Fachgruppe Saatgutproduktion und Züchtung von Futterpflanzen, Irnding.
- Krehan, H., Steyrer, G., 2007. Borkenkäfer 2006: Situation und Monitoring. *Forstschutz Aktuell* 39, 8–17.

- Krehan, H., Steyrer, G., Tomiczek, C., 2010. Borkenkäfer-Kalamität 2009: Ursachen für unterschiedliche regionale Befallsentwicklungen. *Forstschutz Aktuell* 49, 9–16.
- Krehan, H., Tomiczek, C., Steyrer, G., 2006. Treffen der Forstschutzreferenten zum Thema Borkenkäfer – Aktueller Situationsbericht und Diskussionsergebnisse. *Forstschutz Aktuell* 37, 5–7.
- Kreuzinger, N., Kroiß, H., 2011. Klimawandel, qualitative Aspekte der Wasserwirtschaft und Nutzungsaspekte. *Österr Wasser- und Abfallw* 63, 42–51. doi:10.1007/s00506-010-0270-6
- Kreuzinger, N., Schaar, H., 2012. Trends in der weitergehenden Abwasserreinigung - Technologische Ansätze zur Entfernung organischer Spurenstoffe. *Wiener Mitteilungen* 226, 149–172.
- Kromp-Kolb, H., Formayer, H., Eitzinger, J., 2007. Potentielle Auswirkungen und Anpassungsmaßnahmen der Landwirtschaft an den Klimawandel im Nordosten Österreichs (Weinviertel-Marchfeld Region), in: Formayer, H. (Ed.), *Auswirkungen Des Klimawandels in Niederösterreich. NÖ Klimastudie 2007*. Wien, pp. 97–140.
- Kromp-Kolb, H., Gerersdorfer, T., Aspöck, H., Baier, P., Schopf, A., Gepp, J., Graf, W., Moog, O., Kromp, B., Kyek, M., 2003. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Tierwelt – derzeitiger Wissensstand, fokussiert auf den Alpenraum und Österreich (Endbericht im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft No. Projekt GZ 54 3895/171-V/4/02). Institut für Meteorologie und Physik, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- KTBL, 2010. Report on the economic value and the calculated energy and material fluxes, revised version. Report for the European Biogas Initiative to improve the yield of agricultural biogas plants. (Deliverable 22 No. Deliverable 22), Project no 513949. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Kukul, S.S., Kaur, M., Bawa, S.S., Gupta, N., 2007. Water-drop stability of PVA-treated natural soil aggregates from different land uses. *CATENA* 70, 475–479. doi:10.1016/j.catena.2006.11.013
- Kummu, M., de Moel, H., Porkka, M., Siebert, S., Varis, O., Ward, P.J., 2012. Lost food, wasted resources: Global food supply chain losses and their impacts on freshwater, cropland, and fertiliser use. *Science of The Total Environment* 438, 477–489. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.08.092
- Lackner, C. (Ed.), 2009. Holz- und Biomassepotenzialstudie. BFW-Praxisinformation 18.
- Lauk, C., Haberl, H., Erb, K.-H., Gingrich, S., Krausmann, F., September 1, 2012a. Global socioeconomic carbon stocks in long-lived products 1900–2008. *Environ. Res. Lett.* 7. doi:10.1088/1748-9326/7/3/034023
- Lauk, C., Schriefel, E., Kalt, G., Kranzl, L., Wind, G., 2012b. Bedarfs- und Produktionsszenarien von Nahrungsmitteln, Futtermitteln und stofflich sowie energetisch genutzter Biomasse in Österreich bis 2050. (Endbericht Projekt Nr 822028, KLIEN No. Teilbericht 6), *Save our Surface - Politikoptionen und Konfliktmanagement*. Umweltbüro Klagenfurt, Energieautark consulting, LFZ Raumberg Gumpenstein, Ludwig Bölkow Systemtechnik, Universität für Bodenkultur, TU Wien, Universität Graz, Universität Klagenfurt, Graz, Irdning, Klagenfurt, München, Wien.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Al, G.M. et, Al, C.L.Q. et, Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Mankut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., van der Werf, G.R., Woodward, F.I., 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geosciences* 2, 831–836. doi:10.1038/ngeo689
- Lebensministerium, 2012. Wasser in Österreich [WWW Document]. URL <http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich.html> (accessed 11.27.13).
- Lehner, B., Czisch, G., Vassolo, S., 2005. The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis. *Energy Policy* 33, 839–855. doi:10.1016/j.enpol.2003.10.018
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre.
- Lenis, N.P., Schutte, J.B., 1990. Aminozeurvoorziening van biggen en vleesvarkens in relatie tot de stikstofuitscheiding., in: Jongbloed, A.W., Coppoolse, J. (Eds.), *Mestproblematiek: Aanpak via de Voeding van Varkens En Pluimvee. Onderzoek Inzake de Mest En Ammoniakproblematiek in de Veehouderij*. Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen, pp. 79–89.
- Leonhartsberger, C., Bauer, A., Lyson, D., Kryvoruchko, V., Bodiroza, V., Milovanovic, D., Friedel, J.K., Rinnhofer, T., Amon, T., 2008. Sustainable biogas production through the integration of high-yielding and site-adapted energy crops into crop rotation systems., in: Novosad, J. (Ed.), *18th International Congress of Chemical and Process Engineering 24 - 28 August 2008*, CHISA 2008, Process Engineering Publisher. Process Engineering Publisher.
- Lexer, M.J., 2012. *Waldwirtschaft im Klimawandel - ein Hintergrundbericht der CIPRA (Compact No. 01/2012)*. CIPRA International, Schaan.
- Lexer, M.J., Hönninger, K., Scheifinger, H., Matulla, C., Groll, N., Kromp-Kolb, H., Schadauer, K., Starlinger, F., Englisch, M., 2001. The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climatic change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data, *Monographien. Umweltbundesamt, Wien*.
