

9 Auswirkungen auf landwirtschaftlich genutzte Lebensräume

M. Schaller, C. Beierkuhnlein, S. Rajmis, Th. Schmidt, H. Nitsch, M. Liess, M. Kattwinkel, J. Settele

9.1. Einleitung:

9.1.1. Bedeutung der Agrarlandschaft als Lebensraum und der Biodiversität für die Landwirtschaft

In Deutschland beträgt die landwirtschaftlich genutzte Fläche mit ca. 17 Millionen Hektar knapp die Hälfte der Gesamtfläche. Sie umfasst Nutzungen sehr unterschiedlicher Intensität von Sonderkulturen über Ackerflächen bis hin zu extensiv genutzten Weiden und Wiesen. Landwirtschaftliches Offenland ist deshalb von substanzieller Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt in Deutschland. Es stellt Lebensräume für Fauna und Flora bereit und ist auch in ausgewiesenen Schutzgebieten, wie Biosphärenreservaten oder den Schutzgebieten der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Gebiete) im Rahmen des EU-weiten Natura 2000 Netzwerkes¹ relevant.

Die Kulturlandschaften Deutschlands sind seit Jahrhunderten landwirtschaftlich geprägt. Allerdings variiert heute die Bedeutung von Agrarlandschaften als Lebensraum deutlich zwischen großräumig ausgeräumten und kleinräumigen strukturreichen Agrarlandschaften, wie sie z. B. in Mittelgebirgslandschaften vorherrschen. Letztere haben nicht zuletzt auch ästhetischen und touristischen Erholungswert. Die Ursachen unterschiedlicher Nutzungsintensität sind teils durch Bodenfruchtbarkeit und insbesondere reliefabhängige Zugänglichkeit begründet, teils sind es die klimatischen Rahmenbedingungen, die eine eher intensive oder extensive Landnutzung zur Folge haben.

Der größte Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche (knapp 12 Mio. Hektar) entfällt auf

Ackerland, gefolgt von Dauergrünland, das bei extensiver Nutzung durch eine hohe Artenzahl einen besonderen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität leistet (Stoate et al. 2009). Grünlandnutzung konzentriert sich vor allem in Mittelgebirgslagen und in Bereichen höherer Bodenfeuchte. Aber auch auf trockenen Grenzertragsstandorten stellen sich – falls forstliche Nutzung unterbleibt – weidewirtschaftliche Nutzungen ein, wie dies beispielsweise bei Kalkmagerrasen der Fall ist, welche sich durch eine besondere Artenvielfalt auszeichnen.

In der Fläche unbedeutend, aber mit hoher ökonomischer Wertschöpfung, sind Sonderkulturen, wie z. B. Obst- oder Weinbau, die in multifunktionalen Landschaften auch als belebende Strukturelemente wirken. An Hand von Bestäubungsdienstleistungen tritt hier die Bedeutung der Biodiversität, bzw. der Agrobiodiversität, für die Landwirtschaft besonders deutlich zutage. Agrobiodiversität umfasst nicht nur landwirtschaftliche Nutzpflanzen und Nutztiere sondern generell alle Komponenten der biologischen Vielfalt von agrarisch geprägten Kulturlandschaften, welche direkt oder indirekt für das Funktionieren der Agrarökosysteme und damit für die Landwirtschaft und ihre Produkte von Bedeutung sind. Hierzu gehören auch die Bodenlebewesen in ihrer enormen und teils noch nicht vollständig bekannten Vielfalt. Agrobiodiversität integriert ein breites Spektrum von Artengruppen von Bakterien, Archaeen, Pilzen, Kultur- und Wildpflanzen, Insekten, Spinnentieren, Vögeln, Reptilien, Amphibien bis Säugetieren. Entscheidend für den Erhalt der ökosystemaren Funktionalität sind nicht einzelne Komponenten, sondern das sich selbst regulierende Wirkungsgefüge der Arten.

¹ Das Natura 2000-Netzwerk soll zum Schutz der wertvollsten europäischen Tier- und Pflanzenarten und Habitats beitragen und die Durchlässigkeit der Landschaft für die Migration von Tier- und Pflanzenarten erhöhen. Es stellt eine zentrale Maßnahme der EU dar, um den Verlust an Biodiversität zu stoppen.

Außer Bestäubungsleistungen werden eine Reihe weiterer Ökosystemdienstleistungen von der Agrobiodiversität erbracht, wie z. B. die Gewährleistung des Nährstoffkreislaufs, die Regulierung von Kulturschädlingen und Pflanzenkrankheiten, der Erhalt der örtlichen Wildtiere und -pflanzen, der Wasser- und Erosionsschutz sowie die Bindung von Kohlenstoff und die regionale Klimaregulation (Tscharnatke et al. 2005).

Nicht zuletzt gilt der Erhalt der biologischen Vielfalt – d. h. die Vielfalt an Genen, Arten und Ökosystemen – mit als Garant der Anpassungsfähigkeit von Agrarökosystemen an die Folgen des Klimawandels. Eine hohe Agrobiodiversität, die sich historisch mit der menschlichen Nutzung entwickelte, trug in der Vergangenheit schon zur Gewährleistung und Absicherung einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Produktion bei. Auch für die Sicherung der zukünftigen Lebensgrundlagen des Menschen spielt sie eine wichtige Rolle. Unter anderem wird durch sie ein breiter Genpool erhalten, der zur Nutzung zur Verfügung steht. Ein Verlust von Vielfalt birgt hingegen Ertragsrisiken z. B. durch geringe Stressresistenz und erschwert die Anpassung an unvorhersehbare Krankheitsgefahren oder sich ändernde Umweltbedingungen wie den Klimawandel. Zwar muss ein Verlust an biologischer Vielfalt nicht immer sofort in einem Funktionsverlust sichtbar werden, er erhöht aber die Gefahr für die Anfälligkeit eines Ökosystems gegenüber Störungen (Tscharnatke et al. 2005). Vor dem Hintergrund des Klimawandels und der damit verbundenen Folgen extremer Klimaereignisse gewinnen eine hohe Artenvielfalt und gut strukturierte Regionen gegenüber ausgeräumten Landschaften und Monokulturen an Bedeutung (s. auch Fallbeispiel 9.3.1).

In diesem Zusammenhang ist auch die zunehmende Konzentration auf wenige Hochleistungssorten und die damit einhergehende genetische Verarmung der intensiven Landwirtschaft besonders kritisch zu sehen. Die Domestizierung von Kulturarten, wie z. B. Mais oder Weizen, war zunächst mit einer Entwicklung vielfältiger regionaler Sorten verbunden, die an die jeweiligen Verhältnisse gut angepasst waren, aber zunehmend von Hohertragssorten verdrängt wurden bzw. werden. Inzwischen ist auch innerhalb der Kulturpflanzen eine zunehmende Homogenisierung festzustellen. Nur noch wenige Hochleistungssorten herr-

schen vor. Zwischen diesen bestehen zudem sehr enge Verwandtschaftsbeziehungen (Groth & Krupa 2000). An solche Sorten sich anpassende oder eingeschleppte Schädlinge können daher enorme Ressourcen und Entwicklungspotenziale vorfinden. Ein weiteres Risiko liegt darin begründet, dass heute die Welternährung im Wesentlichen von nur 30 Pflanzenarten abhängt. Nur drei Hauptkulturarten – Weizen, Reis und Mais – decken gar ca. 50 % des weltweiten Kalorienbedarfs.

9.1.2. Weitere Einflussfaktoren auf die deutsche Landwirtschaft und (Agro-)Biodiversität

Neben dem Klimawandel unterliegt die Landwirtschaft in Deutschland – wie generell in den westlichen Industrieländern sowie zunehmend weltweit – zahlreichen weiteren Einflussfaktoren: zu nennen sind hier die zunehmende Globalisierung der Agrarmärkte, regionaler und globaler demographischer Wandel, technologische Entwicklungen, fortschreitender Strukturwandel (European Commission 2007), die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) sowie generell der globale Wandel, einschließlich seiner Folgen in Bezug auf *Neobiota* (gebietsfremde Arten) und somit auch Ofremdländische Schädlinge. In den letzten Jahren zeichnen sich in Deutschland zudem zunehmend die Auswirkungen der wachsenden Bioenergieproduktion ab.

Mit Beginn des Ackerbaus und der Viehzucht hat die Menschheit begonnen, die natürliche Vegetation zu verändern und in „Kulturlandschaften“ umzuwandeln. Dadurch wurden vielfältige artenreiche Offenlandschaften geschaffen, die die biologische Vielfalt förderten. Im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft in jüngerer Zeit hat sich dabei das Landschaftsbild weiter gewandelt. Die moderne Landwirtschaft basiert auf Grund von ökonomischen Randbedingungen in zunehmender Weise auf Rationalisierung, Spezialisierung und Konzentration der Produktion bei einem hohen Qualitäts- und Quantitätsniveau. Im konventionellen Landbau ist dies i. d. R. mit hohem Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz, Verengung von Fruchtfolgen, Flurbereinigung und Entfernung von Strukturelementen verbunden, was wiederum eine wesentliche Ursache für den Verlust von (Agro-)Biodiversität darstellt. Eine gegenläufige Entwicklung

zeichnet sich durch die wachsende Nachfrage der Verbraucher nach Bioprodukten und die zunehmenden Flächenanteile verschiedener Formen ökologischer Landwirtschaft ab. Doch hier ist zu differenzieren und es ist zu beobachten, dass auch in Teilen der Biolandwirtschaft Nutzungsformen praktiziert werden, wie z. B. große zusammenhängende Schläge, welche keinesfalls optimal für den Erhalt oder die positive Entwicklung von Biodiversität sind.

Ziel der GAP ist seit ihrer Gründung im Jahr 1958 die Sicherung eines angemessenen Lebensstandards der Landwirte, die Versorgung der Verbraucher mit hochwertigen Nahrungsmitteln zu adäquaten Preisen und der Erhalt des ländlichen Kulturgutes. Die aus der Politik der frühen Jahre resultierende Überproduktion führte zu einer Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik im Jahr 2003. Kernelemente der Reform, die seit Anfang 2005 angewandt wird, sind die *Entkopplung* der Beihilfen von der Produktion durch eine produktionsunabhängige einzelbetriebliche Zahlung, die Bindung der Direktzahlungen an die Einhaltung von Umwelt-, Tierschutz- und Qualitätsvorschriften als neue Voraussetzung zur Gewährung der Prämien („*Cross Compliance*“) und das generelle Bemühen um die Stärkung des ländlichen Raums. Letztere, die sogenannte 2. Säule der europäischen Agrarpolitik, soll explizit eine nachhaltige Landbewirtschaftung und Sicherung der natürlichen Ressourcen einschließlich der Agrobiodiversität fördern und eröffnet in diesem Rahmen damit verstärkt die Möglichkeit der Förderung von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel (KOM 2007, 354).

Der Globale Wandel ereignet sich auf vielen Ebenen. Neben dem Klimawandel sind hiermit auch die zunehmende Vernetzung der Märkte (und Kontinente), der globale Informationsaustausch und nicht zuletzt der globale Wandel der Landnutzung angesprochen. Es ist vor allem dieser Landnutzungswandel der letzten Jahrzehnte, der eine Erosion der Artenvielfalt sowohl global aber vor allem auch regional nach sich zog (Beierkuhnlein 2007). Durch die Globalisierung wird insbesondere die Etablierung von Neobiota bewirkt, also bisher in einem Gebiet nicht heimische Arten. Diese erhöhen nur vorgeblich oder kurzfristig die Artenzahlen. In vielen Fällen überwiegen negative Effekte (Pyšek et al. 2011) und die vorher etablierten, heimischen, und teils konkurrenzschwächeren Arten

werden verdrängt. Vor allem gilt dies auf landwirtschaftlichen Flächen durch die Einschleppung von Neophyten, also nicht-heimischen Pflanzenarten.

Im Zuge der Klimaerwärmung ist zu erwarten, dass solche Arten zunehmend günstige Lebensbedingungen antreffen und verstärkt invasiv werden können. Auch bereits eingeschleppte, aber bis heute sich nicht negativ bemerkbar machende Arten können dann zu einem Problem werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Bedeutung der Neophyten und weiterer Vertreter der Neobiota in der näheren Zukunft noch ansteigen wird, da die vollen Auswirkungen der Globalisierung erst nach einer gewissen Zeitverzögerung (Lag-Phase) zutage treten (vgl. auch Walther et al. 2009).

Beim Ausbau Erneuerbarer Energien, der durch den Erlass des Erneuerbaren Energien Gesetzes (kurz EEG) sowie Marktanzreizprogramme gefördert wird, kommt in Deutschland dem Biomasseanbau eine spezielle Bedeutung zu. Dieser eröffnet der Landwirtschaft zusätzliche Einnahmequellen: So können z. B. durch die Biogasproduktion zuvor ungenutzte Abfallprodukte, beispielsweise Pflanzenreste, Silage sowie Reste aus der Rapsverarbeitung, verwertet und vermarktet werden. Zudem ist der Anbau von Energiepflanzen, d. h. Pflanzen mit hoher energetischer Verwertbarkeit, in Folge hoher Energiepreise zunehmend lukrativer als der Anbau traditioneller Feldfrüchte. Seit einigen Jahren lässt sich eine Tendenz zur Ausweitung von Monokulturen beobachten mit in der Regel negativen Konsequenzen für die biologische Vielfalt (s. 9.2.3.).

9.2. Auswirkungen des Klimawandels auf landwirtschaftliche Lebensräume und Biodiversität

9.2.1. Auswirkungen des Klimawandels auf landwirtschaftliche Produktionsbedingungen/Prozesse und Folgen für die (Agro-)Biodiversität

Bereits heute sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die heimische Landwirtschaft und damit landwirtschaftlich geprägte Lebensräume sichtbar: mit der zunehmenden Erwärmung ist mittlerweile der Anbau Wärme liebender landwirtschaftlicher Kulturen und Sorten möglich, die bisher auf

mediterrane Breiten beschränkt waren: als Beispiel seien hier Apfelsorten wie Braeburn oder Wärme liebende Weinsorten genannt. Dieser Trend wird sich in Zukunft fortsetzen, wobei tendenziell kurz- bis mittelfristig diejenigen landwirtschaftlichen Anbaugelände von der Klimaerwärmung profitieren könnten, die bisher wärmelimitiert sind bzw. waren, wie z. B. Mittelgebirgslagen oder die nördlichen Bundesländer. Mittel- bis langfristig ist dagegen vermehrt mit negativen Folgen der zunehmenden Klimaerwärmung und insbesondere der zunehmenden Klimavariabilität zu rechnen; dies gilt insbesondere für Regionen, die schon heute Trockenstress während der Vegetationsperiode oder warmen Sommertemperaturen ausgesetzt sind. So waren z. B. die Ertragsausfälle im Hitzesommer 2003, und z. T. auch 2006, die mit als erste Vorboten zukünftiger Sommer gelten, charakteristischer Weise besonders hoch in den dürregefährdeten östlichen Bundesländern. Auch im Süden, wo bereits heute hohe Sommertemperaturen sowie Frühsommertrockenheit den Ertragszuwachs, z. B. von Weizen, limitieren, waren die Einbußen z. T. hoch.

Auf Grund von zahlreichen nationalen wie internationalen Labor- und Felduntersuchungen sind die direkten Auswirkungen einzelner Parameter des Klimawandels – wie Temperaturanstieg, Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre und Veränderungen im Niederschlagsverhalten – insbesondere auf landwirtschaftliche Kulturen relativ gut bekannt. Auch widmet sich eine Reihe von Studien der Bundesländer zu den regionalen Auswirkungen der Klimaveränderung seit Ende der neunziger Jahre den Auswirkungen auf die Landwirtschaft; für Deutschland war hier die Studie von Zebisch et al. (2005) richtungweisend. Eine Zusammenschau relevanter Fakten und erster Studien für die deutsche Landwirtschaft findet sich in Schaller & Weigel (2007). Für Mitteleuropa liefern Eitzinger et al. (2009) eine Analyse zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Land- und Forstwirtschaft sowie geeigneter Anpassungsstrategien. Die Übertragbarkeit mono- oder auch mehrkausaler Untersuchungen auf eine limitierte Anzahl von Kulturen auf die natürliche Fauna und Flora ist jedoch begrenzt; insbesondere das Verständnis der Auswirkungen des Klimawandels auf komplexe Agrarökosysteme bedarf noch bedeutender Forschungsanstrengungen.

9.2.1.1 Auswirkungen der Temperaturerhöhung

Eine Temperaturerhöhung betrifft die gesamte Lebensgrundlage und Produktivität von Agrarökosystemen, da alle biologischen und chemischen Reaktionen in Organismen und Ökosystemen von der Temperatur beeinflusst werden. Auf Grund ihrer Immobilität und fehlender Temperaturregulation sind Pflanzen stärker als Tiere den klimatischen Einflüssen ihres Wuchsortes ausgesetzt. Dabei sind physiologische Prozesse in der Regel durch Kardinaltemperaturen gekennzeichnet, wobei neben dem Temperaturoptimum das Temperaturminimum die Kältengrenze und das Temperaturmaximum die Hitzegrenze darstellt (Fitter & Hay 1987). Diese Kardinaltemperaturen sind artspezifisch und darüber hinaus je nach Standort und Herkunft sehr unterschiedlich ausgeprägt (Evans 1993). Bei Überschreiten des optimalen Temperaturbereiches erfolgt häufig ein abrupter Rückgang in Wachstum und Ertrag. Mit der Erwärmung einher geht ein früherer Beginn und eine längere Dauer der Vegetationsperiode in Europa von derzeit insgesamt ca. 10 Tagen (Menzel et al. 2001, Menzel et al. 2006).

Demnach sollten eine moderate gleichmäßige Erwärmung auf Grund der gesteigerten metabolischen Aktivität überall dort positive Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktivität haben, wo die gegenwärtige Temperatur limitierend ist (Körner 2006). Dagegen führt selbst eine geringe Temperaturerhöhung bei landwirtschaftlichen Kulturen, die bereits im Bereich ihres Temperaturoptimums wachsen, zu Wachstums- bzw. Ertragseinbußen (Easterling et al. 2007, Maracchi et al. 2005), da viele Stoffwechselprozesse zunehmend gestört werden. Außerdem nimmt bei höheren Temperaturen im Allgemeinen die Atmung zu und verringert die durch eine erhöhte Photosyntheserate gesteigerte Wuchs- und Ertragsleistung (Körner 2006). Bei determinierten Kulturen, d. h. Kulturen deren Entwicklungsverlauf über Wärmesummen gesteuert wird, wie z. B. Getreide, wird durch die beschleunigte Entwicklung bei wärmeren Temperaturen durch die Verkürzung der Kornfüllungsphase in der Regel das Ertragspotential reduziert (Reddy & Hodges, 2000). Des Weiteren könnten Schäden in Folge einer erhöhten Spätfrostgefährdung v. a. im Obstbau (SMUL 2005, Chmielewski 2004) und verringerten Winterhärte (Evans

1993) zunehmen. In der Tierproduktion senken steigende Durchschnittstemperaturen Heizkosten im Stallbetrieb und die Sterblichkeit während der Wintermonate; allerdings könnten höhere Sommertemperaturen die Nahrungsaufnahme und die Produktivität verringern und dadurch deutliche Produktionseinbußen verursachen (Fischer et al. 2005, Rath et al. 1994). Kritischer als der mittlere Temperaturanstieg wird jedoch die Zunahme der Klimavariabilität bewertet (z. B. Porter & Semenov 2005). Zunehmender Hitzestress kann dabei in Abhängigkeit von seinem zeitlichen Auftreten massive Schäden verursachen. Besonders hitzesensitiv sind generative Stadien (Arbol & Ingram 1996, Rath et al. 1994), wie v. a. die Blüte bzw. die Fortpflanzung. Hier können hohe Temperaturen zu Problemen bei der Befruchtung bis hin zur Sterilität führen. Außerdem kann sich Hitzestress negativ – aber u.U. auch positiv, wie z. B. bei Weizen, wo Hitzestress zu einer besseren Backqualität führen kann – auf die Produktqualität und damit die Ernährung von Mensch und Fauna auswirken; so kann sich z. B. bei Erwärmung ein erhöhter Ligningehalt nachteilig auf die Qualität von Futterpflanzen auswirken (Niklaus 2007).

9.2.1.2 Auswirkungen erhöhter atmosphärischer CO₂-Konzentrationen

CO₂ in der Atmosphäre ist als Substrat der Photosynthese für das Pflanzenwachstum und damit für die Produktivität von Agrarökosystemen von fundamentaler Bedeutung. Während zunehmende CO₂-Konzentrationen durch den Treibhauseffekt zur Klimaerwärmung beitragen, ist die gegenwärtige CO₂-Konzentration für C₃-Pflanzen suboptimal. Zu diesen gehören fast alle hier angebauten landwirtschaftlichen Kulturen – mit Ausnahme von Mais als wichtigstem Vertreter der C₄-Pflanzen – sowie die heimische Flora (Sage 2005). Bei ausreichender Nährstoff- und Wasserversorgung fördern steigende atmosphärische CO₂-Gehalte daher die Photosynthese und das Wachstum (Kimball et al. 2002, Weigel et al. 2006), was auch als sogenannter CO₂-Düngeeffekt bezeichnet wird. Außerdem verringern höhere CO₂-Konzentrationen die Blatttranspiration sowohl von C₃- als auch C₄-Pflanzen. Durch die gesteigerte Wassernutzungseffizienz werden die Bodenwasservorräte geschont, was negativen Auswirkungen der Klimaerwärmung entgegenwirken könnte. Allerdings erwärmen sich

die Bestände in Folge der geringeren Verdunstungskühlung auch stärker, was u.U. eine höhere Hitzestressanfälligkeit nach sich ziehen könnte.