- Lexer, M.J., Vacik, H., Palmethofer, D., Oitzinger, G., 2005. A decision support tool to improve forestry extension services for small private landowners in southern Austria. *Computers and Electronics in Agriculture* 49, 81–102. doi:10.1016/j.compag.2005.02.004
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Theurl, M., Rudolph, G., 2010. Greenhouse gas emissions of organic and conventional foodstuffs in Austria, in: VII. International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food), *Proceeding Vol. 1*. Presented at the VII. International conference on life cycle assessment in the agri-food sector (LCA Food), Bari, Italy, pp. 319–324.
- Lindenthal, T., Rudolph, G., Theurl, M., Hörtenhuber, S., Kraus, G., 2011. Biologische Bodenbewirtschaftung als Schlüssel zum Klimaschutz in der Landwirtschaft. Studie im Auftrag von Bio Austria. Forschungsinstitut für Biologischen Landbau, FiBL, Wien. (Studie im Auftrag v on Bio Austria). FiBL Österreich.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbat, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698–709.
- Liski, J., Tuomi, M., Rasinmäki, J., 2009. *Yasso07 user-interface manual*. Finnish Environment Institute, Helsinki.

- Liu, L., Greaver, T.L., 2009. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. *Ecology Letters* 12, 1103–1117. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01351.x
- Lo, A.Y., Spash, C.L., 2013. Deliberative Monetary Valuation: In Search of a Democratic and Value Plural Approach to Environmental Policy. *Journal of Economic Surveys* 27, 768–789. doi:10.1111/j.1467-6419.2011.00718.x
- Lotter, D.W., Seidel, R., Liebhardt, W., 2003. The performance of organic and conventional cropping systems in an extreme climate year. *American Journal of Alternative Agriculture* 18, 146–154. doi:http://dx.doi.org/10.1079/AJAA200345
- Lovejoy, T.E., 2006. Protected areas: a prism for a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 329–333. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.04.005
- Lovejoy, T.E., Hannah, L.J., 2005. *Climate Change and Biodiversity*. Yale University Press.
- Luyssaert, S., Ciais, P., Piao, S.L., Schulze, E.-D., Jung, M., Zaehle, S., Schelhaas, M.J., Reichstein, M., Churkina, G., Papale, D., Abril, G., Beer, C., Grace, J., Loustau, D., Matteucci, G., Magnani, F., Nabuurs, G.J., Verbeecq, H., Sulkava, M., Van der Werf, G.R., Janssens, I.A., Members of the CarboEurope-IP Synthesis Team, 2010. The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology* 16, 1429–1450. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02056.x
- 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. doi:10.1038/nature07276
- Machefert, S.E., Dise, N.B., Goulding, K.W.T., Whitehead, P.G., 1999. Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 325–338. doi:10.5194/hess-6-325-2002
- Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694–1697. doi:10.1126/science.1071148
- Maierhofer, A., 2009. *Wahrnehmung von Klimaänderungsfolgen und Anpassungsbedarf aus der Sicht von Verwaltung und Forstbetrieben in Österreich (Masterarbeit)*. Institut für Waldbau, Department für Wald- und Bodenwissenschaften der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J.T., Martikainen, P.J., 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7, 2711–2738. doi:10.5194/bg-7-2711-2010
- Malmsheimer, R.W., Bowyer, J.L., Fried, J.S., Gee, E., Izlar, R.L., Miner, R.A., Munn, I.A., Oneil, E., Stewart, W.C., 2011. Managing forests because carbon matters: integrating energy, products, and land management policy. *Journal of Forestry* 109, 7–51.
- Manning, J.V., Schertz, D.L., Julian, B.A., 1987. Overview of conservation tillage, in: Logan, T.J., Davidson, J.M., Backer, J.L., Overcash, M.R. (Eds.), *Effects of Conservation Tillage on Groundwater Quality-Nitrates and Pesticides*. Lewis Publ., Chelsea, MI, pp. 3–13.
- Mannsberger, G., 2009. *HOBİ-Studie: Zusammenschau und Schlussfolgerungen*. BFW Praxisinformation, Holz- und Biomassenstudie 18, 20–21.
- Maroschek, M.G., Lexer, M., 2010. Österreichs Wald im Treibhaus: Nicht heimische Bäume als Lösung?, in: Rabitsch, W., Essl, F. (Eds.), *Aliens: Neobiota und Klimawandel - eine verhängnisvolle Affäre?*, Erschienen anlässlich der Ausstellung: „ALIENS - Pflanzen und Tiere auf Wanderschaft“ im Landesmuseum Niederösterreich. Bibliothek der Provinz, Weitra, pp. 105–113.
- McAlpine, C.A., Etter, A., Fearnside, P.M., Seabrook, L., Laurance, W.F., 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change* 19, 21–33.
- McDonald, G.K., Peck, D., 2009. Effects of crop rotation, residue retention and sowing time on the incidence and survival of ascochyta blight and its effect on grain yield of field peas (< i> Pisum sativum L.). *Field Crops Research* 111, 11–21.
- McInnes, G., 1996. *Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook*. European Environmental Agency (EEA), Copenhagen.
- MEA, 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, Covelo, London.
- MEA, MA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Melcher, R., Pletterbauer, F., Schmutz, S., 2010. Fischfauna und Klimaänderung, in: ÖWAV, R. (Ed.), *Auswirkungen Des Klimawandels Auf Die Österreichische Wasserwirtschaft*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien, pp. 135–144.
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., Chmielewski, F.M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, A., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatczak, K., Måge, F., Mestre, A., Nordli, Øyvind, Peñuelas, J., Pirinen, P., Remišová, V., Scheffinger, H., Striz, M., Susnik, A., Van Vliet, A.J.H., Wielgolaski, F.-E., Zach, S., Züst, A., 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12, 1969–1976. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x
- Messer, T., 1980. Soil erosion measurements on experimental plots in Alsace vineyards (France). *Assessment of Erosion* 455–462.
- Meyer, L.D., Dabney, S.M., Murphree, C.E., Harmon, W.C., Grissinger, E.H., 1999. Crop production systems to control erosion and reduce runoff from upland silty soils. *Transactions of the ASAE* 42, 1645–1652.
- Mitter, H., Kirchner, M., Schmid, E., Schönhart, M., 2014. The participation of agricultural stakeholders in assessing regional vulnerability of cropland to soil water erosion in Austria. *Reg Environ Change* 14, 385–400. doi:10.1007/s10113-013-0506-7
- MOBI, W., 2006. *MOBI-e, Konzept für ein Biodiversitäts-Monitoring in Österreich*. im Auftrag des Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Moitzi, G., Weingartmann, H., Boxberger, J., 2006. Effects of tillage systems and wheel slip on fuel consumption. *The Union of Scientists-Rousse: Energy Efficiency and Agricultural Engineering* 7.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., Van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal* 111, 1098–1119.
- Monteny, G.-J., 2000. *Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses (Proefschrift)*. Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Montgomery, D.R., 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *PNAS* 104, 13268–13272. doi:10.1073/pnas.0611508104
- Moore, B.A., Allard, G.B., 2008. Climate change impacts on forest health (Forest Health & Biosecurity Working Papers FBS/34E),

- Forest Resources Development Service. Forest Management Division, FAO, Rome.
- Nachtnebel, H.P., 2008. Auswirkungen von möglichen Klimaänderungen auf die Hydrologie und Wasserwirtschaft in einigen österreichischen Regionen, in: ÖWAV (Ed.), Auswirkungen Des Klimawandels Auf Die Österreichische Wasserwirtschaft. BMLFUW und ÖWAV, Wien, pp. 27–52.
- Nemesthothy, K., Österreichischer Biomasseverband, 2013. Die Rolle der energetischen Biomassennutzung in der Wertschöpfungskette Holz. Erneuerbare Energie, Schlüssel zur Energiewende. Österreichischer Biomasseverband, Wien 50–57.
- Nentwig, W., 1992. Die nützlingsfördernde Wirkung von Unkräutern in angesäten Unkrautstreifen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz Sonderheft 13, 33–40.
- Netherer, S., Schopf, A., 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests—General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management* 259, 831–838. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.034
- Neunteufel, R., Richart, L., Perfler, R., 2012. Wasserverbrauch und Wasserbedarf – Auswertung empirischer Daten zum Wasserverbrauch. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.
- Niggli, U., Earley, J., Ogorzalek, K., 2007. Organic agriculture and food supply stability. Ecological and environmental stability of the food supply, in: Proceedings of the International Conference on Organic Agriculture and Food Security. Presented at the International Conference on Organic Agriculture and Food Security, FAO, Rome.
- Normand, S., Svenning, J.-C., Skov, F., 2007. National and European perspectives on climate change sensitivity of the habitats directive characteristic plant species. *Journal for Nature Conservation* 15, 41–53. doi:10.1016/j.jnc.2006.09.001
- Oberforster, M., Flamm, C., n.d. Reaktion eines Weizensortiments auf induzierten Trockenstress. Vorträge zur Pflanzenzüchtung 72, 199–202.
- OcCC/ProClim, 2007. Klimaänderung in der Schweiz 2050. Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft. OcCC Beratendes Organ für Fragen der Klimaänderung, Bern.
- OECD, 2012. OECD Environmental Outlook to 2050. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris.
- Ökonomische Bewertung von Umweltschäden—Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten, 2007. . Umweltbundesamt, Dessau.
- Olesen, J.E., Bindi, M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16, 239–262. doi:10.1016/S1161-0301(02)00004-7
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A., Djurhuus, J., 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 207–220. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.022
- ÖSTRAT, 2010. Österreichische Strategie Nachhaltige Entwicklung (ÖSTRAT), ein Handlungsrahmen für Bund und Länder (No. ZI. BMLFUW–LE.1.4.5/0012-II/3/2010). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.
- Pachatz, G.C., 2005. Analyse der Effizienz der Hagelabwehr in der Steiermark anhand von Fallbeispielen. (Wissenschaftlicher Bericht No. 3–2005). Wegener Zentrum für Klima und Globalen Wandel Karl-Franzens-Universität Graz, Graz.
- Padulosi, S., Heywood, V., Hunter, D., Jarvis, A., 2011. Underutilized Species and Climate Change, in: Yadav, S.S., Redden, R., Hatfield, J.L., Lotze-Campen, H., Hall, A.J.W. (Eds.), *Crop Adaptation to Climate Change*. Wiley-Blackwell, Chichester, pp. 507–517.
- Paleg, L.G., Aspinall, D. (Eds.), 1981. The physiology and biochemistry of drought resistance in plants. Academic Press.
- Parfitt, J., Barthel, M., Macnaughton, S., 2010. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 3065–3081. doi:10.1098/rstb.2010.0126
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzadillo, R.F., Ghosn, D., Holten, J.I., Kanka, R., Kazakis, G., Kollár, J., Larsson, P., Moiseev, P., Moiseev, D., Molau, U., Mesa, J.M., Nagy, L., Pelino, G., Puşcaş, M., Rossi, G., Stanisci, A., Syverhuset, A.O., Theurillat, J.-P., Tomaselli, M., Unterlugauer, P., Villar, L., Vittoz, P., Grabherr, G., 2012. Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science* 336, 353–355. doi:10.1126/science.1219033
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Doubs, D., Seidel, R., 2005. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience* 55, 573–582. doi:http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0573:EEA ECO]2.0.CO;2
- Piot, M., 2006. Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Wasserkraftproduktion in der Schweiz. *Wasser Energie Luft* 97, 365–367.
- Pirker, O., 2007. Climate change and Hydropower, Consequences and challenges, in: Umweltbundesamt Und Bundesministerium Für Umwelt, Naturschutz Und Reaktorsicherheit. Presented at the Symposium on climate change and the European Water Dimension, 12.-14.02.2007, Berlin.