Hinsichtlich der Höhe der Ertragssteigerung durch den CO₂-Düngeeffekt besteht noch weiterer Forschungsbedarf: Zum einen liegen Ergebnisse älterer Kammerversuche mit Ertragssteigerungen von durchschnittlich ca. 33 % für C₃-Pflanzen und ca. 10 % für C₄-Pflanzen (Kimball 1983, Cure & Acock 1986) zum Teil erheblich über den Ergebnissen neuerer Freilanduntersuchungen mit Ertragssteigerungen von durchschnittlich 11 % für verschiedene C₃-Pflanzen (Long et al. 2005). Zum anderen existieren nicht nur beachtliche Unterschiede in der Reaktion verschiedener Pflanzentypen sondern auch zwischen verschiedenen Sorten, was die Bedeutung der Agrobiodiversität unterstreicht. Besonders sensitiv sollten Kulturen mit einer ausgeprägten Fähigkeit, Assimilate zu speichern (Senkenstärke) reagieren, wie z. B. junge Bäume und insbesondere Obstbäume sowie Knollen- und Wurzelkulturen. Auch Leguminosen, d. h. stickstofffixierende Hülsenfrüchtler, profitieren in der Regel deutlich von einer CO₂-Anreicherung (Lüscher et al. 2006). In Abhängigkeit von weiteren Umweltbedingungen können sie sich u. U. besser in Pflanzengemeinschaften von Wiesen und Weiden durchsetzen und deren Futterqualität auf Grund des höheren Proteingehaltes verändern.

Darüber hinaus kommt es häufig zu Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des pflanzlichen Gewebes durch den so genannten CO₂-Verdünnungseffekt, bei dem v. a. erhöhte Kohlenhydratgehalte zu einer niedrigeren Konzentration an anderen Nähr- und Inhaltsstoffen, wie v. a. Stickstoff, führen (Idso & Idso, 2001). Neben dem Proteingehalt sind auch sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe betroffen (Niklaus 2007).

9.2.1.3 Auswirkungen von Niederschlagsveränderungen

Wasser ist neben der Temperatur der entscheidende klimatische Wachstums- und Ertragsparameter. Bei Wassermangel kommen Stoffwechselprozesse und damit auch das Wachstum zum Erliegen. Damit bestimmt letztendlich der Niederschlag bzw. der Wasserhaushalt, welche Kulturpflanzen innerhalb einer relativ weiten Temperaturspanne erfolgreich angebaut werden können (Davies 2006). Sofern keine Beeinflussung durch Grundwasser vorliegt,

setzt sich dieser v. a. aus der Niederschlagsmenge und -verteilung, dem Abfluss und der Verdunstung zusammen. Auf Grund der bei wärmeren Temperaturen höheren potentiellen Verdunstung und zunehmender sommerlicher Trockenheit muss in Zukunft voraussichtlich verstärkt mit Ertragsseinbußen in der Landwirtschaft gerechnet werden. Dabei dürfte die Wasserversorgung besonders kritisch für landwirtschaftliche Kulturen in Regionen werden, deren Böden über eine geringe Wasserspeicherkapazität verfügen, wie z. B. grundwasserferne Sandböden und bzw. oder in Regionen, die bereits heute unter Wasserknappheit leiden. Betroffen sind hier z. B. Brandenburg oder Sachsen-Anhalt. Regional kann eine veränderte Wasserführung der Flüsse die Situation verschärfen, da u. a. in Zukunft die Schneeschmelze im Frühjahr zeitiger einsetzen wird und auch weniger Niederschlag als Schnee fallen wird. Außerdem könnte sich die Grundwasserneubildung bei einer längeren Vegetationsperiode und einer geringeren Infiltration von Starkregenniederschlägen nach Trockenperioden verringern.

Darüber hinaus sind Nährstoffe bei geringer Bodenfeuchte schlechter verfügbar und die Anfälligkeit gegenüber Winderosion nimmt zu. Herrschen bereits zu Vegetationsbeginn trockene Bedingungen vor, kann sich auch in Abhängigkeit vom Bodentyp das Keimen bzw. Aufgehen von Ackerkulturen verringern. Im Gegensatz dazu kann die Zunahme winterlicher Niederschläge insbesondere auf schweren Böden oder bei hoch anstehendem Grundwasser die Bodenbewirtschaftung erschweren. Bei zukünftig erhöhter Hochwassergefahr – v. a. im Winter und Frühjahr – muss voraussichtlich verstärkt mit der Überflutung von landwirtschaftlichen Flächen und Schäden durch Staunässe gerechnet werden; gleichzeitig nimmt die Erosionsgefahr und die Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen zu (Abildtrup & Gylling, 2001). Steigende Niederschlagsintensitäten können darüber hinaus zu einem verstärkten Abspülen und damit höheren Auswaschen bzw. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in benachbarte Ökosysteme führen (Coakley et al. 1999).

9.2.1.4 Auswirkungen der gleichzeitigen Änderungen verschiedener Klimaelemente

Bisher bestehen noch weit reichende Unsicherheiten bezüglich der komplexen Auswirkungen der sich gleichzeitig ändernden Klimaelemente Tem-

peratur und Niederschlag einerseits und der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre andererseits sowie hinsichtlich der Auswirkungen von Extremereignissen (SAG 2007, Tubiello et al. 2007). Wird bei einem Temperaturanstieg zunehmend die Wasserversorgung zum limitierenden Faktor, könnte der so genannte CO₂-Düngeeffekt eine entscheidende Rolle für das Ergebnis der Wechselwirkungen spielen, zumal zusätzlich zu der Verbesserung der Wassernutzungseffizienz das Photosynthese-Optimum hin zu höheren Temperaturen verschoben wird (Ainsworth & Long 2005). Weitere Interaktionen ergeben sich allerdings mit troposphärischem Ozon und anderen Schadgasen, die einer positiven Wirkung erhöhter CO₂-Konzentrationen in der Regel entgegenwirken (Long et al. 2005).

9.2.1.5 Auswirkungen der Klimaveränderungen auf den Boden und die Bodenbearbeitung

Auch die Auswirkungen der Klimaveränderung auf die im Boden stattfindenden Prozesse sind komplexer Natur (s. auch Kap. 9.2.4): während die Erwärmung bei ausreichender Bodenfeuchte im allgemeinen zu einem Abbau der organischen Substanz führt (Jones et al. 2005), wirkt die Verlängerung der Vegetationsperiode sowie die unter erhöhten CO₂-Konzentrationen gesteigerte Pflanzenproduktivität und die veränderte Zusammensetzung des pflanzlichen Materials diesem entgegen (Groenigen et al. 2006). Welcher Prozess dominiert, hängt von den jeweiligen regionalen Bedingungen ab. In Nordrhein-Westfalen ist z. B. seit Beginn der 90er Jahre eine Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte von Ackerböden festgestellt worden (Preger et al. 2006) – ein Trend, der weiter beobachtet werden sollte.

Die erhöhte mikrobielle Aktivität führt durch die Mineralisierung von organischer Substanz allerdings nicht nur zu einer erhöhten Nachlieferung von Nährstoffen, wie insbesondere von Stickstoff für die Pflanze. Auch Schadstoffe werden zunehmend mobilisiert (Lynch & St. Clair 2004) und Nährstoffverluste durch Ausgasen und Auswaschung können zunehmen. Ebenso werden feuchte, mildere Winter mit weniger Schneebedeckung, dagegen aber häufigem Wechsel von Frieren und Tauen, voraussichtlich zu einer erhöhten Stickstoff-Mineralisation in einer Zeit geringen pflanzlichen Bedarfs und damit zu einer erhöhten Nitratbelastung von Ökosystemen

und Grundwasser führen. Die Abnahme von Bodenfrost könnte außerdem die Erosions- und damit auch Auswaschungsgefahr erhöhen. Zunehmende Wärme und insbesondere sommerliche Dürreperioden lassen die Böden dagegen häufiger austrocknen, was sich nicht nur auf die Aktivität der Bodenfauna und -flora sondern auch auf die Bodenstruktur negativ auswirkt. Kommt es im Anschluss zu einem Starkregenereignis, ist sowohl mit erhöhten Erosionsschäden zu rechnen (Williams et al. 2001) als auch mit einer erhöhten Belastung für Grund- und Oberflächengewässer (Rounsevell et al. 1999).

Darüber hinaus beeinträchtigt der geringere Wassergehalt von Böden in einer wärmeren Umgebung nicht nur das Pflanzenwachstum negativ. Trockene Böden stellen auch einen positiven Rückkopplungseffekt der Klimaerwärmung dar, da sich nicht nur der Boden sondern auch die Umgebungsluft bei fehlender Verdunstungskühle stärker erhitzt. Andererseits kann eine Erhöhung der Bodentemperatur die Nährstoffaufnahme durch die Pflanze verbessern (Bassirirad 2000), was insbesondere auf bisher wärmelimitierten Standorten bzw. während kühler Witterungsperioden als positiv zu bewerten ist. Diesen Veränderungen, ebenso wie Veränderungen im Pflanzenbestand und dem Niederschlagsverhalten muss durch eine angepasste Bodenbearbeitung, wie z. B. pfluglose Bodenbearbeitung, Rechnung getragen werden.

9.2.1.6 Auswirkungen der Klimaveränderungen auf Schadorganismen (Unkräuter, Schädlinge und Krankheiten)

Für die landwirtschaftliche Produktion und damit landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen sind neben Auswirkungen auf Ökosystemdienstleistungen, wie insbesondere Bestäubung (s. u.), Veränderungen in Bezug auf die Schädlingsproblematik von Bedeutung: hier wird im Zuge der Klimaerwärmung für Deutschland im Allgemeinen mit einer Zunahme gerechnet, wobei die Folgen für den Pflanzenschutz im Einzelnen bisher schwer abschätzbar sind (Chakraborty et al. 2000, Scherm 2004, Maixner 2008). Für Unkräuter gilt, dass sie ebenso wie landwirtschaftliche Kulturpflanzen durch steigende atmosphärische CO₂-Konzentrationen gefördert werden: Durch ansteigende Temperaturen und eine längere Vegetationsperiode werden sich bisher wärmelimitierte Arten, wie z. B. die Ambrosie (*Ambrosia arte-*

missifolia; s. Kap. 2.10) voraussichtlich weiter ausbreiten. Schädlinge, d. h. in erster Linie Schadinsekten, werden durch die Klimaänderungen zum einen indirekt beeinflusst, wie z. B. durch Auswirkungen auf die Qualität der Wirtspflanzen (Brunnert 1994, Niklaus 2007): So scheinen Herbivoren auf die Verringerung der Nährstoffkonzentration unter erhöhten CO₂-Konzentrationen mit einer gesteigerten Nahrungsaufnahme zu reagieren, um das erhöhte C/N-Verhältnis zu kompensieren. Demgegenüber stellen erhöhte Gehalte an sekundären Pflanzeninhaltsstoffen, wie z. B. an Flavonoiden, einen verbesserten Fraßschutz dar. Auch Auswirkungen auf weitere Glieder in der Nahrungskette bzw. im Ökosystem, wie insbesondere Räuber oder Nützlinge, spielen eine wichtige Rolle. Da von der Klimaerwärmung v. a. Organismen mit rascher Generationsfolge profitieren, könnte sich das Gleichgewicht hier tendenziell zu Gunsten der kleineren, auf einer niedrigeren trophischen Ebene stehenden Schädlinge verschieben (Rosenzweig & Hillel 1998). Zum anderen wirken sich auch zunehmende Erwärmung und veränderte Niederschlags- und Windverhältnisse direkt auf sie aus. Da die meisten Insekten relativ hohe Temperaturoptima haben, ermöglichen ihnen steigende Temperaturen eine höhere Vitalität und eine höhere Fortpflanzungsrate. So wird in einigen Apfelanbauregionen in Zukunft z. B. eine weitere Generation des Apfelwicklers erwartet (PIK 2005). Auch Weinanbaugebiete als Wärmegunstregionen dürften mit als erste von Arealausdehnungen bisher wärmelimitierter Arten betroffen sein. Durch mildere Winter werden dabei generell insbesondere frostempfindliche Schädlinge und Wurzelparasiten begünstigt.

Da saugende Insekten Krankheiten übertragen können, steigt gleichzeitig das Infektionspotential mit fortschreitender Klimaerwärmung. Allerdings entscheidet erst das Zusammenwirken von Krankheitserregern, Anfälligkeit (Prädisposition) des Wirtes und von Umweltfaktoren, ob es tatsächlich zum Krankheitsausbruch kommt. Während bei Tieren Infektionen überwiegend durch Bakterien und Viren ausgelöst werden, verursachen Pilze die meisten Pflanzenkrankheiten. Dabei fördern ein üppiger Bestand und die damit verbundene höhere Luftfeuchte sowie (in Folge des CO₂-Anstiegs) erhöhte Kohlenhydratgehalte im Blatt in der Regel einen Pilzbefall (Chakraborty et al. 2000); steigende Temperaturen verbunden mit einer geringeren Luftfeuchte wäh-

Schadorganismen im Weinbau

Für den Weinbau ergeben sich auf Grund des Klimawandels eine Reihe von neuen Herausforderungen für den Rebschutz: zum Einen durch die Veränderung der Aktivität bereits bekannter Schadorganismen und zum Anderen durch die Einwanderung neuer Schadorganismen v. a. aus dem Mittelmeerraum (Maixner 2008). So treten in jüngerer Zeit häufiger und zunehmend aggressiver pilzliche Erreger wie Falscher Mehltau (*Plasmopara viticola*) und Grau- (*Botrytis cinerea*) als auch Grünfäule (*Penicillium expansum*) auf. Das Schadausmaß hängt dabei nicht nur von dem Pathogen ab, sondern auch von dem Zeitpunkt des Auftretens: So ermöglicht die Graufäule als Edelfäule an vollreifen Trauben hochwertige Weinerzeugnisse, während bei höheren Temperaturen sekundäre Fäuliserreger (wie die Grünfäule) die Trauben verderben. Letztere werden sich in Folge der Zunahme der herbstlichen Niederschläge voraussichtlich gegen die Graufäule durchsetzen können.

Obwohl bereits im 19. Jahrhundert nach Europa eingeschleppt, findet der Erreger der Schwarzfäule, *Guignardia bidwellii*, im Zuge des Klimawandels zunehmend günstige Lebensbedingungen im deutschen Weinbau und führt seit einigen Jahren zu Schäden an Mosel und Mittelrhein (Maixner 2008). Besorgnis erregend sind jedoch insbesondere die aus südlichen Anbaugebieten, d. h. vor allem dem Mittelmeerraum stammenden so genannten Holzkrankheiten, die nicht heilbar sind, sondern nur durch Kulturmaßnahmen, wie z. B. Rückschnitt, eingedämmt werden können (s. auch Schaller & Weigel 2007). Hier hat der Befall

der Rebstöcke mit bis zu 80 % ein Existenz bedrohendes Ausmaß angenommen (Lipps 2006). Dabei handelt es sich bei der Schwarzholzkrankheit um eine durch Zikaden übertragene bakterielle Phytoplasmaose, die zum Absterben des Stockes führen kann. Besonders betroffen ist die Rebsorte Lemberger in Baden-Württemberg. Bei den zwei weiteren Krankheiten, *Esca* und *Eutypiose* handelt es sich um Pilzkrankungen, die zu einer langsamen Zerstörung des Rebstammes führen. Besonders *Esca* breitet sich im gesamten deutschen Weinanbaugebiet aus; wichtigste vorbeugende Maßnahme ist ein möglichst rascher Wundverschluss nach dem Rebschnitt (Lipps 2006).

Mit zunehmender Klimaerwärmung steigt zudem das Risiko, dass bisher auf wärmere Regionen beschränkte Schaderreger sich auch in nördlicheren Weinbaugebieten etablieren können (Maixner 2008): Dazu gehört zum einen die in Südeuropa verbreitete Quarantänekrankheit der durch *Xilophilus ampelinus* hervorgerufenen Bakteriennekrose sowie die nordamerikanische *Pierce's Disease*, ebenfalls hervorgerufen durch einen bakteriellen Quarantäneschädling, der u. a. von Zikaden übertragen wird. In Abhängigkeit vom Zusammenspiel mit natürlichen Gegenspielern (Antagonisten), wie u. a. Raubmilben als Antagonisten pflanzenfressender Milben, wird die heutige Rebschutzstrategie im deutschen Weinbau mit einem weitgehenden Verzicht auf Insektizide und milbenspezifische Pestizide (Akarizide) u. U. weitgehend verändert werden. Entsprechende Auswirkungen auf Nützlinge und weitere Vertreter der Agrobiodiversität sind dann die Folge.

rend der Vegetationsperiode wirken einem Befall eher entgegen (Friedrich 1994). Sollte letztendlich ein höherer Schädlings- und Infektionsdruck resultieren, könnten höhere Pflanzenschutzmittelanwendungen nötig werden (s. auch Case Study 9.3.2).

9.2.1.7 Auswirkungen der Klimaveränderungen auf Agrarökosysteme

Die für landwirtschaftliche Kulturen bzw. die Nutzerhaltung zusammengefassten Auswirkungen des Klimawandels gelten in ähnlicher Weise für die

natürliche Fauna und Flora: wärmere Temperaturen und die damit einhergehende Verlängerung der Vegetationsperiode führen zu einer längeren Wachstumsphase, gegebenenfalls zusätzlichen Generationsfolgen, einer i. d. R. reduzierten Wintersterblichkeit und wo möglich zu einer Arealverschiebung bzw. Erweiterung von bisher wärmelimitierten Arten (IPCC 2002, Leuschner & Schipka 2004). Neben natürliche sowie anthropogene Ausbreitungsschranken tritt als Bedrohung eine Desynchronisation von Nahrungsketten sowie Verände-

rungen im Konkurrenzverhalten, da unterschiedliche Arten verschieden auf die Klimaerwärmung reagieren (Pampus 2005, Morecroft & Paterson 2006). Letzteres betrifft insbesondere die Vorverlegung von phänologischen Phasen im Zuge des früheren Beginns der Vegetationsperiode, die neben der Temperatur in unterschiedlichem Ausmaß auch von der Photoperiode gesteuert wird.

In der Vergangenheit ist generell eine Abnahme kältetoleranter und eine Zunahme wärmetoleranter Arten beobachtet worden – ein Trend, der sich in Zukunft verstärken dürfte (EEA 2004). Dabei sind insbesondere Arten mit limitierten Habitat- und Klimaansprüchen oder denen die Erwärmung zu schnell geht, vom Aussterben bedroht. So wird bei Szenariosimulationen mit einem Artenverlust von 18 – 24 % (Thomas et al. 2004) bis zu 60 % (Flannery 2006) bei einer Erwärmung um 3°C bis Ende des 21. Jahrhunderts gerechnet. Für Landvögel könnten ca. 10 – 20 % der Arten durch den Wandel ihrer Lebensräume durch Klimawandel und Landnutzungsänderungen gefährdet sein (Jetz et al. 2007). Allerdings wurde in der Studie nicht die Möglichkeit einbezogen, dass die Vögel auf andere Lebensräume ausweichen. Besonders betroffen sind dabei generell Arten am Rand ihres Verbreitungsgebietes (CIRCLE 2006).

Auf Grund von Defiziten im Verständnis der Funktionsweise von komplexen Ökosystemen, einschließlich Agrarökosystemen, verschärft durch unzureichende Kenntnisse der Interaktionen von Ökosystemfunktionen mit dem Klimawandel können Auswirkungen auf die (Agro-) Biodiversität und Agrarökosysteme bisher allerdings nur ansatzweise abgeschätzt werden (Walther et al. 2002, 2009). Dies betrifft nicht zuletzt eine Reihe von essentiellen Ökosystemdienstleistungen: Beispielsweise können Bestäubungsleistungen vom Klimawandel negativ beeinflusst werden. Weitere mutualistische Interaktionen wie Symbiosen mit Mikroorganismen (z. B. Stickstofffixierung oder Mykorrhizierung), Ausbreitung von Diasporen (Früchten und Samen), Gewährleistung eines günstigen Mikroklimas für andere Arten und vieles mehr können sich als sensible Regelungselemente erweisen. Sobald nicht nur eine einzelne Art durch die vergleichsweise rasch erfolgenden Klimaveränderungen betroffen ist, sondern das Wirkungsgefüge zwischen verschiedenen Arten, sind die Konsequenzen kaum realistisch zu prognostizieren. Forschungsgrößpro-

jekte der jüngeren Generation auf nationaler und internationaler Ebene sind dabei, einen Beitrag zum besseren Prozessverständnis zu leisten, ebenso wie zahlreiche Forschungsarbeiten der deutschen Forschungslandschaft (s. auch Case Studies).

9.2.1.8 Auswirkungen auf den ländlichen Raum

Die Klimaveränderungen wirken sich in mehrfacher Hinsicht auf landwirtschaftlich genutzte Räume aus: zum einen, indem sie die Wirtschaftlichkeit von einzelnen Kulturen, Einzelbetrieben, bestimmten Betriebszweigen oder von Betrieben in verschiedenen Naturräumen je nach regionaler Vulnerabilität unterschiedlich beeinflussen (s. auch Schaller & Weigel 2007). Dies kann zu Strukturänderungen bis hin zu Betriebsaufgaben mit unmittelbaren sozialen und ökologischen Auswirkungen für den ländlichen Raum führen. Allerdings gilt die Landwirtschaft in Deutschland insgesamt nur als mäßig vulnerabel gegenüber dem Klimawandel (Zebisch et al. 2005). Zusätzlich kann die Vulnerabilität durch entsprechende Anpassungsmaßnahmen (s. u.) weiter gesenkt werden.

Selbst in Regionen, die eine höhere Vulnerabilität aufweisen, wie z. B. das nordostdeutsche Tiefland bzw. die östlichen Bundesländer, bleiben in den nächsten 20 – 30 Jahren die Erträge der wichtigsten Sommer- und Winterkulturen relativ stabil (Wechsung et al. 2008). Bis Mitte des 21. Jahrhunderts muss dann mit zunehmend ausgeprägter Sommertrockenheit insbesondere auf den leichteren Standorten mit deutlichen Ertragsrückgängen für Mais und geringeren Ertragsrückgängen für Weizen gerechnet werden, die allerdings bei Berücksichtigung des CO₂-Düngeeffekts gemildert werden bzw. sogar zu Ertragszuwächsen führen können. Im ebenfalls vulnerablen, wärmeren sowie niederschlagsreicheren Südwesten stellt sich die Situation umgekehrt dar: hier könnte die Sommerkultur Mais im Zuge des Klimawandels einen Standortvorteil erhalten gegenüber der Winterkultur (Winter-)Weizen, deren Erträge zunehmend durch steigende Temperaturen beeinträchtigt werden (PIK 2005). Dagegen profitieren im wenig vulnerablen Nordrhein-Westfalen bis Mitte des 21. Jahrhunderts beide Kulturen von dem Temperaturanstieg; der zusätzliche CO₂-Düngeeffekt kann hier sogar deutliche Ertragsanstiege bedeuten (Kropp et al. 2009). Allerdings berücksichtigt

die meisten Ertragsmodelle bisher nicht die Auswirkung von Extremwetterereignissen; in der Folge wird i. A. mit einer geringeren Ertragssicherheit gerechnet, wie z. B. auch in der Länderstudie für Hessen (HLUG 2005).

Veränderungen in landwirtschaftlich geprägten Räumen ergeben sich auch dort, wo z. B. die zunehmende Erwärmung den Anbau bisher wärmelimitierter Kulturen ermöglicht: Beispiele sind hier die weitere Nordwärtsverschiebung des Anbaus von Sommergetreide, wie insbesondere vom Maisanbau; die Höherverschiebung des Rauhfutteranbaus in alpinen Regionen oder auch der Anbau mediterraner Obstkulturen (z. B. Aprikosen), was auch die heimische Flora und Fauna beeinflussen wird.

Zum anderen sind Agrarökosysteme, über die primäre Erzeugung von landwirtschaftlichen Produkten hinaus, für die Gewährleistung zahlreicher weiterer Ökosystemdienstleistungen verantwortlich. Diese reichen von Regelungsfunktionen z. B. für den Wasser- und Stoffhaushalt bis hin zur Gestaltung von Kulturlandschaften als Lebens- bzw. Erholungsraum für Mensch, Fauna und Flora. Damit ergeben sich vielfältige Interaktionen mit weiteren (Wirtschafts-) Sektoren, wie z. B. der Wasserwirtschaft, der Forstwirtschaft, dem Naturschutz oder dem Tourismus, mit Rückwirkungen wiederum auf den ländlichen Raum, seine Wahrnehmung, Gestaltung und Entwicklung.

Künftig ist zu erwarten, dass die Veränderung der landwirtschaftlich genutzten Räume in entscheidendem Ausmaß von den jeweiligen Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel sowie von Klimaschutzmaßnahmen, insbesondere dem Bioenergieanbau, beeinflusst werden wird (s. u.). Darüber hinaus könnten Entwicklungen im globalen Handel und Wettbewerb in Verbindung mit regionalen Auswirkungen des Klimawandels dazu führen, dass Ertragsausfälle in weniger begünstigten Klimaregionen auszugleichen sind. Beispielsweise wird diskutiert, dass eine höhere Agrarproduktion in Europa möglich bzw. notwendig werden könnte, um die Ernährung der Weltbevölkerung zu gewährleisten (Olesen & Bindi 2002). Allerdings spielen hier bekannter Maßen neben Mengenfragen v. a. Verteilungsfragen eine Rolle: in diesem Zusammenhang ist der Export von Bioenergiepflanzen und Futterpflanzen aus Entwicklungs- und Schwellenländern zunehmend kritisch zu hinterfragen.

9.2.2. Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen auf landwirtschaftliche Lebensräume und Folgen für die (Agro-)Biodiversität

Die einheimische Landwirtschaft kann sich an mittlere Klimaänderungen, d. h. höhere mittlere Temperaturen und geringere Sommer- bei gleichzeitig erhöhten Winterniederschlägen (s. Kap. 9.2.1), mit einer Reihe von kurz- bis mittelfristigen – für holzige Sonderkulturen und Infrastrukturmaßnahmen auch längerfristigen – Maßnahmen anpassen (s. Synthese bei Schaller & Weigel 2007): Während einige Formen der Anpassungen selbständig und weitgehend kostenneutral von den Landwirten durchgeführt werden können, benötigen längerfristige, insbesondere strukturelle Maßnahmen häufig Vorgaben seitens der Wissenschaft, Politik und Verwaltung, um die Anpassungskapazität des Agrarsektors gezielt zu fördern.

Zu den Möglichkeiten der Betriebe, sich an diese Änderungen anzupassen und so klimabedingte Ertrags- und Qualitätseinbußen zu reduzieren bzw. sich neu eröffnende Potentiale zu nutzen, zählen neben einem gezielten Humusaufbau z. B. die Änderung von Aussaatterminen, Saatkichte, Reihenabstand und Fruchtfolge; der Anbau von besser angepassten Sorten oder sogar für ein Gebiet neuartige Kulturen; die Anpassung des Dünge- und Pflanzenschutzregimes und der Bodenbearbeitung und der Ausbau von Be- und Entwässerungssystemen. Ferner ist die Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion eine Möglichkeit, das Betriebsrisiko insbesondere in Hinblick auf eine zunehmende Klimavariabilität zu senken. Dabei müssen die Einzelmaßnahmen aufeinander abgestimmt werden, um einen gesamtbetrieblichen Ablauf zu gewährleisten.

Auch auf die Pflanzenzüchtung kommen neue Herausforderungen hinsichtlich der Entwicklung robuster und unter wechselnden Witterungsbedingungen ertragsstabiler Kulturen hinzu. Im Fokus steht dabei die Verbesserung der Hitze- und Trockenstresstoleranz traditioneller Kulturpflanzen sowie die Bereitstellung von Saatgut neuer, Wärme liebender Kulturen. Weitere Zuchtziele sind die Anpassung der Entwicklungsrate der Pflanzen an die geänderten Temperatur- und Niederschlagsbedingungen, die Erhöhung des Wachstums- und Ertragspotentials der Kulturpflanzen zur optima-

len Ausnutzung des CO₂-Effektes auf die Photosynthese und die Gewährleistung einer hohen stofflichen Qualität unter veränderten Wuchsbedingungen (Kobiljski & Denčić 2001). Auch die mögliche Zunahme von Schädlingen (s. Fallstudie 9.3.2) und Krankheiten und u.U. zunehmende troposphärische Ozonkonzentrationen stellen neue Herausforderungen an die Resistenzzüchtung.

Bei der Anpassung der Nutztierhaltung an Klimaveränderungen können nach Beede & Collier (1986) weitgehend drei Strategien verfolgt werden: die Anpassung der physikalischen Umgebung, z. B. durch entsprechende Kühlsysteme bei Stallhaltung bzw. Schatten- und ausreichendes Wasserangebot bei Weidehaltung; die Züchtung hitzertoleranter Rassen mit hohen Leistungsmerkmalen; und schließlich die Verbesserung des Nährstoffmanagements, z. B. durch Splitten von Rationen, Verlagerung der Nahrungsaufnahme in die kühleren Nachtstunden und Angebot energie- und mineralstoffreicher, leichtverdaulicher Kost.

Solche Maßnahmen können potentiell die Auswirkungen des Klimawandels auf die Agrobiodiversität verstärken oder gegebenenfalls vermindern. Entscheidend sind hierbei die Art der Umsetzung und die räumliche Organisation in der Fläche (großflächige Monokulturen oder kleinstrukturierte Nutzungs mosaiken). Ferner kann die klimawandelbedingte Desynchronisation von Ökosystemprozessen beeinflusst werden. Insbesondere der Wandel von Anbaukulturen bis hin zur Veränderung komplexer Anbausysteme könnte eingespielte Agrarökosystemfunktionen und Interaktionen beeinträchtigen. Gleiches gilt für züchterische Veränderungen, einschließlich gentechnischer Maßnahmen. Bei all diesen Abläufen sind ökologisch relevante Zeitskalen zu beachten, um Umgestaltungen und Anpassungen langfristig erfolgreich zu etablieren. Rasche, kurzfristige Veränderungen auf großer Fläche können die Lebensgemeinschaften kaum beantworten.

Bewässerungsmaßnahmen – ggf. auch Entwässerungsmaßnahmen bei zunehmender Staunässe durch ansteigende Winterniederschläge – wirken sich auf den Wasserhaushalt in wassersensitiven Regionen aus. Gegebenenfalls sind negative Einflüsse auf Biotope und Habitate zu verzeichnen. Dagegen beinhaltet der CO₂-Düngeeffekt und die Verlängerung der Vegetationsperiode mit der Option, zwei

Hauptkulturen pro Saison anzubauen, auch weiteres (Flächen-)Extensivierungspotential in der Landwirtschaft.

9.2.3. Auswirkungen von Klimaschutzmaßnahmen, wie insbesondere der Biomasseproduktion auf landwirtschaftliche Lebensräume und Folgen für die (Agro-) Biodiversität

In den Szenarien zur Reduktion der Treibhausgasemissionen spielen erneuerbare Energien, und unter diesen die Bioenergie für Deutschland eine wichtige Rolle. In der Folge hat sich bereits in den letzten Jahren der Biomasseanbau für die Strom- und Wärmezeugung sowie für die Biodieselproduktion deutlich gesteigert: Im Jahr 2010 wurden in Deutschland auf knapp 2 Mio. ha Energiepflanzen angebaut.

In Abhängigkeit vom betrachteten Szenario wird die Größenordnung der für die Ausdehnung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe benötigten Fläche u. U. beachtlich sein und mögliche Extensivierungspotentiale im Zuge des technischen Fortschrittes in der Landwirtschaft überschreiten. Im Gegenteil, die Nutzung bisher „stillgelegter“ Flächen würde – dem bisherigen Trend folgend (BMELV 2006) – wahrscheinlich weiter zunehmen. Auch weitere Extensivierungsmaßnahmen, wie sie in vielen Agrarumweltmaßnahmen gefördert werden, konkurrieren mit der hohen Attraktivität des Energiepflanzenanbaus. Durch den Verlust wertvoller Habitate könnte eine solche Entwicklung beträchtliche Auswirkungen für die natürliche Biodiversität bzw. den Naturschutz haben, der von bisherigen Extensivierungsmaßnahmen profitierte (COM 2006, 34 final). Letztendlich sind durch den Boom der Bioenergiepflanzen, die daraus resultierenden Änderungen der Landnutzung und damit einhergehende Veränderungen von Transpirationsverhalten und Reflexionsvermögen der Einstrahlung (Albedo), auch Auswirkungen auf das regionale Klima in vielen Landschaften Deutschlands möglich.

Weitere negative Auswirkungen sind zu erwarten, sollte sich der bisher zu beobachtende Trend zu einigen wenigen Monokulturen – in erster Linie Raps und Mais – fortsetzen bzw. noch verstärken. Diese Entwicklung wird bereits als „Vermaischung“ bzw. „Verrapsung“ des ländlichen Raumes bezeichnet.

net. Über die allgemeinen Risiken von Monokulturen hinaus, wie z. B. erhöhtem Schädlingsbefall, Abnahme der Biodiversität oder Bodenmüdigkeit, gilt der (Silo-) Maisanbau generell als humuszehrend und unter bestimmten Bedingungen auf Grund der größeren Drillreihenabstände sowie des späteren Bestandsschlusses als erosionsfördernd. Bei einer zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft durch den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen sind in sensitiven Gebieten auch negative Auswirkungen auf den Boden- und Wasserhaushalt zu erwarten. Bei einem Umbruch von Dauergrünland für den Anbau einjähriger Energiepflanzen sind die negativen Effekte besonders deutlich. Dagegen ist auch ein entgegen gesetzter Trend denkbar: ein geringerer Dünger- und Pestizideinsatz durch den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen durch die Züchtung anspruchsloserer Sorten und durch geringere Qualitätsanforderungen. Neben dem Anbau von Mischkulturen kann auch die Nutzung von Wildpflanzen eine interessante Option darstellen, die gleichzeitig die Ausbringung von Herbiziden reduziert.

Außerdem werden – trotz einer gewaltigen Konzentration auf einige wenige Kulturen – die Anwendungsbereiche nachwachsender Rohstoffe kontinuierlich ausgeweitet, so dass damit auch eine zunehmende Diversität der angebauten Ackerkulturen und eine vielseitigere Fruchtfolge eine Möglichkeit darstellt (BMELV 2006, Mühlenhoff 2010). Einzelne Beispiele sind die Verwendung natürlicher Faserpflanzen, biogener Schmierstoffe oder von Arznei- und Gewürzpflanzen, deren stark wachsender Markt auf ein zunehmendes Gesundheitsbewusstsein in der Bevölkerung zurückgeht und besonders lukrativ ist.

9.2.3.1 Biologische Landwirtschaft

Eine weitere Möglichkeit der Treibhausgasreduktion innerhalb des Agrarsektors liegt in der Umstellung konventioneller Landwirtschaft: so spart die biologische Landwirtschaft gegenüber der herkömmlichen Landwirtschaft v. a. durch den Verzicht auf mineralische Düngemittel ca. 40 – 60 % der CO₂-Emissionen ein (Haas et al. 1995). Die Angaben zu den CO₂-Äquivalent-Emissionen im ökologischen Landbau variieren jedoch stark. Aufgrund der niedrigeren Intensität in der Pflanzenproduktion und des niedrigeren Tierbesatzes sind auch die Treibhausgasemissionen je Flächeneinheit im ökologischen Landbau niedriger. Bezogen auf die Pro-

duktivität sind die Einsparpotenziale weniger eindeutig. Untersuchungen von Hülsbergen & Küstermann (2007) zeigten 26 – 28 % niedrigere produktbezogene Treibhausgasemissionen im ökologischen Acker- und Pflanzenbau. Die Treibhausgasminde- rung im Futterbau ist noch deutlicher (Nemecek et al. 2005, Bokisch et al. 2000). In der Tiererzeugung gibt es Studien mit widersprüchlichen Ergebnissen. Generell führen jedoch die im ökologischen Anbau bevorzugten regionalen Vermarktungswege zu einem geringeren Energieverbrauch und damit weniger Treibhausgasemissionen. Zudem führt der Ökolandbau aufgrund der höheren Wurzelmassen der Hauptfrüchte, der höheren Flächenanteile der Zwischenfrüchte und Untersaaten sowie einer zum Teil höheren „Unkraut“masse im allgemeinen zu einer Humusakkumulation, d. h. zu einer Zunahme der Kohlenstoffbindung (*C-Sequestrierung*) im Boden (Köpke 2000). Der weitgehende Verzicht auf Agrochemikalien und die vielfältigere Fruchtfolge fördern zudem die Agrobiodiversität (Bengtsson et al. 2005, Hole et al. 2005, Pfiffner & Wyss 2008) und damit auch die ökosystemare Funktionalität auf landschaftlicher Ebene.

9.3 Fallstudien

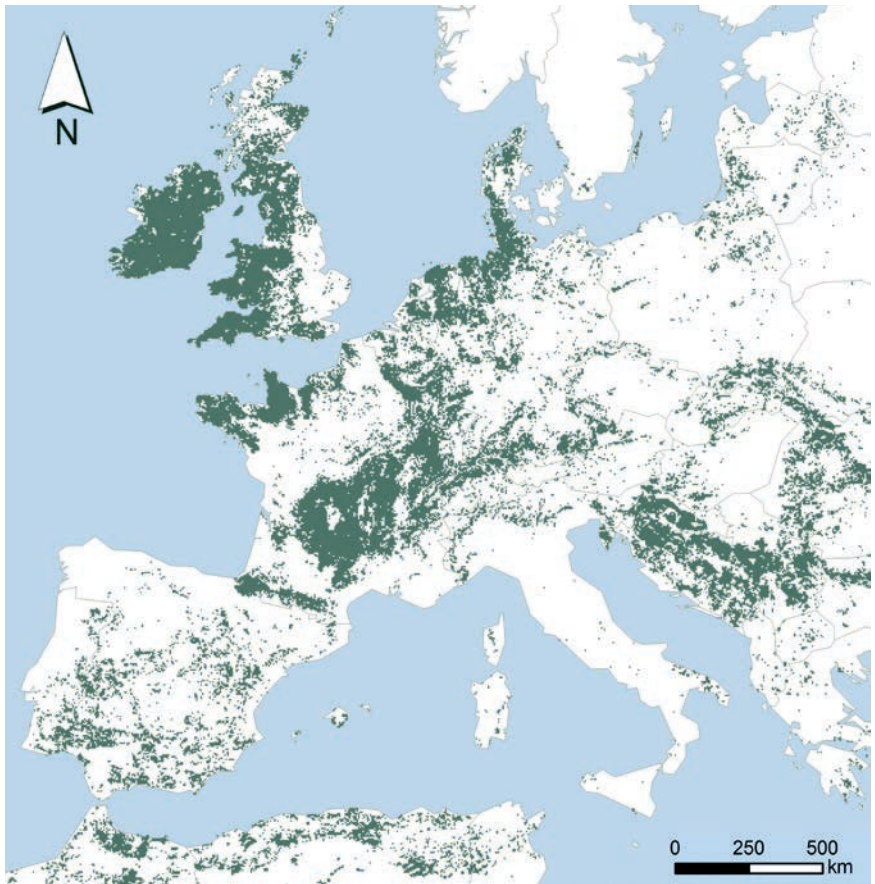
9.3.1. Artenreiches Grünland – Ein Kapital zur Anpassung an den Klimawandel?

9.3.1.1 Die ökologische und ökonomische Bedeutung des Dauergrünlandes

Das landwirtschaftliche Grünland, also in erster Linie Wiesen und Weiden, nimmt in Deutschland – aber auch in ganz Mittel-, Nord- und Westeuropa – eine erhebliche Fläche ein (**Abb. 9.1**). Diese Ökosysteme sind folglich weithin von landschaftlicher und auch ökonomischer Bedeutung und können keinesfalls als museales Reservoir der Artenvielfalt abgetan werden. Allerdings verbirgt sich hinter dem Begriff des Grünlandes ein großes Spektrum unterschiedlicher Ökosysteme.

Dauergrünland, welches aus langlebigen Gras- und Krautarten aufgebaut ist, besitzt in geradezu beispielhafter Weise das Potenzial der nachhaltigen Nutzung mit geringer Energie- und Stoffzufuhr. Ferner ist aufgrund der kontinuierlichen Bodenbedeckung auch in Steillagen die Bodenerosion selbst

Abb. 9.1: Verbreitung von Dauergrünland in Europa. Es zeigen sich deutliche regionale Schwerpunkte in den niederschlagsreichen temperaten Gebieten. abgeleitet aus: GlobCover V2.3 (Global Land Cover Map). European Space Agency, European Space Agency GlobCover Project, led by MEDIAS-France. 21st December 2010. <http://ionia1.esrin.esa.int/> Projektion: ETRS 1989 Lambert Azimuthal Equal Area.



bei Starkregenereignissen gering bis vernachlässigbar. Und schließlich ist aufgrund der Artenvielfalt ein hohes Potenzial der Resilienz gegenüber klimatischen und anderen Auslenkungen gegeben. Dies alles trifft auf ackerbauliche bewirtschaftete und angesäte Klee-Gras-Mischungen sowie auf andere Formen der Biomasseerzeugung für Futterzwecke oder Bioenergiegewinnung nicht zu. Das Dauergrünland hat somit eine besondere Bedeutung sowohl für den Erhalt der Biodiversität als auch für die Anpassung an den Klimawandel. Allerdings hat sich die Gewichtung der Zusammensetzung deutlich von krautigen Blütenpflanzen hin zu klonal wachsenden Gräsern verschoben. Wiesen bieten deshalb heute in weit geringerem Umfang einen Lebensraum für Blütenbesucher, als dies in der Vergangenheit der Fall war.

Für die pflanzliche Biodiversität auf Grünlandflächen ist neben dem Nährstoffniveau insbeson-

dere die Bearbeitung (Intensität und Zeitpunkt der Beweidung, Schnittzeitpunkt und -häufigkeit) von großer Bedeutung (Hopkins & Holz 2006). Intensiv bewirtschaftetes Grünland ist von äußerst geringem Artenreichtum gekennzeichnet und einmal artenverarmtes Grünland kann lange Zeit bis zur Regeneration brauchen, während extensiv bewirtschaftete Grünlandflächen zu den aus Naturschutzsicht wertvollsten Habitaten in Mitteleuropa zählen (Stoate et al. 2009).