- Plevin, R.J., O'Hare, M., Jones, A.D., Torn, M., Gibbs, H.K., 2010. Greenhouse Gas Emissions from Biofuels' Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated. *Environmental Science & Technology* 44, 8015–8021. doi:10.1021/es101946t
- 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. doi:10.1093/forestry/77.1.27
- Pompe, S., Hanspach, J., Badeck, F.-W., Klotz, S., Bruelheide, H., Kühn, I., 2010. Investigating habitat-specific plant species pools under climate change. *Basic and Applied Ecology* 11, 603–611. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.08.007
- Pötsch, E., 2010. Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im Grünland, in: Bericht über das 16. Alpenländische Expertenforum zum Thema Biodiversität im Grünland: am 11. März 2010 am LFZ Raumberg-Gumpenstein. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 1–10.
- Pötsch, E. (Ed.), 2012. Optimale Grünlandbewirtschaftung in Bergregionen, in: Milchproduktion - Status quo und Anpassung an zukünftige Herausforderungen: 39. Viehwirtschaftliche Fachtagung gemäß Fortbildungsplan des Bundes; 25. und 26. April 2012. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 9–18.

- Pöry Energie GmbH, 2008. Wasserkraftpotenzialstudie Österreich. Pöry Energie GmbH im Auftrag des Verbandes der Elektrizitätsunternehmen Österreichs (VEÖ), Wien.
- Prehm, J., Beer, R., 2012. Datensammlung 2012 zum österreichischen Waldbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Pretenthaler, F., Strametz, S., Töglhofer, C., Türk, A., 2006. Anpassung gegen Trockenheit: Bewertung ökonomisch-finanzieller versus technischer Ansätze des Riskimanagements. Wegener Center Verlag, Graz, Austria.
- Pruski, F.F., Nearing, M.A., 2002a. Runoff and soil loss changes expected for changes in precipitation patterns under global climate change. *J. Soil Water Conserv* 57, 7–16.
- Pruski, F.F., Nearing, M.A., 2002b. Climate-induced changes in erosion during the 21st century for eight US locations. *Water Resources Research* 38, 34–1. doi:10.1029/2001WR000493
- Rahmann, G., Aulrich, K., Barth, K., Boehm, H., Koopmann, R., Oppermann, R., Paulsen, H.M., Weissmann, F., 2008. Impact of organic farming on global warming-recent scientific knowledge. *Landbauforschung Volkenrode* 58, 71–89.
- Ramskogler, K., Hartleitner, C., 2012. Herkunftssicherheit und Saatgutversorgung. BFW Praxisinformation 29, . BFW Praxisinformation 29, 13–14.
- Redl, H., 2008b. Weinbauliche Maßnahmen bei Klimaveränderung zur Basissicherung der regionale Wein-Typizität, in: Weinbauverein Großriedenthal-Neudegg, LAKO Und LFI, Nachlese Zum 19. Intern. Weinbautag Großriedenthal, Tagungsmappe. Presented at the 19. Intern. Großriedenthaler Weinbautag, Großriedenthal, 04.02.2008.
- Redl, H., 2008a. Ergebnisse aus trockenen Weinbaulagen Österreichs, Teil 3 : Tropfbewässerung zur Qualitätsoptimierung. *Der Winzer* 64, 22–27.
- Redl, H., 2006. Qualitätsorientierte Maßnahmen im Weinbau bei Witterungsextremen, in: Weinbauverein Großriedenthal-Neudegg, LAKO Und LFI, Nachlese Zum 17. Intern. Weinbautag Großriedenthal, Tagungsmappe. Presented at the 17. Intern. Großriedenthaler Weinbautag, Großriedenthal, 27.02.2006.
- Redl, H., 2007. Erhöhung der Weinqualität im Weinbau und Sicherung der Nachhaltigkeit, Teil1 : Bewässerung im österreichischen Weinbau. *Der Winzer* 63, 25–27.
- Redl, H., 2011. Ziel Nachhaltiger Weinbau - haben wir das Ziel schon erreicht?, in: Bayer CropScience Weinbausymposium 2011. Presented at the Bayer CropScience Weinbausymposium 2011, 17.11.2011, Andau.
- Redl, H., 2012. Nutzen für Forschung und Praxis: Klimadatenbank und aktuelles Wetter für Weinbau. *Der Winzer* 68, 6–11.
- Reganold, J.P., Elliott, L.F., Unger, Y.L., 1987. Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature* 330, 370–372.
- Reidsma, P., Ewert, F., 2008. Regional farm diversity can reduce vulnerability of food production to climate change. *Ecology and Society* 13.
- Reif, A., Aas, G., Essl, F., 2011. Braucht der Wald in Zeiten der Klimaveränderung neue, nicht heimische Baumarten? - Do forests need new, non-native species in times of climate change? *Natur und Landschaft* 86.
- Rodriguez, D., deVoil, P., Power, B., Cox, H., Crimp, S., Meinke, H., 2011. The intrinsic plasticity of farm businesses and their resilience to change. An Australian example. *Field Crops Research* 124, 157–170. doi:10.1016/j.fcr.2011.02.012
- Rüdiger, J., Schönhart, M., Schmidt, E., Sinabell, F., Tappeiner, U., Tasser, E., 2011. Land use and biodiversity: an indicator set supporting sustainable development, in: Borsdorf, A., Stötter, J., Veuillet, E. (Eds.), *Managing Alpine Future II: proceedings of the Innsbruck Conference November 21-23, 2011*. Verl. der Oesterr. Akad. der Wiss, Wien, pp. 183–192.
- Russ, W., 2011. Mehr Wald in Österreich. BFW Praxisinformation 3–5.
- Schadauer, K., 2012. Altersklassendenken – ein zeitgemäßes Nachhaltigkeitswerkzeug? BFW Praxisinformation, Nachhaltigkeit 27, 7–8.
- Schadauer, K., Büchsenmeister, R., 2004. Holzvorrat wieder deutlich gestiegen: Milliardengrenze ist durchbrochen. BFW Praxisinformation, Österreichische Waldinventur 2000/02 - Hauptergebnisse 3, 8–10.
- Schadauer, K., Neumann, M., 2008. Holz- und Biomasseaufkommensstudie für Österreich (Endbericht zum Forschungsprojekt Nr. 100203). Bundesamt für Wald, Universität für Bodenkultur, Umweltbundesamt, BirdLife, Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Wien.