Damit ist das Spektrum an ökologischen Bedingungen und der Zusammensetzung an Arten der Lebensgemeinschaften des Grünlandes sehr weit und reicht von den Salzwiesen der Marschen bis zu den durch die Almwirtschaft genutzten alpinen Matten. Mit wenigen Ausnahmen (alpine Stufe) handelt es sich um Ersatzgesellschaften für Wälder. Im Allgemeinen werden feuchte bis nasse Standorte für die Grünlandwirtschaft bevorzugt. Der Grad

der menschlichen Beeinflussung richtet sich nach der Bewirtschaftbarkeit und Zugänglichkeit (v. a. Bodenfeuchte), nach der Länge der Vegetationsperiode (v. a. im Gebirge) und nach der Nährstoffverfügbarkeit (geogene Nährstoffbereitstellung und Boden-pH). Düngung war und ist nicht auf allen Flächen möglich und erforderlich. Insbesondere schwer zugängliche Grünlandbereiche wurden oft gar nicht gedüngt und erzielten dennoch durch die natürliche Bodenfruchtbarkeit und die Leistung der Pflanzen (z. B. Stickstofffixierung über Leguminosen) einen wenn auch nicht besonders hohen so doch nachhaltigen Ertrag. Heute hat die Düngung des Grünlandes in vielen Fällen nicht das primäre Ziel der Ertragssteigerung sondern eher der Ausbringung von Gülle, die in der Tierproduktion und Milchwirtschaft i. d. R. unter Zuhilfenahme extern produzierten Kraftfutters anfällt. Eine Folge hiervon ist ein Verlust von Biodiversität in dem betroffenen Grünland.

9.3.1.2 Experimentelle Biodiversitätsforschung und Theorieentwicklung

Aufgrund ihrer Bedeutung für die Artenvielfalt, ihrer Permanenz und der Möglichkeit der experimentellen Etablierung wurden insbesondere Mähwiesen beginnend in den 90er Jahren als Modellökosysteme für die funktionelle Bedeutung der Artenvielfalt eingesetzt. Eine wesentliche Motivation war die wachsende Sorge um die funktionellen Konsequenzen von Biodiversitätsverlusten in der Fläche. Experimente wie das EU Projekt *BIODEPTH*, welches an acht Standorten in Europa sehr unterschiedliche Klimabedingungen abdeckte, konnten zeigen, dass ein simulierter Verlust von Arten in solchen Wiesen („grassland“) mit reduzierten Ökosystemleistungen verbunden war (Hector et al. 1999).

Eine lebhaft wissenschaftliche Diskussion entwickelte sich und es wurde beispielsweise gefragt, ob nicht einfach mit zunehmender Artenzahl auch die Wahrscheinlichkeit des Auftretens besonders leistungsfähiger Arten zunähme („*sampling effect*“, Wardle 1999). Folglich wurden noch besser fundierte

Experimente im Grasland weltweit entworfen und auch in Deutschland ökologische Experimente mit Wiesenökosystemen von bis dahin in Europa ungekannter Dimension etabliert, wie das „*Jena-Experiment*“. Im Wesentlichen zeigt sich hierbei, dass die Artenvielfalt und insbesondere die funktionelle Unterschiedlichkeit der Pflanzenarten die Vielfalt zahlreicher weiterer Gruppen von Lebewesen bedingt (Scherber et al. 2010) und darüber hinaus, dass die Leistungsfähigkeit extensiv genutzten Grünlandes ganz wesentlich durch die Biodiversität bestimmt wird. Verlieren wir in der Fläche die biologische Vielfalt des Grünlandes, dann verlieren wir damit sozusagen auch ein Kapital, welches uns durch die komplementäre Einnischung der Arten in ihrer Lebensgemeinschaft geboten wird (Beierkuhnlein & Jentsch 2005).

Eine Richtung der Theorieentwicklung in der Ökologie als Folge der Auseinandersetzung mit den möglichen Folgen des Biodiversitätsverlustes im Grünland war der Gedanke, dass selbst wenn die Artenvielfalt unter den aktuellen Umweltbedingungen keine funktionelle Rolle spielen sollte, sie doch zum Tragen kommen kann, wenn sich die Umweltbedingungen ändern („*Insurance*“ Hypothese, Yachi & Loreau 1999). Genau dieses ist nun im Laufe des Klimawandels der Fall.

Nach dieser Theorie könnten Arten die bislang einen wesentlichen Beitrag zur ökosystemaren Leistung erbracht haben, unter veränderten Umweltbedingungen durch andere abgelöst werden. Aber, eine Voraussetzung ist natürlich deren Vorhandensein. Ist in der Fläche nur noch eine geringe Vielfalt vorhanden, dann sind auch solche Ausgleichspro-

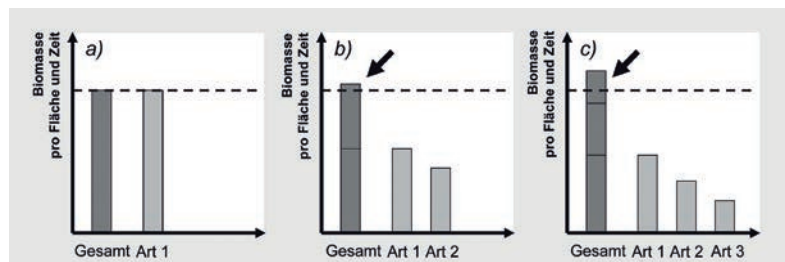


Abb. 9.2: Leistungsfähigkeit von Ökosystemen steigender Artenzahl am Beispiel der Biomasseproduktion. Komplementäre Ressourcennutzung und positive Interaktionen zwischen den Arten führen zur Erhöhung der Erträge mit zunehmender Artenzahl unter sonst vergleichbaren Bedingungen („*overyielding*“).

zesse nicht mehr möglich und die Lebensgemeinschaft reagiert direkt auf eine Veränderung, die für die dominanten Arten eine Verschlechterung ihrer Lebensbedingungen bedeuten kann.

Da wir das komplexe Wirkungsgefüge von biologischen Interaktionen der Ökosysteme nicht vollständig durchschauen können, und da die Antworten einzelner Arten in isolierter Kultur nicht zwingend zu ähnlichen Antworten in einem Verbund von Organismen führen müssen, ist es sinnvoll eine möglichst große Vielfalt zu erhalten. Damit wächst ganz einfach die Wahrscheinlichkeit auch in Zukunft leistungsfähige und stabile Grünlandökosysteme zu haben.

9.3.1.3 Auswirkungen klimatischer Extremereignisse

Der Klimawandel wird sich global nicht nur durch Temperaturerhöhung sondern auch durch ein verändertes Niederschlagsregime und eine erhöhte Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Extremereignissen bemerkbar machen. Dies können Starkregenereignisse sein aber auch Dürren, Stürme, Sturmfluten etc. Dies gibt Anlass sich explizit mit den Konsequenzen zu befassen, denn Ökosysteme reagieren gerade auf solche Phänomene, die nur eine kurze Andauer aufweisen können, sehr stark und nachhaltig. Einem Trend ansteigender thermischer Mittelwerte hingegen könnte von den meisten Lebensgemeinschaften leicht begegnet werden, eine Veränderung von Auftretenswahrscheinlichkeiten und Intensitäten extremer Lebensbedingungen hingegen ist mit ungewissen ökologischen Antworten verbunden (Jentsch & Beierkuhnlein 2008). Angesichts der sich stetig verändernden Datenlage – man befasst sich sozusagen mit einem beweglichen Ziel – ist die Definition von „extremen“ Bedingungen keineswegs trivial (Hegerl et al. 2011).

Aufbauend auf diesen Gedanken und den Erfahrungen aus vorherigen Biodiversitätsexperimenten wurden, beginnend im Jahr 2005, die *EVENT* Experimente an der Universität Bayreuth eingerichtet (Jentsch & Beierkuhnlein 2010). Dort werden an experimentellen Beständen des Grünlandes und für Schlüsselarten (Gräser und Krautige) extreme Wetterverhältnisse in sensiblen Phasen der Vegetationsentwicklung simuliert. Die Ergebnisse sind zwar durchaus im Detail sehr überraschend (Kreyling et al. 2008a, 2008b, Jentsch et al. 2009, Walter

et al. 2011); doch bestätigt v. a. die Tatsache, dass die Gesamtleistung der Grünlandbestände sogar durch „1000-jährige“ Extreme kurzfristig kaum beeinflusst wird (Jentsch et al. 2011) die „Insurance“ Theorie der Absicherung von Leistungsfähigkeit durch komplementäre Reaktion verschiedener Arten in artenreichen Lebensgemeinschaften. Die Beeinträchtigung einzelner Arten kann durch die Förderung anderer in gewissem Umfang kompensiert werden, was natürlich nur funktioniert, wenn keine Monokulturen vorliegen.

Es zeigen sich noch weitere Überraschungen. Analysiert man beispielsweise zeitliche Verläufe der Vegetationsentwicklung nach dem extremen Hitze- und Dürresommer 2003, dann zeigt sich, dass die Vorhersagbarkeit von Sukzessionsabläufen durch derartige Einzelereignisse stark eingeschränkt zu sein scheint (Kreyling et al. 2011) (Abb. 9.3). Zufall und individuelle Gegebenheiten bestimmen nach einem Zusammenbruch einer Lebensgemeinschaft offensichtlich sehr viel stärker die folgenden Phasen, als bisher angenommen. Deterministische Prozesse, die hin zu einer bestimmten, an den jeweiligen Standort angepassten „Klimax“-Gesellschaft führen sollten, werden immer unwahrscheinlicher. Als Konsequenz verschlechtert sich die Gewissheit der Vorhersage künftiger Entwicklungen der Vegetation.

Ein bislang vernachlässigter Bereich der Biodiversität ist die innerartliche Vielfalt, also die Unterschiedlichkeit zwischen Populationen derselben Art. Das ist zwar leicht verständlich, weil diese Un-

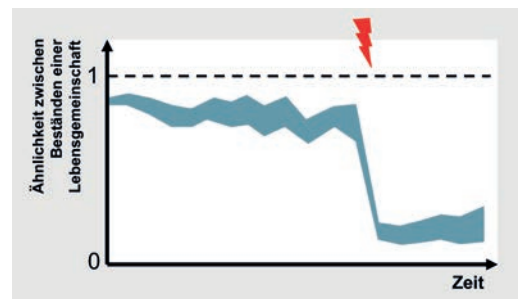


Abb. 9.3: Schema zur möglichen Beeinflussung von Sukzessionsabläufen durch klimatische Extremereignisse. Ehemals ähnliche Bestände (1 = identische Zusammensetzung) können durch extreme Einflüsse derart ausgeleitet werden, dass die weitere Sukzession hiervon betroffen ist. Der Erhalt von Unähnlichkeit deutet auf individuell unterschiedliche Entwicklungen hin.

terschiede eben nicht so augenfällig sind, wie die Unterschiede zwischen Arten, aber angesichts des Klimawandels kann gerade diese Vielfalt verstärktes Augenmerk erfahren. Mitunter sind auch bei weit verbreiteten Pflanzenarten des Grünlandes, die zudem sicherlich in der Vergangenheit durch den Menschen stark gefördert wurden, wie dem Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), die genetischen Unterschiede beim großräumigen Vergleich von Populationen sehr markant (Michalski et al. 2010).

In Topfexperimenten mit den Hauptgrasarten des mitteleuropäischen Grünlandes konnte gezeigt werden, dass bestimmte Arten, wie der Glatthafer, sehr große Unterschiede zwischen Herkünften bezüglich ihrer Reaktion auf extreme Klimabedingungen aufweisen (Beierkuhnlein et al. 2011). Die gezielte Auswahl bestimmter Herkünfte für deren Einsaat in bestehendes Grünland erscheint daher eine sinnvolle Strategie zu sein. Besser noch sind sicherlich die Förderung und der Erhalt von genetischer und phänotypischer Vielfalt innerhalb von Populationen, da eben konkrete Vorhersagen zum Auftreten bestimmter Extreme kaum möglich sind.

9.3.1.4 Zusammenfassung

Artenreiches Dauergrünland bietet sozusagen ein Vorzeigebeispiel für die ökologischen Serviceleistungen, welche uns die Biodiversität kostenlos bietet. Die wissenschaftliche Biodiversitätsforschung der letzten Jahre hat sich geradezu auf Wiesenökosysteme konzentriert. Zwar kann durch intensive Bewirtschaftung einer Fläche, d. h. durch Umbruch, Düngung, Maschineneinsatz und Einsaat ausgewählter Arten (beispielsweise in Klee-Gras-Mischungen) unter Umständen mehr Biomasse erzeugt werden, doch ist dabei zu bedenken, dass es fraglich ist, ob die Gesellschaft langfristig bereit ist, folgende mit einer solchen Art der Landwirtschaft verbundenen Kosten kollektiv zu tragen: Stoffausträge ins Grundwasser (v. a. Nitratstickstoff), Ausgasung von in der Atmosphäre negativ wirkenden Stickstoffverbindungen (Lachgas, Ammoniumstickstoff), Bodenerosion, Kohlenstofffreisetzung und Energieverbrauch. Eine extensive Grünlandnutzung mit geringerer Anzahl von Schnitten pro Jahr und vor allem geringer Düngung hingegen bietet im Kontrast hierzu die Möglichkeit einer nachhaltigen Nutzung verbunden mit dem Erhalt von Ressourcen. Da heute aber noch keine Gesamtab-

wägung ökologischer Kosten und Serviceleistungen für die Gesellschaft erfolgt, kommen die positiven Eigenschaften der hohen Biodiversität des Dauergrünlandes ökonomisch nicht zum Tragen. Landwirte werden für den Erhalt von Biodiversität und die ökologischen Serviceleistungen nicht direkt belohnt, sondern durch die EU-Agrarförderung finanziell unterstützt. Voraussetzung dafür sind die Einhaltung von Umweltauflagen bzw. die Teilnahme an Agrarumweltprogrammen. Ein extensives Grünlandmanagement konkurriert dabei mit einer hohen Wettbewerbsfähigkeit von Ackerkulturen und wirtschaftlichen Anreizen für eine intensive Grünlandnutzung.

Angesichts des Klimawandels kommt der Artenvielfalt dieses weit verbreiteten und eine große Fläche bedeckenden Ökosystems eine zusätzliche Bedeutung hinzu. Es ist zu erwarten, dass artenreiche Wiesen und Weiden den erwarteten Klimaveränderungen besser Stand halten können als artenarme. Durch die Verlagerung von Aktivität und Leistungsfähigkeit von Pflanzenarten können erwartete Trends beantwortet und ausgeglichen werden.

Ungewissheit gibt es vor allem bezüglich der Effekte der erwarteten Zunahme extremer Klimabedingungen. Gerade klimatische Extremereignisse sind jedoch ökologisch von Bedeutung. Ihre Stärke, Häufigkeit und saisonale Verteilung wird sich als Folge der intensivierten Umverteilung von Energie in der Atmosphäre verändern. Die Folgen solcher Entwicklungen sind aufgrund ihrer Neuartigkeit unklar. Aus der Vegetationsgeschichte kann hier nur bedingt gelernt werden. Modellierungen stoßen bei neuartigen Verhältnissen an Grenzen. Experimente bieten für solche Fragen, auch wenn sie eine gewisse Künstlichkeit besitzen, immerhin die Möglichkeit vernünftig Annahmen zu testen.

Sicher ist, dass die beste Art der Absicherung ökologischer Funktionalität der größtmögliche Erhalt von Artenvielfalt und damit auch von funktioneller Vielfalt ist. Auch sollte über eine erneute Förderung von Artenvielfalt über die Einsaat heimischer Arten in artenarme Grünlandbestände vor diesem Hintergrund nachgedacht werden.

Zusätzlich zeichnet es sich ab, dass auch die genetische Vielfalt innerhalb von Arten ein Potenzial der Klimaanpassung darstellt. Hier bieten sich eventuell Möglichkeiten zur präventiven Anpassung an erwartete Klimabedingungen durch die

Einsatz von Herkünften heimischer Arten, die aus Regionen stammen, welche bereits heute, im Vergleich zu den unseren, deutlich extremere Klimabedingungen aufweisen.

9.3.2. Veränderter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln – Folgen und Anpassung für Wasserqualität und Biodiversität

Pflanzenschutzmittel unterstützen die Entwicklung von Nutzpflanzen durch die Verminderung von Schadinsekten, die Verringerung des Konkurrenzdrucks durch Unkräuter sowie die Reduzierung von Pilzerkrankungen. Der Klimawandel verändert das Auftreten dieser Schadorganismen und entsprechend ist eine Veränderung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in der Zukunft zu erwarten. Da jeder Schadorganismus aber anders auf die Veränderung des Klimas reagiert, ist eine Vorhersage auf Artniveau schwierig.

Eine Vorhersage auf einem aggregierten Niveau in Bezug auf Klassen von Schadorganismen ist jedoch leichter möglich. So wurde am Beispiel von Insektiziden festgestellt, dass der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im europäischen Raum in

den Ländern größer ist, die eine höhere Jahresmitteltemperatur aufweisen (Abb. 9.4). Offensichtlich entwickeln sich Schadinsekten besser bei höheren Temperaturen und besitzen ein höheres Schadpotential. Dies hat im Vergleich der europäischen Länder entsprechend auch eine vermehrte Anwendung von Insektiziden zur Folge.

Die gegenwärtige Situation der Biodiversität in Gewässern aufgrund diffuser Insektizideinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen wurde von Liess et al. (2008) zusammengefasst. Ein Model zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelexposition und den daraus folgenden Effekten zeigte, dass in vielen Bereichen Mittel-, Ost- und Südeuropas mit einem stark verminderten Vorkommen von aquatischen Makroinvertebratenarten, die sensitiv gegenüber Pflanzenschutzmitteln sind, gerechnet werden muss. Dieser Zusammenhang wurde in deutschen, finnischen und französischen Gewässern unter Anwendung eines klima-insensitiven Bioindikatorsystems validiert (SPEAR, Details s. <http://www.systemecology.eu/SPEAR/index.php>).

Die Extrapolation in die Zukunft zeigt eine dramatische Zuspitzung der Situation im Laufe des zu erwartenden Klimawandels: Es ist damit zu rechnen, dass in vielen Gewässern die sensitiven Arten weiter abnehmen und damit auch die Biodiversität insgesamt zurückgeht (Abb. 9.5). Die Abbildung zeigt das ökologische Risiko für aquatische Gemeinschaften durch Insektizide. Dieses Risiko ist ein Maß dafür, wie viele Gewässer in einem bestimmten Gebiet die Forderungen der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL) nach einem guten ökologischen Zustand, also nach nur geringen Veränderungen der Gemeinschaft im Vergleich zu unbelasteten Stellen, nicht erfüllen. So ist zu erwarten, dass in mehr als einem Drittel aller Fließgewässer der EU-25 Staaten die Anforderungen der EU-WRRL nach einem guten ökologischen Zustand auf Grund von erhöhten diffusen Insektizideinträgen aus der Landwirtschaft in Zukunft nicht erreicht werden. Diese Beeinträchtigung der Biodiversität wird besonders in Mittel-, Ost- und Nordeuropa erwartet. Der Grund hierfür liegt in der nichtlinearen Beziehung zwischen mittlerer Jahrestemperatur und Anwendung von Insektiziden. Offensichtlich ist eine Verstärkung des Schädlingsdruckes vor allem in den Ländern mit niedriger Jahresmitteltemperatur zu erwarten (Abb. 9.4). Von daher ist auch dort mit der höchsten Stei-

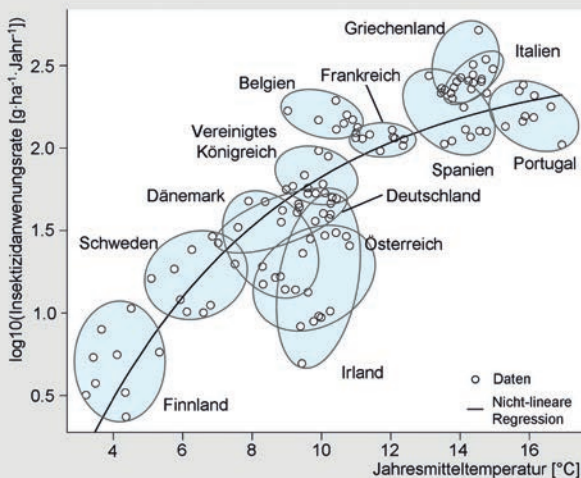


Abb. 9.4: Beziehung zwischen Jahresmitteltemperatur und der Anwendung von Insektiziden in Europa im Zeitraum von 1990 – 2000. Nach Kattwinkel et al. 2011; mit freundlicher Genehmigung der Ecological Society of America.

gerung des toxischen Druckes auf aquatische Nicht-Zielorganismen zu rechnen. Neben der Insektizidanwendungsmenge spielen die zukünftige Veränderung der Flächennutzung und die zu erwartende veränderte Niederschlagsverteilung eine, wenn auch kleinere, Rolle (Details siehe in Kattwinkel et al. 2011). Die veränderte Wasserqualität wird auch für die Biodiversität limnischer Lebensräume (siehe Kap. 9.2.4) und die Grundwasserqualität (siehe Kap. 9.2.3) von Bedeutung sein. Weiterhin ist zu erwarten, dass der verstärkte Einsatz von Insektiziden in Zentral- und Nordeuropa – also auch Deutschland – eine zusätzliche Belastung der Biodiversität terrestrischer Ökosysteme zur Folge hat. Neben den direkten Wirkungen des verstärkten toxischen Stresses ist eine indirekte Schädigung der Nahrungsnetze und damit besonders von Organismen höherer trophischer Ebenen zu erwarten.

Als Strategien zur Anpassung an die erhöhten diffusen Einträge erscheint zum einen die Anlage von Gewässerrandstreifen zur Reduzierung des

Eintrages sinnvoll. Weiterhin kann durch die Anlage unbelasteter Gewässerabschnitte der Verlust von Biodiversität in Bezug auf sensitive Arten teilweise ausgeglichen werden (Liess & von der Ohe, 2005). Die positive Wirkung von Randstreifen auf die Reduzierung diffuser Pflanzenschutzmitteleinträge konnte unter anderem in einer umfangreichen Untersuchung in Dänemark nachgewiesen werden (Rasmussen et al. 2011).

9.3.3. Bestäubung als Ökosystemdienstleistung

9.3.3.1 Die Bedeutung der Bestäubung für das Funktionieren von Ökosystemen und die landwirtschaftliche Produktion

Bedenken, dass der Verlust der Bestäuber gravierende Konsequenzen in ganzen Ökosystemen haben wird, bestehen seit langem. Doch bis vor kurzem waren die meisten Belege hierfür auf einige

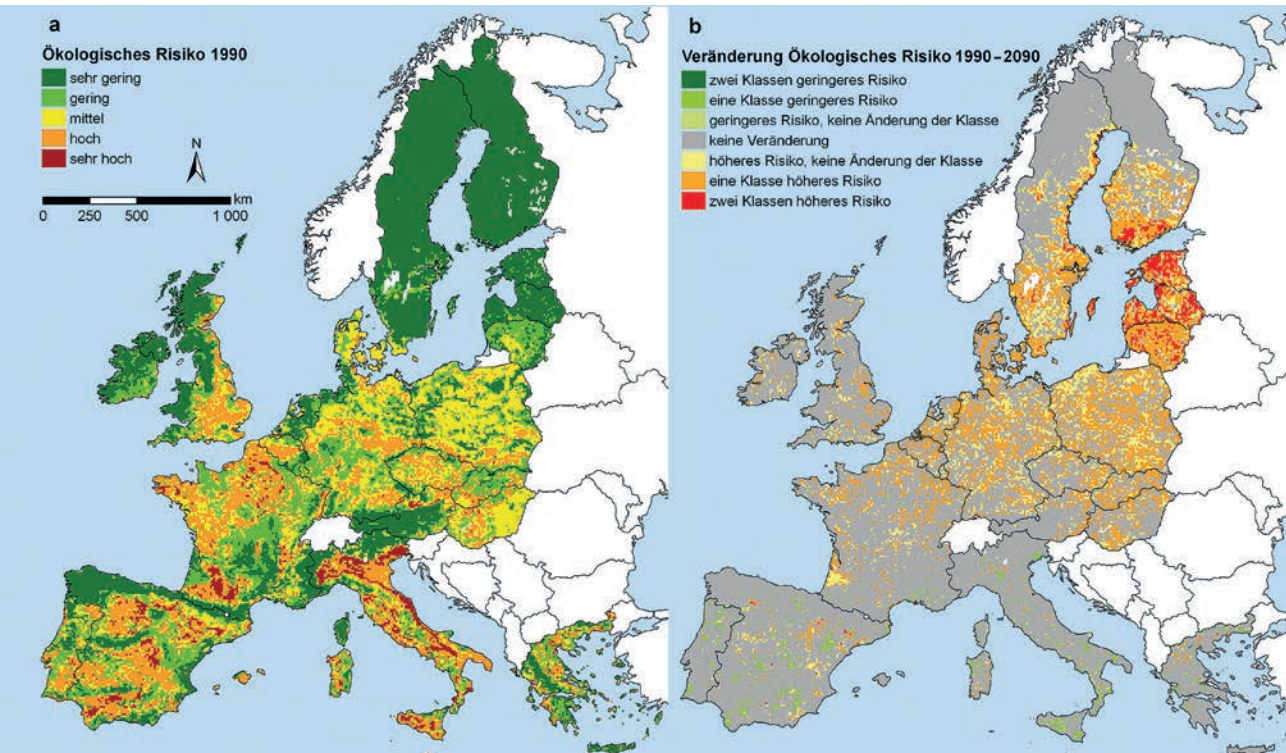


Abb. 9.5: Ökologisches Risiko in 1990 (a) und Veränderung des ökologischen Risikos von 1990 nach 2090 für das A1B Szenario (b). Nach Kattwinkel et al. 2011; mit freundlicher Genehmigung der Ecological Society of America.

wenige hoch spezialisierte Arten in ganz spezifischen Lebensräumen begrenzt. Um den generellen Rückgängen nachzugehen, hatten Biesmeijer et al. (2006) Daten über die biologische Vielfalt von hunderten Lebensräumen Großbritanniens und der Niederlande zusammengestellt und dabei herausgefunden, dass die Vielfalt an Bienen in fast 80 % dieser Gebiete zurückging. Viele Bienenarten sind in Großbritannien seltener geworden oder sogar ausgestorben. Sollten diese Muster sich auch an andernorts bestätigen, dann droht der Verlust wichtiger „Dienstleistungen“ durch Bestäuber, die wir selbstverständlich in Anspruch nehmen – und damit auch das Verschwinden von Pflanzen, an denen wir uns in der Landschaft erfreuen, die wir aber auch direkt für uns nutzen. Zwar betonen Gallai et al. (2009a), dass der Kompletterverlust an Insektenbestäubern wie vor allem der Honigbiene und vielen weiteren Bienenarten nicht zu einem Zusammenbrechen der Weltagrarproduktion führen würde, dass es aber zu einschneidenden Verlusten kommen würde (s. u.) – selbst wenn die Studie nur Pflanzen berücksichtigt, die direkt für die menschliche Ernährung genutzt werden.

9.3.3.2 Bewertung der Bestäubung Globaler Wert der Bestäubung

Von Gallai et al. (2009a) wurde erstmals versucht, den ökonomischen Wert der Bestäubung als „Dienstleistung für den Menschen“ exakter zu bestimmen. Auf der Basis einer 2007 erfolgten Zusammenstellung verschiedenster Literaturquellen wurden unter anderem Daten der Welternährungsorganisation FAO ausgewertet, um den Bestäubungs-Anteil an der Weltnahrungsproduktion zu bestimmen. Der gesamte ökonomische Wert der Bestäubung für 2005 wird demnach weltweit auf 153 Milliarden geschätzt. Das entspricht 9,5 % des Wertes der jährlichen Weltagrarproduktion an Lebensmitteln. Drei Kategorien agrarischer Produkte sind besonders betroffen: Obst und Gemüse durch einen Verlust von jeweils 50 Milliarden Euro, gefolgt von essbaren Ölfrüchten mit 39 Milliarden Euro. Die Auswirkungen auf Genussmittel (Kaffee, Kakao usw.), Nüsse und Gewürze waren von geringerer ökonomischer Relevanz.

Der durchschnittliche Wert von Feldfrüchten, die von Bestäubern abhängig sind, war zudem höher als von Feldfrüchten, die durch Wind bestäubt wer-

den, wie Getreide oder Zuckerrohr (760 bzw. 150 Euro pro Tonne). Der Verwundbarkeitsindex wurde definiert als das Verhältnis des ökonomischen Wertes der Insektenbestäubung geteilt durch den Wert der gesamten Lebensmittelproduktion. Dieses Verhältnis variiert je nach Kategorie: 39 % für Genussmittel (wie Kaffee und Kakao), 31 % für Nüsse und 23 % für Früchte. Umso höher die Abhängigkeit von Bestäubern ist, desto höher ist der Preis pro Tonne.

Sollte es zum kompletten Rückgang der Insektenbestäuber kommen, dann würde sich die Weltagrarproduktion stark verändern. Besonders Importeure wie die Europäische Union wären betroffen. Global betrachtet sind die Länder auf der Nordhemisphäre verwundbarer als die Länder im Süden. Ein Rückgang der bestäubenden Insekten könnte also starke Konsequenzen für den Lebensmittelhandel zwischen Nord und Süd haben. Die Studie enthält jedoch keine Vorhersage, da sie mögliche Anpassungsstrategien nicht berücksichtigen kann. Zudem gingen die Berechnungen der Wissenschaftler von dem ungünstigsten, dem sogenannten „Worst-Case-Szenario“ aus: einem kompletten Verschwinden der Bestäuber. Ein geringerer Rückgang hätte entsprechend geringere Folgen. Allerdings ist auch zu beachten, dass in den Berechnungen die Auswirkungen, die ein Rückgang der Bestäuber auf die generelle Pflanzen- und damit auf die Tierproduktion hätte, nicht enthalten sind. Ebenso fehlen die Auswirkungen auf Wildblumen und sämtliche weitere Ökosystem-Dienstleistungen, die die natürliche Flora für Landwirtschaft und Gesellschaft erbringt.

Wert der Bestäubung in und für Deutschland

Für Deutschland führten Gallai et al. (2009b) detaillierte Analysen durch. War der gesamte ökonomische Wert aller direkt vom Menschen verzehrbaren pflanzlichen Agrarprodukte nahezu 12 Milliarden Euro, so betrug der Insektenbestäubungs-abhängige Anteil 2 Mrd., also ca. 17 %. Die am stärksten von Bestäubung abhängigen Kategorien von Kulturpflanzen sind in Deutschland Obst und Gemüse, essbare Ölfrüchte und Hülsenfrüchte. Insgesamt betrug der ökonomische Wert der Insektenbestäubung 0,7 Mrd. Euro. Der durchschnittliche Produktionswert einer Tonne Bestäuber-unabhängiger Kulturen entsprach 90 Euro, während der von Bestäuber-abhängigen 769 Euro entsprach. Der Grad

der Verletzlichkeit der deutschen Landwirtschaft gegenüber einem Bestäuberverlust beträgt demnach 6 %. Hiervon wiesen die essbaren Ölfrüchte, die einem Gesamtwert von etwa 1 Mrd. Euro entsprechen, die höchste Rate von 24 % auf, während Obst – die Kategorie mit dem höchsten ökonomischen Produktwert – bei einer Verletzlichkeitsrate von 21 % lag, gefolgt von Gemüse mit 5,2 %.

Nationale monetäre Auswirkungen eines Bestäuberverlustes wurden von Gallai et al. (2009b) durch einen Vergleich zwischen Deutschland und Spanien ebenso auf Basis der Daten für 2005 analysiert. Wie bei der globalen Studie wurde hierfür der durch Bestäuberverlust bedingte ökonomische Verlust evaluiert, basierend auf der Rate der Abhängigkeit einer Kultur von Bestäubern nach Klein et al. (2007). Der zweite Schritt bestand darin, den Verlust an Nutzen auf nationaler Skala abzuschätzen.

Die deutsche Pflanzenproduktion war 2005 von Bestäubern relativ unabhängig, da vornehmlich Getreide, Wurzelfrüchte und Zuckerrüben angebaut wurden, während Obstsorten eher typisch für die Landwirtschaft Spaniens sind. Die Verletzlichkeit gegenüber Bestäuberverlust war für jede Feldfrucht-Kategorie in Spanien höher als in Deutschland, mit Ausnahme essbarer Ölfrüchte. Während in beiden Ländern diese Kategorie sehr wichtig ist, bestand in Deutschland eine Spezialisierung auf Raps und Sonnenblumen, die beide eine Bestäuberabhängigkeit aufweisen, während in Spanien Oliven dominierten, die nicht von Insekten bestäubt werden.

Insgesamt scheint Deutschland gegenüber einem Bestäuberverlust weniger empfindlich zu sein, jedoch sind insektenabhängige Agrarprodukte unter gesamtökonomischer Betrachtung sehr wichtig. 2005 importierte Deutschland Tomaten für 0,7 Mrd. Euro, Soja für 0,8 Mrd., ungeschälte Mandeln für 0,4 Mrd., grünen Chili und Paprikaschoten für 0,4 Mrd. €, sowie Gurken im Wert von 0,3 Mrd. Euro (FAO 2008). Hingegen importierte Spanien nur drei insektenabhängige Kulturpflanzen mit einem Gesamtwert von weniger als 0,3 Mrd. €, während insektenunabhängige Kulturpflanzen wesentlich wichtiger waren (Weizen 1,2 Mrd. Euro; Mais 0,7 Mrd. Euro; FAO 2008).

Dies zeigt, wenngleich es interessant ist die Verletzlichkeit der Landwirtschaft auf nationaler Skala zu betrachten, dass vom Standpunkt des Verbrau-

chermarktes größere geografische Betrachtungsräume angemessen sein können, um den Warenfluss im internationalen Handel mit zu erfassen.

9.3.3.3 Bestäubung, Klimawandel und Szenarien zukünftiger Entwicklung

Beobachteter Rückgang der Bestäubung?

In Großbritannien und den Niederlanden gibt es bereits seit mehreren Jahrzehnten langfristige Monitoring-Programme, um die Entwicklung der Artenvielfalt zu untersuchen und den Artenrückgang zu stoppen. Während auch in Deutschland ein flächendeckendes Monitoring von Pflanzenarten etabliert ist, existieren hier mit dem Tagfalter- (Kühn et al. 2008) wie auch dem Bienen-Monitoring (Gengersch et al. 2010) erst seit Kurzem vergleichbare landesweite Beobachtungsprogramme für ausgewählte Insektengruppen.

Die Trends von ausgewählten Insekten sind speziell in Nord-West Europa bereits gut dokumentiert, während der Kenntnisstand für den Rest des Kontinents noch sehr dürftig ist. Zudem wird nun aber durch Biesmeijer et al. (2006) und Gallai et al. (2009a, 2009b) klar, dass auch andere Insektengruppen und ihre ökologischen Funktionen gefährdet sind. Im Zuge des Klimawandels erhalten diese Entwicklungen eine neue Dimension.

Biesmeijer et al. (2006) verglichen Daten aus der Zeit vor und nach 1980. Dabei zeigte sich, dass in beiden Ländern (Großbritannien und Niederlande) die Bienenvielfalt zurückgegangen ist, während die Vielfalt von Schwebfliegen (einer weiteren Gruppe bestäubender Insekten) in Großbritannien etwa konstant blieb und in den Niederlanden sogar zugenommen hat. Der Verlust der Bienenvielfalt wäre zunächst nicht allzu alarmierend, solange andere bestäubende Insekten mit ähnlichen Eigenschaften überleben und in der Lage sind, dieselben Pflanzenarten zu bestäuben. Dies ist jedoch nicht der Fall.

Die Studie zeigt, dass sowohl bei den Bienen als auch den Schwebfliegen jeweils „Gewinner“ und „Verlierer“ ökologisch ähnlich waren. Insekten, die ein begrenztes Spektrum von Pflanzenarten bestäuben oder die spezialisierte Habitatansprüche haben, gingen am häufigsten zurück. Generell hat eine kleine Anzahl von Generalisten eine größere Zahl von selteneren Spezialisten ersetzt. Es sind die Bestäuber, die früher schon selten waren, meist noch seltener geworden, während die weiter verbreiteten

Arten sich noch weiter ausdehnen konnten. Parallel wurden Veränderungen in der Pflanzenwelt festgestellt, es verschwinden zunehmend die Pflanzen, die von der Bestäubung durch ganz bestimmte Bienen abhängig sind.

In Großbritannien, wo die Bienenvielfalt stark zurückging und Schwebfliegen sich am besten halten konnten, wurden Rückgänge von 70 % der Wildpflanzen beobachtet, die Insekten für die Bestäubung benötigen. Wind- oder selbstbestäubende Pflanzen hingegen blieben gleich häufig oder nahmen sogar zu. Das Muster ist in den Niederlanden etwas abweichend. Dort ging die Anzahl der Bienenarten im Durchschnitt auch zurück, die Schwebfliegen-Vielfalt hingegen stieg an. Hier wurden Rückgänge bei Pflanzen beobachtet, die spezifisch Bienen für die Bestäubung benötigen, jedoch nicht bei Pflanzen, die auch andere bestäubende Insekten nutzen können. Folglich spiegeln die Pflanzenrückgänge sehr deutlich die Rückgänge ihrer Bestäuber wider.

Dieser Unterschied zwischen den Ländern legt den Schluss nahe, dass der Rückgang der Bestäuber und Pflanzen kausal verknüpft ist. Biesmeijer et al. (2006) konnten allerdings noch nicht sagen, ob die Bienenrückgänge die Rückgänge bei Pflanzen verursachen, oder umgekehrt, oder ob nicht sogar beide sich gegenseitig negativ beeinflussen. Auch wenn nicht klar ist (und vielleicht auch nie genau sein wird), worin die ultimativen Ursachen der Rückgänge liegen, so dürften Landnutzungsveränderungen, landwirtschaftliche Chemikalien und Klimaänderung und vor allem deren kombinierte Wirkung wichtige Faktoren darstellen.

Die Studie ist als starkes Indiz dafür zu werten, dass Rückgänge bei einigen Arten Kaskaden-Effekte lokaler Ausrottungen unter anderen assoziierten Arten auslösen. Auch wenn hiermit noch kein globaler Rückgang der Bestäubungs-Leistungen belegt werden kann, so gibt es zumindest in zwei Ländern starke Indizien dafür, dass sowohl natürliche Bestäuber als auch die von ihnen besuchten Wildpflanzen vom Aussterben bedroht sind.

Wert der Bestäubung unter kurzfristigem globalem Wandel inkl. Klimawandel

Gallai et al. (2009b) wagten auch einen Blick in die nähere Zukunft bis zum Jahr 2020 basierend auf den Szenarien aus dem ALARM-Projekt (Spangen-

berg et al. 2012, Settele et al. 2007, s. Kasten 1). Dabei zeigte sich, dass die Entwicklung der Vulnerabilität gegenüber dem Bestäuberverlust in Deutschland wie in Spanien trotz der Unterschiede in den Abhängigkeiten von der Bestäubung sehr ähnlich verlaufen dürfte. Unabhängig vom Szenario wird die Verletzlichkeit der deutschen Landwirtschaft bis 2020 nicht größer sein, als sie im Jahr 2005 war und sie wird unter dem BAMBU-Szenario (**Erläuterung siehe Kasten**) sogar zurückgehen. Ähnlich dürfte es sich in Spanien verhalten, wobei sie dort bei BAMBU wie auch bei GRAS zurückgehen dürfte. Doch müssen diese Ergebnisse vorsichtig interpretiert werden – sowohl unter dem GRAS Szenario, als auch (in leicht geringerem Ausmaß) unter BAMBU werden Produkte innerhalb Europas frei gehandelt (Spangenberg et al. 2012). Folglich wären Deutschland und Spanien nicht nur abhängig von der Vulnerabilität ihrer eigenen Landwirtschaft, sondern von der des gesamten Europa. Unter dem SEDG-Szenario ist der Handel auf regionale Bereiche begrenzt, was bedeutet, dass alle Länder unabhängiger wären. Dies hätte aber neben dem geringeren Risiko durch den Verlust an Bestäubern auch eine geringere Vielfalt der zum Kauf und Verzehr angebotenen Produkte zur Folge. Es handelt sich also um ein zweiseitiges Ergebnis, da die Länder weniger verletzlich wären, aber auch Einbußen im Lebensstandard hinnehmen müssten.

Gallai et al. (2009b) heben hervor, dass auch unter den Szenarien GRAS und BAMBU die Auswirkungen des Bestäuberverlustes in Deutschland stärkere ökonomische Konsequenzen in Form eines Rückgangs der Lebensqualität (social welfare) als für die landwirtschaftliche Industrie haben würden. Der Verlust an Lebensqualität (welfare loss) begründet sich im Anwachsen des Produktionswertes von bestäuberabhängigen Kulturen, was zu mehr Aufmerksamkeit beim Konsumverhalten führen dürfte, zumal die Zahlungsbereitschaft für solche Kulturen sich erhöhen müssen. Dagegen dürfte der Landwirtschaftssektor nicht so sehr besorgt sein, da der Gesamtwert von pflanzlichen Produkten hinreichend ansteigen dürfte, um den Wertzuwachs der Bestäuber-abhängigen Pflanzen zu kompensieren, so dass die Vulnerabilitätsrate gegenüber Bestäuberverlust nicht ansteigen dürfte.

Zusammenfassend stellen Gallai et al. (2009b) heraus, dass der ökonomische Wert der Bestäubung

ALARM-Szenarien (weitgehend aus Settele et al., 2007)

Zur Analyse wie zur Vermittlung der denkbaren Auswirkungen globalen Wandels wurden in ALARM sogenannte Storylines, oder „denkbare zukünftigen Welten“ entwickelt. Diese wurden und werden mit Szenarien der Entwicklung in einzelnen Bereichen wie Landnutzung und Klima untersetzt. Die bei Eintritt eines Szenarios zu erwartenden Konsequenzen werden anhand von Modellen demonstriert. Im Rahmen von ALARM arbeiten Ökologen, Ökonomen, Klimatologen und Experten für Landnutzung gemeinsam an derartigen Storylines und Szenarien. Diese werden entweder qualitativ umgesetzt oder über Modeller der unterschiedlichen Fachwissenschaften quantitativ unterlegt. Hierbei werden zentrale ökologische, geologische, soziale, ökonomische und politische Parameter erfasst. Storylines und Szenarien werden hinsichtlich des Einflusses der verschiedenen Parameter auf die Biodiversität verglichen und geeignete Prioritäten für politische Aktionen abgeleitet. Im Rahmen von ALARM wurden drei Basis-Szenarien entwickelt:

BAMBU: „Business As Might Be Usual“ – „Business wie es üblich sein dürfte“. Dieses Szenario berücksichtigt schon getroffene Entscheidungen und verabschiedete Verordnungen der Europäischen Kommission, die aber noch nicht national umgesetzt worden sind, extrapoliert die erwarteten Trends in der EU-Politik und schätzt deren Nach-

haltigkeit und Einfluss auf die Biodiversität ein. Es beinhaltet Maßnahmen zur Abschwächung beziehungsweise Anpassung an die Klimaänderung sowie expliziten, aber keinen radikalen Schutz der Biodiversität. Da bereits erfolgte politische Korrekturen eingebaut sind, unterscheidet es sich von einem strikten Extrapolieren der gegenwärtigen Bedingungen, was dem „business as usual“ entsprechen würde.