- Schädler, B., Frei, C., Grebner, D., Willi, H.-P., 2007. Grundlagen zum Klima. *Wasser Energie Luft* 99, 58–60.
- Schaumberger, A., 2012. Räumliche Modelle zur Vegetations- und Ertragsdynamik im Wirtschaftsgrünland (Dissertation). TU Graz, Institut für Geoinformation, Graz.
- Schatzler, M., 2011. Tierproduktion und Klimawandel: ein wissenschaftlicher Diskurs zum Einfluss der Ernährung auf Umwelt und Klima, 2. Auflage. ed. LIT Verlag Münster, Wien, Österreich.
- Schleiss, A., De Cesare, G., Althaus, D., 2010. Verlandung der Stauseen gefährdet die nachhaltige Nutzung der Wasserkraft. *Wasser Energie Luft* 102, 31–40.
- Schmidt, J., Leduc, S., Dotzauer, E., Kindermann, G., Schmid, E., 2009. Potential of biomass-fired combined heat and power plants considering the spatial distribution of biomass supply and heat demand. *International Journal of Energy Research* 34, 970–985. doi:10.1002/er.1623
- Schmidt, J., Leduc, S., Dotzauer, E., Kindermann, G., Schmid, E., 2010. Cost-effective CO2 emission reduction through heat, power and biofuel production from woody biomass: A spatially explicit comparison of conversion technologies. *Applied Energy* 87, 2128–2141. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.11.007
- Schmidt, J., Leduc, S., Dotzauer, E., Schmid, E., 2011. Analyzing the cost effectiveness of energy policy instruments in the bio-energy sector. *Energy Policy* 39, 3261–3280. doi:10.1016/j.enpol.2011.03.018
- Schmidt, J., Schönhart, M., Biberacher, M., Guggenberger, T., Hausl, S., Kalt, G., Leduc, S., Schardinger, I., Schmid, E., 2012. Regional energy autarky: Potentials, costs and consequences for an Austrian region. *Energy Policy* 47, 211–221. doi:10.1016/j.enpol.2012.04.059
- Schmutz, R.S., Schinegger, R., Muhar, S., Preis, S., Jungwirth, M., 2010. Ökologischer Zustand der Fließgewässer Österreichs – Perspektiven bei unterschiedlichen Nutzungsszenarien der Wasserkraft. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 56(62), 162–167. doi:10.1007/s00506-010-0221-2
- Schmutz, S., 2003. Einfluss erhöhter Schwefelkonzentration und Trübe auf Fische (Dissertation). Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Wien.
- Scholz, M., Ruge-Wehling, B., Habekuß, A., Schrader, O., Pendl, G., Fischer, K., Wehling, P., 2009. Ryd4 Hb : a novel resistance gene introgressed from *Hordeum bulbosum* into barley and conferring complete and dominant resistance to the barley yellow

- low dwarf virus. *Theor Appl Genet* 119, 837–849. doi:10.1007/s00122-009-1093-3
- Schön, C.C., Schmolke, M., Kunert, A., 2008. Stresstoleranz von Nutzpflanzen, in: Mendel-Kolloquium Klimawandel - Herausforderung Für Die Pflanzenzüchtung. Presented at the Mendel-Kolloquium Klimawandel - Herausforderung für die Pflanzenzüchtung, Gregor Mendel Stiftung, Bonn, pp. 39–44.
- Schönhart, M., Koland, O., Schmid, E., Bednar-Friedl, B., Mitter, H., 2013. Linking bottom-up and top-down models to analyze climate change impacts on Austrian agriculture. *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* 22.
- Schönhart, M., Mitter, H., Schmid, E., Heinrich, G., Gobiet, A., 2014. Climate change impacts and adaptation in Austrian agriculture – an integrated bio-physical and economic analysis at high spatial resolution. *German Journal of Agricultural Economics* submitted.
- Schulze, E.-D., Körner, C., Law, B.E., Haberl, H., Luysaert, S., 2012. Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *GCB Bioenergy* 4, 611–616. doi:10.1111/j.1757-1707.2012.01169.x
- Scientific American, 2012. Drought-Tolerant Corn Efforts Show Positive Early Results [WWW Document]. URL <http://www.scientificamerican.com/article/drought-tolerant-corn-trials-show-positive-early-results/> (accessed 3.10.14).
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science* 319, 1238–1240. doi:10.1126/science.1151861
- Searchinger, T.D., 2010. Biofuels and the need for additional carbon. *Environ. Res. Lett.* 5. doi:10.1088/1748-9326/5/2/024007
- Searchinger, T.D., Hamburg, S.P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D.M., Likens, G.E., Lubowski, R.N., Obersteiner, M., Oppenheimer, M., Philip Robertson, G., Schlesinger, W.H., David Tilman, G., 2009. Fixing a Critical Climate Accounting Error. *Science* 326, 527–528. doi:10.1126/science.1178797
- Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J., 2011a. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. *Can. J. For. Res.* 41, 694–706. doi:10.1139/x10-235
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Lexer, M.J., 2011b. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17, 2842–2852. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Lindner, M., Lexer, M.J., 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. *Reg Environ Change* 9, 101–119. doi:10.1007/s10113-008-0068-2
- Shugart, H.H., 1984. A theory of forest dynamics: the ecological implications of forest succession models. Springer-Verlag, New York.
- Smidt, S., Jandl, R., Dirnböck, T., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H., Bauer, H., 2012. Versauerung und Stickstoffeutrophierung österreichischer Waldböden. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 129, 124–147.