GRAS: „Growth Applied Strategy“ – „Wachstumsorientierte Strategie“. Hierbei handelt es sich um ein Szenario ungebremsten Wirtschaftswachstums mit freiem Handel, Globalisierung und De-regulierung. Das Szenario geht vor allem von Anpassungen an den Klimawandel aus und kaum von Maßnahmen zu dessen Reduzierung. Der Schutz der Biodiversität und anderer Umweltgüter ist untergeordnet und spielt nur bei akuten Problemen eine gewisse Rolle. Ökonomische Nachhaltigkeit wird in diesem Szenario als ökonomisches Wachstum interpretiert.

SEDG: „Sustainable Europe Development Goal“ – „Nachhaltiges Europa“. Dieses Szenario ist gerichtet auf integrierte ökologische, soziale, institutionelle und ökonomische Nachhaltigkeit.

Alle Szenarien werden mit Simulationsmodellen untersetzt und veranschaulicht.

(gemessen durch den Wert der von der Insektenbestäubung abhängigen Produkte) auch in Zukunft beträchtlich bleiben wird, unabhängig vom betrachteten Szenario.

Auswirkungen des längerfristigen Klimawandels auf Bestäuber und Bestäubung
Längerfristige Betrachtungen, die weit über 2020 hinausgehen, sind unter Integration aller wichtigen Einflussfaktoren vor allem aufgrund der Nicht-Vorhersagbarkeit zentraler Elemente der ökonomischen Entwicklung kaum möglich, so dass hier ökonomische Bewertungen nicht sinnvoll sind. Basierend auf bestimmten Trends vor allem zukünftiger Entwicklungen des Klimas und in wesentlich

begrenzterem Maße auch der Landnutzung lassen sich lediglich in Bezug auf einige ökologische Auswirkungen vergleichende qualitative Aussagen machen.

Es ist davon auszugehen, dass aus dem globalen Wandel neue Lebensgemeinschaften resultieren (Schweiger et al. 2010). Da diese voraussichtlich eine wesentlich kürzere (oder gar nicht existente) Phase der Koevolution aufweisen werden, dürften sich auch die ökologischen Interaktionen wie die Nutzung von bestimmten Pflanzen durch Pflanzenfresser, das Spektrum von Beute bei Räubern und eben auch die Möglichkeiten der Bestäubung dadurch gravierend ändern (Tylianakis et al. 2008) und folglich die Bereitstellung von Ökosys-

temdienstleistungen generell grundlegend „revolutionieren“ (Montoya & Raffaelli 2010).

Potts et al. (2010a) betrachten Klimawandel nach Landnutzungsänderungen als einen der Hauptfaktoren für den bereits beobachtbaren Rückgang von Bestäubern (vgl. Biesmeijer et al. 2006; zu weiteren Einflussfaktoren s. z. B. Potts et al. 2010b, Brittain et al. 2010a, 2010b). Während der potentielle Einfluss des Klimawandels auf Bestäubungsvorgänge sehr vielfältig sein kann (vgl. Hegland et al. 2009) gibt es nur wenige Beobachtungen, die sich in der Mehrheit auf die Entkopplung von Pflanzen und deren Bestäuber beziehen, und insbesondere phänologischer Art sind (Gordo & Sanz 2005).

Bezogen auf die Honigbiene konstatieren Le Conte & Navajas (2008), dass der weithin beobachtete Rückgang der Art ein deutliches Indiz für deren Empfindlichkeit gegenüber der globalen Veränderung ist. Zu den meist diskutierten und belegten Gründen zählen Pestizideinsatz, neue Krankheiten und Stress sowie eine Kombination aus diesen Faktoren. Der Klimawandel dürfte hierbei vor allem die Balance zwischen der Honigbiene, ihrer Umwelt und ihren Krankheiten verschieben. Die Honigbiene hat aber auch eine große Kapazität zur Anpassung an verschiedenartigste Umgebungen gezeigt und ihre genetische Variabilität sollte es ihr gestatten, sich auch an den Klimawandel anzupassen. Allerdings besteht die Befürchtung, dass klimatisch bedingter Stress die Wirkung der anderen Stressoren zumindest in bestimmten Weltregionen verstärken könnte, weshalb die Bewahrung der genetischen Vielfalt innerhalb der Honigbiene als sehr wichtig erachtet wird (Le Conte & Navajas, 2008).

Es ist zu erwarten, dass die Auswirkungen klimatischen Wandels auf die Hauptgruppen der Bestäuber, also Bienen und Schwebfliegen, ähnliche Muster zeigen, wie bei den von Settele et al. (2008, 2009) analysierten Tagfaltern. Vergleichbare Analysen wurden im Rahmen des EU-Projektes STEP getätigt (www.step-project.net). Bei den Tagfaltern hat sich gezeigt, dass unter allen drei ALARM-Szenarien (Spangenberg et al. 2012) gravierende Effekte klimatischer Veränderung zu erwarten sind und dass nur für wenige Arten von eher positiven Effekten ausgegangen werden kann. Aber auch die Konnektivität der Landschaft und die Mobilität der Arten stellen wichtige unbekannte Faktoren dar, die je nach Ausprägung in der Zukunft die Ergebnisse gravierend beeinflussen.

Als Beispiel für die Interaktion zwischen Pflanze und Tier können die Analysen von Schweiger et al. (2008, 2012) herangezogen werden. Sind diese auch bezogen auf Tagfalter mit speziellen Ansprüchen an die Raupen-Fraßpflanzen, so kann man sich je nach Spezialisierungsgrad durchaus ähnliche Phänomene bei den Haupt-Bestäubergruppen vorstellen. Die klimatischen Nischen der Pflanzen verschieben sich häufig in anderen Richtungen als die der Falter, so dass es zu einer Ressourcenlimitierung der Falter durch die Pflanzen kommen kann. Allerdings ist bei den analysierten Faltern in der Mehrheit der Fälle der Klimaraum des Insekts direkt limitierend. Da bei dieser Interaktion die Pflanze aber weitgehend vom Pflanzenfresser unabhängig sein dürfte, würden ähnliche Ergebnisse bei engen Bestäuber-Beziehungen dahingehend interpretiert werden müssen, dass die Bereiche von Nicht-Überlappung zukünftiger Nischen eine stärkere Begrenzung aufzeigen dürften (kein Bestäuber bedeutete dann keine davon abhängige Pflanze – und keine Pflanze dann folglich kein davon abhängiger Bestäuber – vgl. die Ergebnisse von Biesmeijer et al. 2006).

9.3.4. Monetäre Bewertung von Agrarlandschaft, Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen

Neben der (in Sektion 9.3.3) angesprochenen Bestäubungsleistung gibt es eine Reihe weiterer Leistungen, die der Gesellschaft durch die Biodiversität und die Agrarökosysteme bereitgestellt werden. Insbesondere sind in diesem Rahmen die regulierenden (Wasserkreislauf, Klimaregulierung) sowie die kulturellen Leistungen von Agrobiodiversität und der landwirtschaftlich genutzten Landschaft zu nennen. Sie bedürfen, insbesondere bei der ökonomischen Bewertung, die einen wichtigen Input in ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analysen liefert, einer besonderen Berücksichtigung, da sie bisher weitgehend nicht über Marktssysteme vergütet werden.

Unser Wissen über naturwissenschaftliche Zusammenhänge, auf dem ökonomische Bewertungen basieren, ist häufig lückenhaft. Dies ist zum einen auf die Komplexität der Ökosysteme, aber auch auf bisher unzureichender Kenntnisse über Wechselwirkungen zwischen Ökosystemfunktionen, Öko-

systemdienstleistungen und dem Klimawandel zurück zu führen (s. Abs. 9.2.1 „Auswirkungen der Klimaveränderungen auf Agrarökosysteme“, IPCC 2007). Ein weiterer unsicherheitsfördernder Faktor ist, dass die Kosten z. B. von Klimaschutzmaßnahmen sofort entstehen, während die nutzenstiftenden d. h. die positiven Auswirkungen dieser Maßnahmen für die Gesellschaft oft erst später eintreffen (TEEB 2010). Dennoch besteht ein wichtiger Anlass zu ihrer Anwendung. Denn gerade aufgrund der mangelnden Sichtbarkeit bzw. gesellschaftlichen Wahrnehmung zahlreicher Leistungen der Natur für die Wirtschaft werden Biodiversität und Ökosysteme der landwirtschaftlich genutzten Landschaft vernachlässigt. Somit ist eine Einbeziehung in ökonomische und damit gesellschaftliche Entscheidungen insbesondere im Hinblick auf zukünftige Generationen eine Notwendigkeit. Nicht umsonst werden Ergebnisse ökonomischer Bewertungsstudien z. B. bei Entschädigungsforderungen infolge von Umweltschäden in den USA seit Beginn der 80er Jahre im Rahmen von Gerichtsverfahren verwendet (Loomis 1999, 620). Bei vielen Umwelt- bzw. Ökosystemdienstleistungen, insbesondere auf lokaler Ebene, dürfte die Vorgehensweise mittlerweile konsensfähig sein (TEEB 2010).

Insbesondere langfristige strukturelle Anpassungsmaßnahmen (s. Abs. 9.2.2 „Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen“) benötigen Vorgaben aus Wissenschaft, Politik und Verwaltung. Politische Entscheidungsträger benötigen jedoch ihrerseits passgenaue Daten, um Entscheidungen zur Förderung der Anpassungskapazität des Agrarsektors auf Basis einer rationalen Entscheidungsgrundlage treffen zu können. Diese Entscheidungsgrundlage sollte auch nicht materielle Wertzuweisungen berücksichtigen.

Mit den kulturellen Leistungen bietet eine nachhaltig landwirtschaftlich genutzte Landschaft der Bevölkerung zahlreiche weitere Vorteile an, wie Erholungsfunktion, touristische Attraktivität, Erhalt der Artenvielfalt und anderes mehr, die nicht über das derzeit bestehende (Markt-)system erfasst werden, aber unstrittig einen hohen Wert verkörpern. Problematisch ist, dass dieser Wert aufgrund der bisher weitgehend fehlenden Erfassung aktuell kaum in politischen Entscheidungen berücksichtigt wird und somit im Zweifelsfall mit einem Wert von Null auf der Nutzenseite in ökonomische Be-

rechnungen einfließt. Durch diese Verzerrung von Kosten und nutzenstiftenden Aspekten zum Erhalt bzw. zur Förderung von (Agro-)Biodiversität und vielfältigen strukturreichen z. T. traditionell bewirtschafteten Landschaften kann es somit zur unrealistischen Darstellung von potentiellen Anpassungsstrategien und damit zu politischen Fehlentscheidungen kommen.

Um einzelne Wertaspekte von Biodiversität oder Landschaft weit über den materiellen Wert hinaus zu erfassen, bietet sich der Ansatz des „ökonomischen Gesamtwertes (Pearce & Turner 1990, Pearce 1993 & Barbier 1994) an. Findet eine Bewertung von (Agro-) Biodiversität oder landwirtschaftlich genutzter Landschaft im ökonomischen Kontext statt, können bei dem Ansatz einzelne Wertaspekte nach Motiven für ihre Wertschätzung bzw. ihrem Beitrag zur Bedürfnisbefriedigung weit über den „Ressourcenwert im engeren Sinn“ (Loft & Lux 2010, Baumgärtner 2002) hinaus systematisiert werden. Es gibt einige empirische Hinweise dafür, dass gerade Wertzuweisungen für Veränderungen im Bereich von kulturell geprägten Landschaften und Biodiversität hoch sind (s. z. B. Mourato et al. 2010, Hasund et al. 2010, Hampicke 1991, Bateman 2009, Dziegielewska et al. 2011, Meyerhoff in Vorb.). Einen umfassenden und aktuellen Überblick zu nutzerbasierten ökonomischen Bewertungsstudien von kulturellen Ökosystemdienstleistungen der landwirtschaftlich geprägten Landschaft bieten Plankl et al. (2010) sowie Rajmis und Hirschfeld (*unveröffentlicht*).

Als Input für ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analysen können ökonomische Bewertungen für diejenigen Güter und Dienstleistungen, zu denen Daten nur schwer oder überhaupt nicht über das Marktsystem erhoben werden, mit *Revealed Preference* oder mit *Stated Preference-Methoden* erfasst werden. Mit den sogenannten *Revealed Preference-Methoden* kann z. B. eine Bewertung über die Kosten von Reisenden zu einem Erholungsziel (Reisekostenmethode; s. z. B. Bockstael & McConnell 2006) ermittelt werden. Mit der Immobilienwertmethode werden Veränderungen des Wertes einer Ökosystemdienstleistung über den Mietpreis der in unmittelbarer Umgebung liegenden Immobilie abgeschätzt (s. z. B. Day et al. 2007, WBGU 1999, Bateman et al. 2010). Möchte man allerdings die nicht-nutzungsabhängigen Werte wie z. B. die

Verantwortung gegenüber folgenden Generationen (Vermächtniswert) oder die Freude über die Existenz einer bestimmten Art unabhängig von ihrer Nutzung (Existenzwert) mit berücksichtigen, so kann eine Bewertung lediglich *direkt* über die *Ermittlung der Nachfrage* anhand von Befragungen der Bevölkerung ermittelt werden. Ergebnisse aus solchen direkten Nachfragebewertungen bieten für die Politik umfassende Informationen, um Umweltgüter und Ökosystemdienstleistungen für den Bürger vor dem Hintergrund knapper steuerlich finanzierter Budgets effizient bereitzustellen (Matzdorf et al. 2010). Das gleiche gilt für Nutzungen von Umweltgütern oder Leistungen, die in der Zukunft liegen. Da es sich hierbei nicht um aktuelle sondern um optionale Nutzungen handelt, spricht man auch von Optionswerten. Hierbei werden zwei Methoden unterschieden: das Auswahlexperiment oder Choice Experiment (s. z. B. zum Fokus Landnutzungsänderungen Bateman (2009), zum Schwerpunkt „nutzungsunabhängige Werte“ Adamowicz et al. (1998), zur Bewertung von Umweltgütern allg. Hanley et al. (1998)) und die sog. Kontingente Bewertungsmethode (s. z. B. Arrow et al. (1993), zur Anwendung im Bereich Ökosystemdienstleistungen s. Carson & Bergstrom (2003)). Die Einbeziehung von Vermächtnis-, Existenz- und Optionswerten sowie von kulturellen Leistungen (z. B. Erholung) der Agrarlandschaft ist eine wichtige Voraussetzung für die ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse.

Für die empirische Erhebung der monetären Wertschätzung von biologischer Vielfalt und Ökosystemdienstleistungen hat sich in den letzten Jahren die Methode der Choice Experimente etabliert. Die Methode ermöglicht z. B. erstmalig eine integrierte ökologische und ökonomische Bewertung von Landschaftsszenarien (Schmitz et al. 2003). Choice Experimente stellen eine Weiterentwicklung der Conjoint-Analyse dar und wurden ursprünglich im Rahmen der mathematischen Psychologie entwickelt, um die Präferenzen für neue Marktprodukte zu testen. Theoretische Grundlagen bilden die Wertetheorie (Lancaster 1966) und die Zufallsnutzen-Theorie (McFadden, 1973, Adamowicz et al. 1998). Im Gegensatz zur Conjoint-Analyse, dem Contingent Rating oder paarweisem Vergleich dienen Choice Experimente zur Ermittlung von wohlfahrtstheoretisch konsistenten Werten (Hanley et

al. 1998, Louviere 2001). Eine detaillierte Beschreibung der Methode findet sich z. B. in Train (2003) und Louviere et al. (2000).

Da sich mit Choice Experimenten konkrete *Trade-offs* zwischen verschiedenen Politikoptionen z. B. potentiellen Landnutzungsstrategien messen und quantifizieren lassen, bieten sie gerade im Rahmen der biodiversitätsrelevanten Forschung, besonders im Zusammenhang mit Klimawandel und Landnutzung ein großes Potential. Die ökologisch-ökonomische Bewertung von Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen in der landwirtschaftlich genutzten Landschaft wird bei der Optimierung von möglichen Strategien im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, der EU-Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie sowie einer klimaangepassten EU-Agrarpolitik erforderlich. Bei der Bewertung von klimaangepassten Landnutzungsoptionen kann beispielsweise der monetäre Wert einer verhinderten THG-Freisetzung gegenüber der jeweils alternativen Nutzung (s. Drösler 2009, Alpízar et al. 2001, Hirschfeld et al. 2008) eine wichtige Entscheidungshilfe bieten.

Aus dem gesamten Spektrum an Leistungen der Landschaft werden in den letzten 15 bis 20 Jahren insbesondere die Bereiche Naturschutz und Landschaftspflege bzw. Kulturlandschaft und auch Artenschutz einer Bewertung unterzogen (Plankl et al. 2010). Die meisten Untersuchungen wurden in kleinräumigen Untersuchungsregionen bzw. Fallregionen und speziellen landschaftlichen Kulturräumen durchgeführt (Plankl et al. 2010, Meyerhoff in Vorb.).

Henseleit und Holm-Müller (2006) haben beispielsweise für den Schutz artenreicher Wiesen in Nordrhein-Westfalen eine Zahlungsbereitschaft von 21 Euro pro Person und Jahr ($n = 291$; BürgerInnen) festgestellt. Karkow & Gronemann (2005) haben für naturschutzgerecht genutzte Äcker auf Rügen eine Zahlungsbereitschaft zwischen 45 und 71 Euro pro Person und Jahr ($n = 667$; BürgerInnen und Touristen) gemessen. Eine Zahlungsbereitschaft von 65 bis 75 Euro in Form einer einmaligen Spende für wertvolle Biotoptypen und Landschaftselemente haben Bürger und Landwirte in Berlin und Brandenburg geäußert (Phillip 2005). Wronka (2004) hat eine monetäre Wertschätzung für Artenvielfalt von 64 Euro pro Haushalt und Jahr und für Trinkwasserqualität von 72 Euro pro Haushalt und

Jahr in Niedersachsen ermittelt (n = 380 BürgerInnen). Fischer et al. (2003) haben eine Zahlungsbereitschaft für Hecken mit hoher Gehölzdichte ebenfalls in Niedersachsen gemessen (n = 300 BürgerInnen). Die Befragten waren im Durchschnitt bereit 36 Euro für eine Basishecke und 58 Euro für eine Qualitätshecke auszugeben.

Die Multifunktionalität der Landschaft war Gegenstand der Bewertung bei Borresch et al. (2005) und Schmitz (2008). Bei der ersten Studie waren die Befragten bereit, mit 47 Euro pro Haushalt und Jahr die Änderung eines bestimmten Landschaftsbildes finanziell zu fördern. Bei einem Artenrückgang forderten die Befragten im Gegenzug eine Entschädigung in Höhe von 24 Euro pro Haushalt und Jahr. Die Ergebnisse der Studie Schmitz (2008) legen eine Zahlungsbereitschaft von 95–100 Euro pro Haushalt und Jahr für ein bestimmtes Landschaftsbild offen. Für die Veränderung des Fließgewässers war die Zahlungsbereitschaft mit 300 – 325 Euro pro Haushalt und Jahr knapp dreimal so hoch (Schmitz 2008).

Deutschlandweite Untersuchungen zum Schutz und Erhalt von Biodiversität, also einem Teilaspekt der kulturellen Leistungen, haben Hampicke et al. (1991) und Meyerhoff (in Vorb.; im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie) vorgenommen. Eine Studie, die erstmalig für Deutschland ein repräsentatives Bild von Nutzen und Kosten der bereitstellenden regulierenden und kulturellen Ökosystemdienstleistungen in landwirtschaftlich geprägten Landschaften erheben wird, ist aktuell im Rahmen des Projekts CC-LandStrad geplant (www.cc-landstrad.de/).

Die Ergebnisse der Studien zeigen, dass der ökonomische Wert der Biodiversität und weiteren kulturellen Leistungen der Landschaft erheblich ist. Findet dieser Wert jedoch in Kosten-Nutzen-Analysen nur unvollständig oder keine Berücksichtigung, führt dies zu einem verzerrten Ergebnis. Im Falle der Beeinträchtigung der Biodiversität und von Ökosystemdienstleistungen führt dies zu einer Unterschätzung des Schadens, der z. B. durch Degradierung der Landschaft durch intensive landwirtschaftliche Nutzung entstehen kann (Marggraf & Stratmann 2001). Auch wenn die Betrachtung regional stark unterschiedlich ausfallen kann, so ist zu erwarten, dass die Integration von monetären Werten für ökologisch erweiterte Kosten – und vor

allem Nutzen-Abwägungen im Bereich der Landnutzung und des Biodiversitätsschutzes das Ergebnis tendenziell eher in Richtung des Naturschutzes z. B. zur Renaturierung von Mooren (siehe z. B. Schägner 2009) beeinflussen wird.

In Ergänzung zu den vorgestellten Methoden ist es sinnvoll z. B. Kosten-Effektivitätsstudien, sog. *safe minimum standards* oder generell das Vorsorgeprinzip anzuwenden (Randall & Farmer 1995). Nicht zuletzt ist ein gemeinsamer Nenner für eine bessere Abstimmung zwischen Agrarakteuren, Klimapolitik und Natur- bzw. Artenschutz notwendige Voraussetzung für eine nachhaltige Anpassungsstrategie im Bereich des Biodiversitätsschutzes und der Landnutzung.

Da sich die Übernahme der Bereitstellung von entsprechenden z. B. kulturellen Leistungen wie Erholung durch blühende artenreiche Wiesen durch die Landwirte auch betrieblich rechnen muss, besteht ein dringender Bedarf nach Entwicklung von neuen ökonomischen Instrumenten zu deren Finanzierung (s. auch Sektion 9.4). Neben technischen Anpassungsmaßnahmen im Bereich Landnutzung besteht auch die Frage inwieweit eine an Nachhaltigkeit orientierte Konsumgesellschaft durch entsprechende Verhaltensänderungen (z. B. angepasstem Konsum von tierischen Produkten) bereit ist, sich an Biodiversitätsschutz und Klimaveränderungen anzupassen.

9.4. Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten:

- ▶ Die Landwirtschaft in Deutschland ist bereits heute von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen. Sie wird im Zuge der fortschreitenden Klimaerwärmung in Teilen zumindest in der näheren Zukunft durchaus profitieren können (längere Vegetationszeit, mehr Ernten pro Jahr). Andererseits wird sie aber auch in immer stärkerem Umfang negativen Folgen ausgesetzt sein (Extremwetterlagen, in einigen Gebieten Trockenheit während der Vegetationsperiode). Diese Kombination teils gegenläufiger Entwicklungen, verbunden mit zunehmenden Risiken, erfordert eine frühzeitige Entwicklung von Anpassungsstrategien. Allerdings bestehen noch er-

hebliche Kenntnisdefizite für die Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels. In der Folge sind flexible, nachjustierbare Anpassungsoptionen gefragt: die Diversifizierung von Nutzungen innerhalb des jeweils möglichen Rahmens bietet hierfür eine entscheidende Grundlage.

- ▶ Weitere Unsicherheiten bestehen in Bezug auf die Auswirkungen des CO₂-Düngeeffektes: ob auf Grund der damit gegebenenfalls verbundenen höheren Flächenproduktivität u.U. eine geringere Bewirtschaftungsintensität möglich ist, oder in diesem Zusammenhang der Bedarf an Düngemitteln eher steigt. Für Pestizide wird i. d. R. mit einem steigenden Verbrauch gerechnet mit negativen Auswirkungen für die aquatische und terrestrische Umwelt.
- ▶ Auch Maßnahmen zum Klimaschutz bzw. zur Anpassung in der Landwirtschaft werden landwirtschaftlich genutzte Lebensräume und die (Agro-) Biodiversität beeinflussen und können positive als auch negative Auswirkungen haben.
- ▶ Der Erhalt der Artenvielfalt und, wo diese bereits durch intensive Landnutzung der jüngeren Vergangenheit reduziert ist, deren erneute Erhöhung, stellen sich zunehmend als eine zentrale Voraussetzung heraus, eine effiziente Anpassung an den Klimawandel zu gewährleisten und zu begleiten („Insurance-Theorie“). Eine besondere Bedeutung kommt hier artenreichen Agrarökosystemen, wie z. B. extensiv genutztem Grünland bzw. Weiden, zu. Die Arten, ihre Interaktionen und Lebensräume sind allerdings auch direkt vom Klimawandel betroffen. Dies bedeutet, dass man sich nicht darauf verlassen kann, eine heute vorhandene Biodiversität würde auch in Zukunft bestehen und zur Funktionalität von Agrarlandschaften beitragen können.
- ▶ Bisher können funktionelle Auswirkungen des Klimawandels vor allem in komplexen Agrarökosystemen nur ansatzweise abgebildet werden. Dies betrifft nicht zuletzt eine Reihe von essentiellen Ökosystemdienstleistungen: Sobald nicht nur eine einzelne Art durch die vergleichsweise rasch erfolgenden Klimaveränderungen betroffen ist, sondern das Wirkungsgefüge zwischen verschiedenen Arten, sind die Konsequenzen kaum realistisch zu prognostizieren.
- ▶ Die Monetarisierung von Agrarlandschaft, Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen, die

eine Übersetzung von Präferenzen in Zahlungsbereitschaften vollzieht, ist eine vielversprechende Methode, um Biodiversitätsschutz politisch handhabbar zu gestalten (s. Münch et al. 2010; s. aber Spangenberg & Settele 2010 für eine kritische Auseinandersetzung mit dem Thema). Für eine erfolgreiche und nachhaltige Anpassung des Landmanagements an den Klimawandel ist es notwendig, gerade auch diejenigen gesellschaftlichen Ansprüche und Wertzuweisungen in politische Entscheidungsprozesse einzubeziehen, die mit keiner materiellen Nutzung der Landschaft verbunden sind. Als zusätzliches Kriterium für politische Entscheidungen im Bereich des Landmanagements sollten ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analysen unter Einbeziehung des ökonomischen Gesamtwertes – also auch der nutzungsunabhängigen Komponenten der landwirtschaftlich genutzten Landschaft und Agrobiodiversität – in ökonomischen Bewertungen berücksichtigt werden. Dies gilt neben den regulierenden und unterstützenden insbesondere für die kulturellen Leistungen der landwirtschaftlich genutzten Landschaft.

9.4.1 Schlussfolgerungen

Als flächenmäßig bedeutsamstem Landnutzungssektor kommt der Landwirtschaft in Deutschland eine besondere Bedeutung als Lebensraum prägende Aktivität für (Agro-) Biodiversität zu. Zudem konnte sich in Mitteleuropa aufgrund der Jahrhunderte langen ackerbaulichen und weidewirtschaftlichen Landnutzung ein kleinräumiges Geflecht aus verschiedenen Strukturelementen herausbilden, welches einen besonderen Wert verkörpert. Dieses Gefüge von Wechselwirkungen verschiedenster Arten kann aber auch genutzt werden, um mögliche negative Auswirkungen des Klimawandels abzufedern – vorausgesetzt die kurlandschaftliche Vielfalt bleibt erhalten.

Die aktuelle Geschwindigkeit des Klimawandels, in Verbindung mit anthropogenen Stickstoffdepositionen (aus Emissionen der Landwirtschaft, der Industrie und des Autoverkehrs stammend) sowie der großflächig und schnell erfolgenden Etablierung von Bioenergiepflanzen führen derzeit zu kaum überschaubaren Auswirkungen. Solche Auswirkungen können die Biodiversität betreffen,

dann aber Folgen für ökologische Dienstleistungen für die gesamte Gesellschaft haben (Sicherung von Trinkwasserressourcen, Kohlenstoffhaushalt, Lokalklima, Erholungswert etc.). Negative Entwicklungen können aber auch die Landwirtschaft selbst betreffen und zur Einschränkung landwirtschaftlicher Produktivität führen. Dabei ist zu bedenken, dass der Erhalt der Agrobiodiversität und multifunktionaler Kulturlandschaften nur mit agrarischer Landnutzung möglich ist.

Darüber hinaus ist für den Erhalt der Biodiversität auch die Vernetzung von Habitaten durch das Vorhandensein bzw. die Schaffung von funktionellen Verbindungen zwischen Schutzgebieten und anderen natürlichen Lebensräumen von Bedeutung. Hierbei kann die Landwirtschaft ebenfalls eine gestaltende Rolle spielen, wie z. B. durch die Vernetzung von natürlichen Arealen durch Hecken und ähnliche Ackerrandstrukturen (z. B. Agroforstsysteme), die gleichzeitig als Erosionsschutz fungieren und Verdunstungsverluste verringern. Für die Übernahme solcher Aufgaben müssen ökonomische Anreize geschaffen werden. Folglich muss die Gesellschaft bereit sein, entsprechende Leistungen (Erhalt öffentlicher Güter) auch finanziell zu kompensieren.

Wichtige Rahmenbedingungen werden hierfür durch die EU-Agrarpolitik bestimmt: im Zuge der weiteren Reform der GAP bis zum Jahr 2020 benennt die EU-Kommission die nachhaltige Produktion und den Schutz der natürlichen Ressourcen explizit als eine zentrale Herausforderung (COM (2010) 672 final). Dadurch könnte eine ökologisch orientierte Agrarnutzung gestärkt werden. Während bereits mit den aktuellen politischen Förderinstrumenten eine Reihe von biodiversitätsfördernden Maßnahmen verbunden sind (Bundesamt für Naturschutz 2006), verbleiben noch offene Fragen: hier sind in erster Linie Aspekte der (Kosten-) Wirksamkeit von Agrarumweltprogrammen für den Erhalt der Biodiversität zu nennen; der Ausschöpfung der Fördermöglichkeiten bei angespannten Haushalten der Bundesländer, die sich im Rahmen einer Kofinanzierung beteiligen müssen; und der stärkeren Verankerung von Ursachenorientierung und Politikintegration insbesondere in Hinblick auf die Agrobiodiversität (Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen 2008).

Generell wird ein zunehmender Anpassungsbedarf auch eine Integration der verschiedenen

Politiken erforderlich machen (z. B. Howden et al. 2007); dies gilt in erster Linie für eine bessere Abstimmung zwischen Klimapolitik, Natur- bzw. Artenschutz und Agrarakteuren (z. B. Settele 2010). Nicht zuletzt wird auch ein Bewusstseinswandel in der Gesellschaft notwendig werden hin zu einer am Nachhaltigkeitsgedanken orientierten Konsum- und Wertegesellschaft, die eine artenreiche multifunktionale Landwirtschaft sowohl fordert als auch fördert.

9.4.2 Handlungsempfehlungen

1. Handlungsempfehlung an die Wissenschaft:

Es besteht die Notwendigkeit, Forschungslücken in den folgenden umfassenden Themenkomplexen zu schließen:

1. Auswirkungen des Klimawandels einschließlich Extremereignissen auf die Landwirtschaft in Deutschland und landwirtschaftliche Prozesse:

Aktueller Forschungsbedarf ergibt sich vor allem in folgenden Bereichen:

- ▶ der weiteren Verbesserung des Prozessverständnisses zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Landwirtschaft;
- ▶ der Verbesserung des Verständnisses der sozio-ökonomischen Auswirkungen des Klimawandels; und
- ▶ der weiteren Durchführung flächendeckender regionaler Studien unter Berücksichtigung der regionalen Vulnerabilität gegenüber Klimaveränderungen und der regionalen Anpassungskapazität der Landwirtschaft sowie der sektorübergreifenden Integration der einzelnen Studien unter Berücksichtigung von Synergieeffekten bzw. Konflikten mit anderen Faktoren bzw. Politiken, die die Agrarwirtschaft beeinflussen. Auch wenn in den vergangenen Jahren zahlreiche regionale Studien durchgeführt wurden und weiterhin werden, bleiben die Forschungsergebnisse in der Regel auf wenige Hauptkulturen beschränkt und können Extremwetterereignisse bisher nur eingeschränkt abbilden.

2. Erweiterung des Verständnisses von Agrarökosystemen und -prozessen:

Dabei zielt die Prozessanalyse v. a. auf das Verstehen der komplexen biotischen Interaktionen und auf die modellbasierte Prognosefähigkeit der Veränderungen von räumlichen Mustern sowie der damit

verbundenen Funktionen ab. Dieses Wissen dient zugleich als Grundlage für die Gestaltung eines nachhaltigen Managements und für den Schutz und den Erhalt der Biodiversität (NKGCF, 2005). Wichtige Fragen in diesem Zusammenhang sind z. B. jene nach Schlüsselkomponenten für Ökosystemprozesse, nach Ökosystemprozesse beeinflussenden und kontrollierenden Merkmalskombinationen oder auch nach qualitativen und quantitativen Beziehungen zwischen Biodiversität, Ökosystemfunktionen und Ertrag (aus: NKGCF 2010, Möring 2009).

3. Erweiterung des Verständnisses der jeweiligen Interaktionen mit dem Klimawandel:

Es bestehen große Wissenslücken hinsichtlich der Interaktionen zwischen Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und landwirtschaftlicher Nutzung sowie Klimawandel einschließlich Rückkopplungseffekten und indirekten Auswirkungen. Dabei lassen sich eine Reihe von Forschungsfragen im Bereich: lokaler und regionaler Effekte und Prozesse (z. B.: „Wie passen sich Arten an den Klimawandel an?“), klimainduzierter Ausbreitungstendenzen (z. B.: „Wie ist die natürliche Ausbreitungsfähigkeit von Arten?“); Modelle (z. B. Entwicklung neuartiger integrativer Modelle, die neben dem Klimawandel auch weitere Umweltgradienten etc. abbilden können); und Governance- d. h. Managementfragen (z. B. zur Effizienz von Anpassungsmaßnahmen) identifizieren (aus NKGCF 2010). Von besonderer Bedeutung sind in Agrarökosystemen, die in vergleichsweise kurzen Zeiträumen aktiv verändert werden können, die zeitlich begrenzt auftretenden klimatischen Extremereignisse und deren Folgen. Diese müssen noch verstärkt untersucht werden.

4. Indikatoren und Monitoringprogramme:

Ein erfolgreiches Umweltprogramm setzt geeignete Indikatoren und ein effektives Monitoring voraus. Da die Biodiversität oft nicht direkt messbar ist, muss die Wissenschaft indirekte Messgrößen (Indikatoren) entwickeln, die den Effekt einer Maßnahme oder der umweltrelevanten Politiken insgesamt aufzeigen kann. Monitoringprogramme liefern die Datenbasis für eine Bewertung. Die Forschung ist gefordert, ein Biodiversitätsmonitoring zu entwickeln, das alle Ebenen von der Sortenvielfalt über die Diversität der Landschaft bis zum breiten Spektrum der Ökosystemleistungen abdeckt. ein Beispiel

hierfür, das einen kleinen Teil der Arbeiten umfasst, ist der bereits definierte und bundesweit erhobene Indikator 'HNVFarmland'. Das Agrarland mit hohem Naturschutzwert (HNV, High Nature Value) ist ein Pflichtindikator zur Evaluierung des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums. Er wird seit 2009 auf ca. 900 Flächen deutschlandweit erhoben und soll den Einfluss der ELER¹-Förderung dokumentieren.

5. Evaluierung und Weiterentwicklung von Politikmaßnahmen.

Die Evaluierung von Förderprogrammen und der gesamten Agrarpolitik gibt Auskunft über die Effizienz und Effektivität der laufenden Aktivitäten und muss ständig weiterentwickelt werden. Auch die Maßnahmen selbst unterliegen einem permanenten Wandel zur Anpassung an aktuelle Erfordernisse, wobei insbesondere Kosten-Wirksamkeits-Analysen für die jeweiligen Anpassungsoptionen zu erstellen sind.

2. Handlungsempfehlung an die Politik:

Handlungsempfehlungen an die Wissenschaftspolitik: um der Komplexität der Forschungsaufgaben gerecht zu werden, ist eine Bündelung von Forschungsaktivitäten gefordert. Neben der Auflage großer Forschungsprojekte kommen hier die jüngeren Ausschreibungen für Kompetenznetze Agrarforschung des BMBF, oder zum Biodiversitätszentrum der DFG und DIVERSITAS Deutschland diesem Anliegen nach. Ein zweiter wichtiger Punkt ist die Gewährleistung des Rückflusses von Ergebnissen aus Forschungsprojekten in die Praxis durch Schaffung entsprechender Transferstellen oder Transferauflagen.

Handlungsempfehlungen an weitere Politiken: Integration von Klima-, Agrar- und Naturschutzpolitiken im Sinne einer nachhaltigen Landnutzung. Beispielsweise sollten Gesetzesinitiativen zum Anbau von Energie- und Industriepflanzen hinsichtlich ihrer Wirkung auf alle Umweltmedien überprüft werden. Teils kann es zu win-win-Situationen kommen, teils aber auch zu konträren Ergebnissen für verschiedene Umweltziele, die es abzuwägen gilt. Auch die anstehende Reform der GAP bietet

¹ ELER - Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums

die Gelegenheit, die Beihilfen verstärkt an Umweltaspekten auszurichten, und dabei sowohl den Schutz der Biodiversität als auch Klimamaßnahmen, die bisher wenig berücksichtigt wurden, einzubeziehen. In diesem Zusammenhang ist die Entwicklung von neuen ökonomischen Instrumenten und Anreizsystemen notwendig. So könnte der gesellschaftliche Nutzen von Ökosystemdienstleistungen z. B. durch Honorierung von kulturellen Ökosystemdienstleistungen oder durch die Entwicklung von Märkten für Umweltgüter (s. z. B. Perrot-Maitre 2006) anerkannt werden.

Des Weiteren sollte die Diversifizierung und Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion, ggf. auch der ökologische Landbau, stärker gefördert werden. Informationskampagnen können Landwirte zu klimaschonenden und gleichzeitig biodiversitätsfördernden Techniken wie der pfluglosen Bodenbearbeitung informieren und somit eine Anwendung der teilweise schon bekannten aber wenig verbreiteten Methoden gefördert werden. Als einzelne Maßnahme ist z. B. der Erhalt von (Agrar-) Genbanken (ex-situ Artenhalt) zu erwähnen.

Das politische Handeln bezieht sich aber nicht alleine auf die EU- und nationale Gesetzgebung bzw. Definition von Förderstrategien der inländischen Landwirtschaft, sondern sollte vielmehr dadurch geprägt sein, die externen Effekte in den politischen Entscheidungsprozess einfließen zu lassen. Maßnahmen, die zu einer Extensivierung der deutschen Landwirtschaft führen und somit zu einer Intensivierung außerhalb kann insgesamt negative globale Folgen nach sich ziehen, wenn sich das Konsumverhalten nicht entsprechend anpasst. Bei zurzeit steigendem Bedarf an Nahrungsmitteln, Energie- und Industriepflanzen steigt die Landnutzungskonkurrenz weiter an. Ein Lösungsansatz sollte also in einer integrierten Zielformulierung definiert werden, die die Biodiversität sowie andere Umweltziele (Klima, Boden, Wasser) weltweit berücksichtigt. Aus ökonomischer Sicht sollte eine globale Strategie die effizientesten Maßnahmen hervorbringen, ohne Berücksichtigung nationaler Grenzen und Zuständigkeiten.

Seit 1992 verhandeln die CBD (Convention on Biological Diversity)-Vertragsstaaten über internationale Vereinbarungen zum Schutz der biologischen Vielfalt und haben seither zwei völkerrechtlich verbindliche Abkommen unterzeichnet,

mit denen die Ziele der Konvention umgesetzt werden sollen. Dazu zählt z. B. der grenzüberschreitende Verkehr von gentechnisch veränderten Organismen und ein rechtlich verbindlicher Rahmen für den Zugang zu genetischen Ressourcen und gerechter Vorteilsausgleich. Aber auch der Erhalt der biologischen Vielfalt ist ein erklärtes Ziel der Staatengemeinschaft.

3. Handlungsempfehlung an die Landwirtschaft

Die Landwirtschaft hat durch eine Reihe von Maßnahmen die Möglichkeit, die Biodiversität zu erhalten und sich gleichzeitig an den Klimawandel anzupassen: hierzu gehören neben einer naturschutzverträglichen und ressourcenschonenden Bewirtschaftung der Fläche u. a. der In-situ-Erhalt der Artenvielfalt bzw. die gezielte Beimischung von einheimischen Arten sowie die Erhöhung der Artenpopulationen. Sollten sich klimabedingte Verluste von Arten, von genetischer Vielfalt oder auch in der Vielfalt von Lebensgemeinschaften abzeichnen, dann müssen aktive Maßnahmen zum Erhalt bzw. zur erneuten Erhöhung der Vielfalt in Angriff genommen werden. Hierbei sollte auf eine möglichst große Nähe zu den verlustig gegangenen Elementen geachtet werden. Beispielsweise kann der Verlust einer bestimmten Artpopulation durch den Ersatz einer Population derselben Art aus einer anderen Region kompensiert werden. Dabei bliebe die Art im Gefüge des Ökosystems erhalten und es würde lediglich ein klimasensitiver Genotyp durch einen weniger empfindlichen ersetzt. Dies empfiehlt sich insbesondere (bei Pflanzen) im Grünland.

Während die an den Klimawandel angepasste Sortenwahl eine ökonomische Notwendigkeit darstellt, um das Ertragsniveau und somit das landwirtschaftliche Einkommen zu sichern, müssen eine naturschutzverträgliche und ressourcenschonende Bewirtschaftung der Fläche, der In-situ-Erhalt der Artenvielfalt sowie die gezielte Beimischung von einheimischen Arten finanziell von der öffentlichen Hand gefördert werden. Hierzu gehören u. a. neben einer geeigneten Sortenwahl auch der Schutz hochwertiger Flächen und Strukturelemente sowie die Haltung alter Haustierrassen. Die Landwirtschaft als größter Flächennutzer steht in der Pflicht, Artenschutz zu gewährleisten. Die Politik muss jedoch Anreize schaffen und Maßnahmen

mit finanzieller Unterstützung/Entschädigung anbieten bzw. vorschreiben.