- Smith, P., 2005. An overview of the permanence of soil organic carbon stocks: influence of direct human-induced, indirect and natural effects. *European Journal of Soil Science* 56, 673–680. doi:10.1111/j.1365-2389.2005.00708.x
- Smith, P., Haberl, H., Popp, A., Erb, K., Lauk, C., Harper, R., Tubiello, F.N., de Siqueira Pinto, A., Jafari, M., Sohi, S., Masera, O., Böttcher, H., Berndes, G., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E.A., Mbow, C., Ravindranath, N.H., Rice, C.W., Robledo Abad, C., Romanovskaya, A., Sperling, F., Herrero, M., House, J.I., Rose, S., 2013. How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? *Global Change Biology* 19, 2285–2302. doi:10.1111/gcb.12160
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., 2007. Agriculture, in: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, B.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 497–540.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440, 520–523. doi:10.1038/nature04389
- Soja, G., Kloss, S., Bücker, J., Rempt, F., Kitzler, B., Lauer, M., Zechmeister-Boltenstern, S., Zehetner, F., Watzinger, A., Wimmer, B., 2011. Yield performance of mustard and barley in biochar-amended soils at different nitrogen levels, in: Abstract Band. European Biochar Symposium 2011, September 26th to 27th in Halle (saale). Presented at the European Biochar Symposium 2011, Martin-Luther University Halle /Wittenberg, Halle (Saale).
- Soja, G., Wimmer, B., Watzinger, A., Kloss, S., Zechmeister-Boltenstein, S., Kitzler, B., Gunczy, S., Zehetner, F., 2013. Biokohle als Bodenhilfsstoff - Nutzen, Risiken und Regulierungsbedarf, in: ALVA. Bericht ALVA - Jahrestagung 2013. Presented at the ALVA Jahrestagung 2013 „Pflanzenschutz als Beitrag zur Ernährungssicherung.“ Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel- Veterinär- und Agrarwesen (ALVA), Wien, pp. 66–68.
- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V., 2009. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal Feed Science and Technology* 4, 334–350. doi:10.1017/S1751731109990784
- Spash, C.L., 2011. Terrible Economics, Ecosystems and Banking. *Environmental Values* 20, 141–145.
- St. Louis, V., Kelly, C.A., Duchemin, É., Rudd, J.W.M., Rosenberg, D.M., 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience* 50, 766–775.
- Statistik Austria, 2010. Schlachtungen und Fleischproduktion 2009 [WWW Document]. URL www.statistik.at/web_de/statistiken/land_und_forstwirtschaft/index.html (accessed 3.10.14).
- Statistik Austria, 2012. Landwirtschaftliche Produktionsgebiete [WWW Document]. URL http://www.statistik.at/web_de/klassifikationen/regionale_gliederungen/landwirtschaftliche_haupt_und_kleinproduktionsgebiete/index.html (accessed 5.11.12).
- Statistik Austria, 2014. Versorgungsbilanzen [WWW Document]. URL http://www.statistik.at/web_de/static/versorgungsbilanz_fuer_fleisch_nach_arten_2007_bis_2012_022374.pdf (accessed 3.10.14).
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Alexandrov, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. Livestock's long shadow. Environmental issues and options. 423. Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, C. de Haan. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome.
- Sterner, M., Fritsche, U., 2011. Greenhouse gas balances and mitigation costs of 70 modern Germany-focused and 4 traditional

- biomass pathways including land-use change effects. *Biomass and Bioenergy* 35, 4797–4814. doi:10.1016/j.biombioe.2011.08.024
- Strauß, F., Fuss, S., Szolgayová, J., Schmid, E., 2010. Integrated assessment of crop management portfolios in adapting to climate change in the Marchfeld region, in: Pöchltrager, S., Eder, M. (Eds.), *Jahrbuch Der Österreichischen Gesellschaft Für Agrarökonomie*. Beiträge Der 19. ÖGA-Jahrestagung: „Rollen Der Landwirtschaft in Benachteiligten Regionen“ 24. Und 25. September 2009, Universität Innsbruck. Facultas-Verlag, Wien, pp. 11–20.
- Strauß, F., Heumesser, C., Fuss, S., Szolgayová, J., Schmid, E., 2011. Optimal Irrigation Management Strategies under Weather Uncertainty and Risk., in: Hambrusch, J., Larcher, C., Oedl-Wieser, T. (Eds.), *Jahrbuch Der Österreichischen Gesellschaft Für Agrarökonomie*. Beiträge Der 20. ÖGA-Jahrestagung: „Land- Und Ernährungswirtschaft 2020“ 23. Und 24. September 2010, Universität Für Bodenkultur Wien. Facultas-Verlag, Wien, pp. 45–53.
- Strauss, P., Klaghofer, E., 2006. Austria, in: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 205–212.
- Strauss, P., Swoboda, D., Blum, W.E.H., 2003. How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss?— a literature review, in: *Proceedings of the International Conference „25 Years of Assessment of Erosion“ Ghent 22-26 September 2003*. Presented at the International Conference „25 Years of Assessment of Erosion“, Ghent, pp. 545–550.
- Stürmer, B., Eder, M., 2010. Modell zur Optimierung der Substratbereitstellungskosten bei Biogasanlagen. *Die Bodenkultur* 61, 39–49.
- Stürmer, B., Schmid, E., 2011b. Abschätzung des österreichischen Biogasproduktionspotentials zur Stromerzeugung in 2020, in: Hambrusch, J., Larcher, C., Oedl-Wieser, T. (Eds.), *Jahrbuch Der Österreichischen Gesellschaft Für Agrarökonomie*. Beiträge Der 20. ÖGA-Jahrestagung: „Land- Und Ernährungswirtschaft 2020“ 23. Und 24. September 2010, Universität Für Bodenkultur Wien. Facultas-Verlag, Wien, pp. 149–158.
- Stürmer, B., Schmid, E., Eder, M.W., 2011a. Impacts of biogas plant performance factors on total substrate costs. *Biomass and Bioenergy* 35, 1552–1560. doi:10.1016/j.biombioe.2010.12.030
- Stürmer, B., Schmidt, J., Schmid, E., Sinabell, F., 2013. Implications of agricultural bioenergy crop production in a land constrained economy – The example of Austria. *Land Use Policy* 30, 570–581. doi:10.1016/j.landusepol.2012.04.020
- Summer, W., Klaghofer, E., Hintersteiner, K., 1996. Trend in soil erosion and sediment yield in the alpine basin of the Austrian Danube, in: Walling, D.E., Webb, B. (Eds.), *Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives: Proceedings of an International Symposium Held at Exeter, UK, from 15 to 19 July 1996*. IAHS, Wallingford, pp. 473–479.
- Surböck, A., Friedel, J.K., Heinzinger, M., Freyer, B., 2006. Long-term monitoring of different management systems within organic farming and their effects on arable land and landscape. Phase I: Monitoring of the conversion to organic farming, in: Raupp, J., Pekrun, C., Oltmanns, M., Köpke, U. (Eds.), *Long-Term Field Experiments in Organic Farming*. International Society of Organic Agriculture Research : Köster, Berlin, pp. 183–198.
- Svardal, K., Kroiss, H., 2011. Energy requirements for waste water treatment. *Water Science & Technology* 64, 1355–1361. doi:10.2166/wst.2011.221
- Svardal, K., Wandl, G., Papp, M., 2012. Überlegungen zur Energieautarkie der Hauptkläranlage Wien. 45. ESSENER TAGUNG für Wasser- und Abfallwirtschaft „Wasserwirtschaft und Energiewende“ vom 14. – 16. März 2012 in Essen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 1–10.
- Szalay, T.A., Moitzi, G., Weingartmann, H., Liebhard, P., 2009. Dieserverbrauch und Arbeitszeitbedarf bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungssystemen bei Winterweizen, in: ALVA (Ed.), *Landwirtschaft - Grundlage Der Ernährungssicherung: Regional Oder Global? Presented at the ALVA Jahrestagung 2009* „Landwirtschaft - Grundlage der Ernährungssicherung: regional oder global?“ Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel- Veterinär- und Agrarwesen (ALVA), Bildungs- und Konferenzzentrum St. Virgil, Salzburg, pp. 163–165.
- Szerencsits, M., Kuderna, M., Feichtinger, F., 2011. Zwischenfrüchte für Biogaserzeugung – Verbesserung der Grundwasserqualität. *Wasserschutzblatt* 4, 6–7.
- Tahiro, E., 2002. Untersuchungen von Sommerweizenentypen unterschiedlicher Herkunft auf Hitze- und Trockenstresstoleranz (Dissertation). Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle/Saale.
- Taverna, R., Hofner, P., Werner, F., Kaufmann, E., Thürig, E., 2007. CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft-Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz (No. 0739), Umwelt-Wissen. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- Taylor, C., 2000. Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren (Dissertation). Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.
- Tebrügge, F., Düring, R.-A., 1999. Reducing tillage intensity — a review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research* 53, 15–28. doi:10.1016/S0167-1987(99)00073-2
- Thaler, S., Eitzinger, J., Trnka, M., Dubrovsky, M., 2012. Impacts of climate change and alternative adaptation options on winter wheat yield and water productivity in a dry climate in Central Europe. *The Journal of Agricultural Science* 150, 537–555. doi:10.1017/S0021859612000093
- Thrupp, L.A., 2000. Linking Agricultural Biodiversity and Food Security: the Valuable Role of Agrobiodiversity for Sustainable Agriculture. *International Affairs* 76, 283–297. doi:10.1111/1468-2346.00133
- Tollner, E.W., Barfield, B.J., Haan, C.T., Kao, T.Y., 1976. Suspended Sediment Filtration Capacity of Simulated Vegetation. *Transactions of the ASAE* 19, 0678–0682. doi:10.13031/2013.36095
- Tötzer, T., Loibl, W., Steinnocher, K., 2009. Flächennutzung in Österreich, Jüngere Vergangenheit und künftige Trends. *Wissenschaft und Umwelt Interdisziplinär* 12, 8–20.
- Tremblay, A., Varfalvy, L., Roehm, C., Garneau, M., 2004. The issue of greenhouse gases from hydroelectric reservoirs: from boreal to tropical regions, in: *Proceedings. Presented at the United Nations Symposium on Hydropower and Sustainable Development, United Nations, National Development and Reform Commission, China United Nations Department of Economic and Social Affairs World Bank, Beijing, China*.
- Trnka, M., Eitzinger, J., Semerádová, D., Hlavinka, P., Balek, J., Dubrovský, M., Kubu, G., Štěpánek, P., Thaler, S., Možný, M., Žalud, Z., 2011. Expected changes in agroclimatic conditions in Central Europe. *Climatic Change* 108, 261–289. doi:10.1007/s10584-011-0025-9
- Tropeano, D., de Ploey (eds), J., 1983. Soil erosion on vineyards in the Tertiary piedmontese basin (Northwestern Italy)., in: *Rainfall Simulation Runoff and Erosion*. Catena Verlag, Braunschweig, Deutschland, pp. 115–127.
- Troxler, J., Jeangros, B., Calame, F., 1992. Einfluss der Beregnung auf den Pflanzenbestand, den Futterertrag und den Nährwert von

- Naturwiesen im Goms (Oberwallis). *Landwirtschaft Schweiz* 5, 109–116.
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J.B., Heijungs, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Suh, S., Geerken, T., Holderbeke, van M., Jansen, B., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO) Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25 (External research report No. EUR 22284 EN), Technical Report Series. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies.
- Turner, B.L., Lambin, E.F., Reenberg, A., 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS* 104, 20666–20671. doi:10.1073/pnas.0704119104
- Tüxen, R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung, *Angewandte Pflanzensoziologie*. Zentralstelle für Vegetationskartierung, Stolzenau.
- Umweltbundesamt, 2010b. Policy Paper - 2. Entwurf: Auf dem Weg zu einer nationalen Anpassungsstrategie. Umweltbundesamt und BMLFUW, Wien.
- Umweltbundesamt, 2010a. Neunter Kontrollamtsbericht. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt, 2008. Grundstücksdatenbank [WWW Document]. www.umweltbundesamt.at. URL <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/raumordnung/flachen-inanspruch> (accessed 3.11.14).
- UNECE, 1999. Control techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. UN/ECE executive body for the convention on long-range transboundary air pollution (Working Group on Strategies No. EB AIR/WH 5/1999/9/Rev 1). UNECE, Geneva.
- UNEP, 2009. Assessing Biofuels, Towards Sustainable Production and Use of Resources. United Nations Environment Programme (UNEP), Division of Technology, Industry and Economics, Paris, France.
- UNEP, 2010. Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials. A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. Hertwich, E., van der Voet, E., Suh, S., Tukker, A., Huijbregts M., Kazmierczyk, P., Lenzen, M., McNeely, J., Mori-guchi, Y. UNEP/Earthprint.
- Urich, D.C., Sitzenfrey, D.D.R., Kleidorfer, A.-P.D.D.M., Rauch, U.-P.D.D.W., 2013. Klimawandel und Urbanisierung – wie soll die Wasserinfrastruktur angepasst werden? *Österr Wasser- und Abfallw* 65, 82–88. doi:10.1007/s00506-013-0064-8
- Valino, V., Perdígones, A., Iglesias, A., Garcia, J.L., 2010. Effect of temperature increase on cooling systems in livestock farms. *Clim Res* 44, 107–114. doi:10.3354/cr00915
- Van Oijen, M., Jandl, R., 2004. Nitrogen fluxes in two Norway spruce stands in Austria: an analysis by means of process-based modelling. *Austrian Journal of Forest Science* 121, 167–182.
- Vicuna, S., Leonardson, R., Hanemann, M.W., Dale, L.L., Dracup, J.A., 2008. Climate change impacts on high elevation hydropower generation in California's Sierra Nevada: a case study in the Upper American River. *Climatic Change* 87, 123–137. doi:10.1007/s10584-007-9365-x
- Völkl, M., 2008. Borkenkäfer an Douglasie. *Forstschutz Aktuell* 45, 25–26.
- Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P.E., Sykes, M.T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V.E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., Settele, J., 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 686–693. doi:10.1016/j.tree.2009.06.008
- WBGU, Schellnhuber, H.J., Buchmann, N., Epiney, A., Griebhammer, R., Kulesa, M., Messner, D., Rahmstorf, S., Schmid, J., 2010. Future bioenergy and sustainable land use. Earthscan, London.
- WDPA, 2012. World Database on Protected Areas [WWW Document]. URL <http://www.wdpa.org/> (accessed 2.14.12).
- Wehrli, B., 2011. Renewable but not carbon free. *Nature Geoscience* 4, 585–586.
- Weidema, B.P., Wesnæs, M., Hermansen, J., Kristensen, T., Halberg, N., 2008. Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products (JRC Scientific and Technical Reports No. 23491 EN). JRC European Commission, ipts.
- Weinberger, K., 2010. Management von Wetterrisiken in Anbetracht des Klimawandels und der GAP-Reform. *Ländlicher Raum* 2.
- Weinfurter, P., 2004. Waldbau in Österreich auf ökologischer Grundlage. Eine Orientierungshilfe für die Praxis. Landwirtschaftskammer Österreich, Wien.
- Welti, N., Bondar-Kunze, E., Singer, G., Tritthart, M., Zechmeister-Boltenstern, S., Hein, T., Pinay, G., 2012. Large-scale controls on potential respiration and denitrification in riverine floodplains. *Ecological Engineering* 42, 73–84. doi:10.1016/j.ecoeng.2012.02.005
- 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. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2009.10.004>
- Wetterlund, E., Pettersson, K., Magnusson, M., 2010. Implications of system expansion for the assessment of well-to-wheel CO₂ emissions from biomass-based transportation. *International Journal of Energy Research* 34, 1136–1154. doi:10.1002/er.1633
- Wiebe, K.S., Bruckner, M., Giljum, S., Lutz, C., 2012. Calculating energy-related CO₂ emissions embodied in international trade using a global input-output model. *Economic Systems Research* 24, 113–139. doi:10.1080/09535314.2011.643293
- Wiegmann, K., Eberle, U., Fritsche, U.R., Hünecke, K., 2005. Umweltauswirkungen von Ernährung–Stoffstromanalysen und Szenarien (Diskussionspapier No. 7). Öko-Institut e.V. – Institut für angewandte Ökologie, Darmstadt/Hamburg.
- Williams, J., Nearing, M., Nicks, A., Skidmore, E., Valentin, C., King, K., Savabi, R., 1996. Using soil erosion models for global change studies. *Journal of Soil and Water Conservation* 51, 381–385.
- Winiwarer, W., Amon, B., Fröhlich, M., Gebetsroither, E., Müller, A., Nakicenovic, N., Ramusch, M., Sporer, M., 2009. reclip:tom – Research for climate protection: technological options for mitigation (No. Endbericht zu Projekt Nr. 1.S2.00007.0.0 in einer ARGE Wien im Auftrag der AIT Austrian Institute of Technology GmbH vormals Austrian Research Centers GmbH – ARC), ARC systems research. Seibersdorf.
- WMO, 2010. World Meteorological Organisation Greenhouse Gas Bulletin - The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2009. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- WRAP, 2009. The Food we waste in Scotland (Final Report). WRAP, Banbury.
- WRAP, 2010. A review of waste arisings in the supply of food and drink to UK households. WRAP, Banbury, U.K.

- York, R., 2012. Do alternative energy sources displace fossil fuels? *Nature Clim. Change* 2, 441–443. doi:10.1038/nclimate1451
- Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W., 2005. Klimawandel in Deutschland–Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme., *Climate Change*. Umweltbundesamt, Dessau.
- Zessner, M., Helmich, K., Thaler, S., Weigl, M., Wagner, K.H., Haider, T., Mayer, M.M., Heigl, S., 2011. Ernährung und Flächen-nutzung in Österreich. *Österr Wasser- und Abfallw* 63, 95–104. doi:10.1007/s00506-011-0293-7
- Zimmermann, N.E., Jandl, R., Hanewinkel, M., Kunstler, G., Kölling, C., Gasparini, P., Breznikar, A., Meier, E.S., Normand, S., Ulmer, U., Gschwandtner, T., Veit, H., Naumann, M., Falk, W., Mellert, K., Rizzo, M., Skudnik, M., Psomas, A., 2013. Potential Future Ranges of Tree Species in the Alps, in: Cerbu, G., Hanewinkel, M., Gerosa, G., Jandl, R. (Eds.), *Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks*. InTech.