Die Landwirtschaft ist in Zukunft verstärkt gefragt, zum Klimaschutz beizutragen („effort sharing“). Auch hier ist darauf zu achten, dass die resultierenden Maßnahmen nicht den Konflikt mit dem Schutz der Biodiversität erhöhen, sondern „win-win“ Situationen verstärkt gefördert werden. Dazu gehören z. B. die Erhöhung der Kulturartendiversität bei Energiepflanzen und die verstärkte energetische Nutzung von Landschaftspflegerrückständen, die Erhöhung der Stickstoffeffizienz, Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorböden, etc.

4. Handlungsempfehlung an die Gesellschaft

Ein wesentlicher Aspekt ist hier die Verankerung bzw. die Priorisierung von Nachhaltigkeit als Lebensgrundlage der verschiedenen Akteure der Zivilgesellschaft. Wichtige Schritte hierbei können Kampagnen zur Bewusstseinsbildung sein, wie z. B. die BMELV-Initiative „Biologische Vielfalt schützen und nutzen“, die den Schutz von Arten durch Nutzung und entsprechende Wertschätzung in den Mittelpunkt stellt.

Aus Befragungsergebnissen geht hervor, dass ein Großteil der Bevölkerung in Deutschland einen eigenen Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt leisten würde (Kleinhückelkotten 2010). Insbesondere bei relativ einfach umzusetzenden Handlungsoptionen ist die Zustimmung besonders hoch: etwa beim Aufenthalt in der Natur sich von ausgewiesenen geschützten Bereichen fernzuhalten, regional erzeugtes Obst und Gemüse einzukaufen

und auf Kosmetika zu verzichten, die die biologische Vielfalt gefährden; Freunde und Bekannte auf den Schutz der biologischen Vielfalt aufmerksam zu machen und beim Einkaufen einen Ratgeber zu benutzen, der z. B. über gefährdete Fischarten informiert. Die Bereitschaft, sich über aktuelle Entwicklungen im Bereich biologische Vielfalt zu informieren, liegt bei über 60 % der Befragten. Weniger Zustimmung erhält eine finanzielle Unterstützung zur Pflege und zum Erhalt von Schutzgebieten sowie Briefkampagnen an Regierung und Behörden oder die aktive Mitarbeit in Verbänden und Bürgerinitiativen. Es kann jedoch gefolgert werden, dass die Biodiversität allgemein als wichtiges (öffentliches) Gut angesehen wird und die politischen Entscheidungen hinsichtlich Investitionen in Biodiversität von der Bevölkerung mitgetragen werden. Die Gesellschaft erkennt also nicht nur den ideellen Wert der Biodiversität sondern trägt die Verantwortung und den Entscheidungswillen für positive Veränderungen auch in politische Gremien. In diesem Sinne muss sich das Bewusstsein für ein verantwortungsvolles Verhalten weiter entwickeln.

Einen großen Einfluss auf die Biodiversitätsentwicklung hat das Konsumverhalten der Bevölkerung. Der Kauf regionaler Produkte und Produkte des Ökolandbaus fördert tendenziell die Biodiversität, während veredelte Produkte wie Fleisch zu erhöhter Flächenkonkurrenz und einer Intensivierung der Landnutzung führen. Dies hat nicht nur unmittelbare Auswirkungen auf die regionale und nationale Biodiversität, sondern durch die weltweiten Marktverflechtungen auch Effekte auf andere Regionen der Erde.

Literatur

- Abildtrup, J., Gylling, M. (2001): Climate change and regulation of agricultural land use: A literature survey on adaptation options and policy measures. Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics. SJFI, 52 S.
- Adamowicz W., Louviere J., Swait J. (1998) Final Report: Introduction to Attribute-Based Stated Choice Methods. Advanis Inc. for the National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of Commerce.
- Ainsworth, E.A., Long, S.P. (2005): What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *New Phytol.* 165, 351 – 372.
- Alpizar, F., Carlsson, F., Martinsson, P. (2001): Using Choice Experiments for Non-Market Valuation. Working Papers in Economics no. 52. June 2001 Department of Economics Göteborg University.
- Arbol, Y.P., Ingram K.T. (1996): Effects of higher day and night temperatures on growth and yields of some crop plants. In: Global climate change and agricultural production. Direct and indirect effects of changing hydrological, pedological and plant processes. FAO, Rome, Italy.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Lerner, E.E., Radner, R., Schuman, H. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Resources for the Future, Washington D.C.
- Barbier, E.B. (1994) Valuing environmental functions: tropical wetlands. *Land Economics* 70, 155 – 173.

- Bassirad, H. (2000): Kinetics of nutrient uptake by roots, responses to global change. *New Phytol.* 147, 155 – 169.
- Bateman, I. J. (2009): Bringing the real world into economic analyses of land use value: Incorporating spatial complexity. *Land Use Policy* 26, 30 – 42.
- Bateman, I.J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K. (2010): Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics* 48,177 – 218.
- Baumgärtner, S. (2002): Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt und seiner Bedeutung und der Maßnahmen, dem Artensterben entgegenzuwirken. *Laufener Seminarbeiträge* 2, 73 – 90.
- Beede, D.K., Collier R.J. (1986): Potential nutritional strategies for intensively managed cattle during thermal stress. *Journal of Animal Science* 62, 543 – 554.
- Beierkuhnlein, C. (2007): Biogeographie. Die räumliche Organisation des Lebens in einer sich verändernden Welt. Stuttgart, 397 S.
- Beierkuhnlein, C., Foken, T. (2008): Klimawandel in Bayern – Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. Bayreuther Forum Ökologie 113, 501 S.
- Beierkuhnlein, C., Jentsch, A. (2005): Ecological importance of species diversity. A review on the ecological implications of species diversity in plant communities. In: Henry, R. (Hrsg.): Plant Diversity and Evolution: Genotypic and Phenotypic Variation in Higher Plants, CAB International, Wallingford, 249 – 285.
- Beierkuhnlein, C., Jentsch, A., Thiel, D., Willner, E., Kreyling, J. (2011): Ecotypes of European grass species respond specifically to warming and extreme drought. *Journal of Ecology* 99, 703 – 713.
- Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2008): Agrobiodiversität in der Agrarpolitik – Chancen erkennen und neue Optionen entwickeln. Positionspapier des Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur Reform der europäischen Agrarpolitik. 22 S.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261 – 269.
- Bernath, K. (2006): Umweltökonomische Bewertung der stadtnahen Walderholung in Zürich. Empirische und Methodische Beiträge zur Analyse von Ziel- und Quellgebietsdaten, Zürich
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J., Kunin, W.E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 251 – 353.
- BMELV (2006): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2006, 168 S.
- Bockisch, F.-J. (Hrsg.) (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen: Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn. Braunschweig: FAL, III, 206 S., *Landbauforsch Völknerode* SH 211.
- Bockstael, N.E., McConnell, K.E. (2006): Environmental and Resource Valuation with Revealed Preferences. Springer, Netherlands. 374 S.
- Borresch, R., Schmitz, K., Schmitz, P.M., Wronka T. (2005): Choice: ein integriert ökonomisch-ökologisches Konzept zur Bewertung von Multifunktionalität. In: Hagedorn K., Nagel J.U., Odening M. (Hrsg.): Umwelt- und Produktqualität im Agrarbereich. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e. V. 40, 123 – 132.
- Brittain, C.A., Bommarco, R., Vighi, M., Barmaz, S., Settele, J., Potts, S.G. (2010a): The impact of an insecticide on insect flower visitation and pollination in an agricultural landscape. *Agricultural and Forest Entomology* 12, 259 – 266.
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G. (2010b): Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology* 11, 106 – 115.
- Brunnert, H. (1994): Einflüsse einer erhöhten Kohlenstoffdioxidkonzentration in der Atmosphäre auf Pflanzen. In: Klimaveränderung und Landbewirtschaftung Teil II. *Landbauforsch Völknerode* SH 148, 141 – 186.
- Bundesamt für Naturschutz (2006): Kurzfassungen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme. Darstellung und Analyse von Maßnahmen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme in der Bundesrepublik Deutschland. *BfN-Skripten* 161. Bonn. 359 S.
- Carson, R.M., Bergstrom, J.C. (2003): A review of ecosystem service valuation techniques. Report of the Department of Agricultural & Applied Economics College of Agricultural & Environmental Sciences. The University of Georgia. Faculty Series 3.
- Chakraborty, S., von Tiedemann, A., Teng, P.S. (2000): Climate Change: potential impact on plant diseases. *Environmental Pollution* 108, 317 – 326.
- Chmielewski, F.M. (2004): Erste Anzeichen des Klimawandels in der Landwirtschaft. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 16, 87 – 88.
- CIRCLE Climate Impact Research Coordination for a Larger Europe (2006): Extended Country Report. 260 S. Zugriff 03/2007: http://www.circle-era.net/uploads/media/CIRCLE_Del_Ia1_Extended_Country_Report_1stISSUE_Final_DRAF_.pdf.
- Coakley, S.M., Scherm, H., Chakraborty, S. (1999): Climate change and plant disease management. *Annual Review of Phytopathology*, 37, 399 – 429.
- COM (2006) 34 final: Communication from the Commission. An EU Strategy for Biofuels. {SEC(2006) 142} Brüssel, 29 S.
- COM (2010) 672 final: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The CAP towards 2020: Meeting the food, natural resources and territorial challenges of the future. Brüssel, 15 S.

- Cure, J.D., Acock, B. (1986): Crop responses to carbon dioxide doubling, A literature survey. *Agr. Forest Meteorol.* 38, 127 – 145.
- Davies, W.J. (2006): 5. Responses of plant growth and functioning to changes in water supply in a changing climate. In: Morison, J.I.L., Morecroft, M.D. (Hrsg.): *Plant Growth and Climate Change*. Oxford, UK, 96 – 117.
- Day, B., Bateman, I., Lake, I. (2007): Beyond Implicit Prices: Recovering Theoretically Consistent and Transferable Values for Noise Avoidance from a Hedonic Property Price Model. *Environmental and Resource Economics* 37, 211 – 232.
- Drösler, M. (2009): Klimarelevanz von Mooren in Deutschland. Monetäre CO₂-Bilanzierung von ausgewählten Naturschutzgebieten. Zugriff am 17.6.2011 http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2009-Biodiv-Klima-Drosler_Verhandlungsstand-REDD.pdf.
- Dziegielewska, D., Tietenberg, T., Niggol, S. (2011): Total economic value. In Cutler J. Cleveland (Hrsg.): *Encyclopedia of Earth*. (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). Zugriff am 17.06.2011 http://www.eoearth.org/article/Total_economic_value.
- Easterling, W.E., Aggarwal, P.K., Batima, P., Brander, K.M., Erda, L., Howden, S.M., Kirilenko, A., Morton, J., Soussana, J.-F., Schmidhuber, J., Tubiello, F.N. (2007): Food, fibre and forest products. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden, C.E. Hanson (Hrsg.), Cambridge, 273 – 313.
- EEA (2004): EEA Technical Report No 2. Impacts of Europe's changing climate. European Environment Agency, Copenhagen, 101 S.
- Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H. (Hrsg.) (2009): *Landwirtschaft im Klimawandel. Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die land- und forstwirtschaftlichen Betriebe in Mitteleuropa*. AgriMedia, 376 S.
- European Commission (2007): For-
sighting food, rural and agri-futures. Report of high level independent expert group, appointed by the European Commission, February 2007. European Commission, Directorate-General for Research, 80 S.
- Evans, L.T. (1993): *Crop Evolution, Adaptation and Yield*. Cambridge, 512. S.
- FAO (2008) Food and Agriculture Organization Statistical Database. Available at <http://faostat.fao.org>; *Agricultural data/Agricultural production/Crops primary*. Last accessed for use of the present data in October 2008.
- Fischer, A., Hespelt, S., Marggraf, R. (2003): Ermittlung der Nachfrage nach ökologischen Gütern der Landwirtschaft: das Northeim-Projekt. *Agrarwirtschaft* 52, 390 – 399.
- Fischer, G., Shah, M., Tubiello, F. N., Velhuizen, H. van (2005): Socio-economic and climate change impacts on agriculture: an integrated assessment, 1990-2080. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360, 2067 – 2083.
- Fitter, A.H., Hay, R.K.M (1987): *Environmental Physiology of Plants*. Second Edition. London. 423 S.
- Flannery, T. (2006): Wir Wettermacher. Wie die Menschen das Klima verändern und was das für unser Leben auf der Erde bedeutet. Frankfurt: 397 S.
- Friedrich, S. (1994): 12. Wirkung veränderter klimatischer Faktoren auf Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschädlinge. In: *Klimaveränderung und Landbewirtschaftung Teil II*. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 148, 295 – 301.
- Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., Vaisière, B.E. (2009a): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted to pollinator decline. *Ecological Economics* 68, 810 – 821.
- Gallai, N., Carré G, Enjolras G., Reginster I, Salles, J. M., Vaissière, B.E. (2009b): Evolution of agricultural vulnerability in Europe confronted with pollinator decline: A case study comparing Germany and Spain. In: Rodriguez-Labajos, B., Spangenberg, J.H., Maxim, L., Martinez-Alier, J., Binimelis, R., Gallai, N., Kuldna, P., Monterroso, I., Peterson, K., Ustual, M. (Hrsg.). *Assessing biodiversity risks with socio-economic meth-*
ods: The ALARM experience. Sofia, 261 – 291.
- Genersch, E., von der Ohe, W., Kaatz, H., Schroeder, A., Otten, C., Büchler, R., Berg, S., Ritter, W., Mühlen, W., Gisder, S., Meixner, M., Liebig, G., Rosenkranz, P. (2010): The German bee monitoring project: a long term study to understand periodically high winter losses of honey bee colonies. *Apidologie* 41, 332 – 352.
- Gordo, O., Sanz, J.J. (2005): Phenology and climate change: A long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* 146, 484 – 495.
- Groenigen van, K.-J., Graaff de, M.-A., Six, J., Harris, D., Kuikman, P., Kessel van, C. (2006): 21. The Impact of Elevated Atmospheric [CO₂] on Soil C and N Dynamics: A Meta-Analysis. In: Nösberger J., Long S.P., Norby R.J., Stitt M., Hendrey G.R. und Blum H. (Hrsg.) *Managed Ecosystems and CO₂*. *Ecological Studies* 187, 373 – 391.
- Groth, J.V., Krupa, S.V. (2000): Crop ecosystem responses to climatic change: interactive effects of ozone, ultraviolet-B radiation, sulphur dioxide and carbon dioxide on crops. In: Reddy K.R. und Hodges, H.F. (Hrsg.) *Climate Change and Global Crop Productivity*. New York, USA: 387 – 405.
- Haas, G., Geier, U., Schulz, D.G., Köpke, U. (1995): Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau – Teil I: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie. *Berichte über Landwirtschaft* 73, 401 – 415.
- Hampicke, U. (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. Stuttgart, 342 S.
- Hampicke, U., Horlitz H., Kiemstedt K., Tampe K., Timp D., Walters M. (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin (UBA Berichte 3/91).
- Hanley N., Wright R., Adamowicz, W. (1998) Using choice experiments to value the environment. *Environmental and Resource Economics* 11, 413 – 428.
- Hasund, K.P., Kataria, M., Lagerkvist, C.J. (2010): Valuing public goods of the agricultural landscape: a choice experiment using reference points to capture observable heterogeneity. *Journal of Environmental Planning and Management* 54, 31 – 53.

- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M.C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P.G., Finn, J., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Höglberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley P.W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C.P.H., O'Donovan, G., Otway, S.J., Pereira, J.S., Prinz, A., Read, D.J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.-D., Siamantziouras, A.-S.D., Spehn, E., Terry, A.C., Troumbis, A.Y., Woodward, F.I., Yachi S., Lawton J.H. (1999): Plant diversity and productivity of European grasslands. *Science* 286, 1123 – 1127.
- Hegerl, G., Hanlon, H., Beierkuhnlein, C. (2011): Elusive extremes. *Nature Geoscience* 4(3): 142 – 143.
- Hegland, S.J., Nielsen, A., L´azaro, A., Bjerknes, A.L., Totland, O. (2009): How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecology Letters* 12, 184 – 195.
- Henseleit, M., Holm-Müller, K. (2006): Vergleich nachfrageorientierter Methoden zur Ausgestaltung der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Rahmen einer ergebnisabhängigen Honorierung im Vertragsnaturschutz. Zugriff am 18.7.2011 http://www.usl.uni-bonn.de/pdf/Forschungsbericht%20141_2.pdf.
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M., Karbun, Th. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08. Eine Studie im Auftrag von foodwatch e. V.
- HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Hrsg.) (2005): Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen INKLIM 2012. Projektbaustein II, Klimawandel und Klimafolgen in Hessen. Abschlussbericht. 67 S.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological conservation* 122 (2005), 113 – 130.
- Hopkins, A., Holz, B. (2006): Grassland for agriculture and nature conservation: production, quality and multifunctionality. *Agronomy Research* 4(1), 3 – 20.
- Hülsbergen, K., Küstermann, B. (2007): Ökologischer Landbau – Beitrag zum Klimaschutz. Öko-Landbau-Tag 2007, Freising-Weißenstephan, Germany, 07.03.2007. In: Wiesinger, K. (Hrsg.): Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising, S. 9 – 21.
- Idso, S.B., Idso, K.E. (2001): Effects of atmospheric CO₂ enrichment on plant constituents related to animal and human health. *Environ Exp Bot* 45, 179 – 199.
- IPCC (2002) Climate Change and Biodiversity. IPCC Technical Paper V. IPCC, 86 S.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: Climate Change Impacts, Adaptation and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC Forth Assessment Report. Zugriff am 15.7.2011 <http://www.ipcc-wg2.org/>.
- Jentsch, A., Beierkuhnlein, C. (2008): Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems. *CR Geoscience* 340, 621 – 628.
- Jentsch, A., Kreyling, J., Böttcher-Treschkow, J., Beierkuhnlein, C. (2009): Beyond gradual warming: extreme weather events alter flower phenology of European grassland and heath species, *Global Change Biology*, 15(4), 837 – 849.
- Jentsch, A., Beierkuhnlein, C. (2010): Simulating the future - responses of ecosystems, key species and European provenances to expected climatic trends and events. *Nova Acta Leopoldina* 112, 89 – 98.
- Jentsch, A., Kreyling, J., Elmer, M., Gellesch, E., Glaser, B., Grant, K., Hein, R., Lara Jimenez, M.T., Mirzaee, H., Nadler, S., Nagy, L., Otieno, D.O., Pritsch, K., Rascher, U., Schädlér, M., Schloter, M., Singh, A. P., Stadler, J., Walter, J., Wellstein, C., Wöllecke, J., Beierkuhnlein, C. (2011): Climate extremes initiate ecosystem regulating functions while maintaining productivity. *Journal of Ecology* 99, 689 – 702.
- Jetz, W., Wilcove, D.S., Dobson, A.P. (2007): Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology* 5 (6) e157 (DOI:10.1371/journal.pbio.0050157).
- Jones, C., McConnell, C., Coleman, K., Cox, P., Falloon, P., Jenkinson, D., Powlson, D. (2005): Global climate change and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon from soil. *Global Change Biology* 11, 154 – 166.
- Karkow, K., Gronemann, S. (2005): Akzeptanz und Zahlungsbereitschaft bei Besuchern der Ackerlandschaft. In: Hampicke U., Litterski B., Wichtmann W. (Hrsg.) Ackerlandschaften: Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin 115 – 128.
- Kattwinkel, M., Kühne, J.V., Foit, K., Liess, M. (2011): Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications* 21, 2068 – 2081. (DOI:10.1890/10-1993.1)
- Kimball, B.A. (1983): Carbon Dioxide and Agricultural Yield: An Assemblage and Analyses of 430 Prior Observations. *Agronomy Journal* 75, 779 – 788.
- Kimball, B.A., Kobayashi, K., Bindi, M. (2002): Responses of agricultural crops to free-air CO₂ enrichment. *Advances in Agronomy* 77, 293 – 368.
- Klein, A.M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 274, 303 – 313.
- Kleinhückelkotten, S. (2010): Agrobiodiversität im gesellschaftlichen Bewusstsein. In: DAF (Hrsg.) Agrobiodiversität als Schlüssel für eine nachhaltige Landwirtschaft im 21. Jahrhundert-. *Agrarspektrum* 44, 119 – 142.
- Kobiljski, B., Deni, S. (2001): Review Paper. Global climate change: challenge for breeding and seed production of major field crops. *J. Genet. & Breed.* 55, 83 – 90.
- KOM (2007) 354 endgültig. Kommission der Europäischen Gemeinschaften. Grünbuch der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Anpassung an den Klimawandel in Europa - Optionen für Maßnahmen der EU. SEK (2007) 849, 31 S.
- Köpke, U. (2000): Ökologischer Landbau. In: Lütke Entrup, N., Oehmichen

- J. (Hrsg.): Lehrbuch des Pflanzenbau-Baus Band 2. Kulturpflanzen. Thomas Mann Verlag, Gelsenkirchen-Buer, 772 – 819.
- Körner, C. (2006): 3. Significance of temperature in plant life. In: Morison, J. I. L., Morecroft, M. D. (Hrsg.): *Plant Growth and Climate Change*. Oxford, 48 – 69.
- Kreyling, J., Beierkuhnlein, C., Ellis, L., Jentsch, A. (2008a): Invasibility of grassland and heath communities exposed to extreme weather events - additive effects of biotic resistance and fluctuating physical environment. *Oikos* 117, 1542 – 1554.
- Kreyling, J., Wenigmann, M., Beierkuhnlein, C., Jentsch, A. (2008b): Effects of extreme weather events on plant productivity and tissue die-back are modified by community composition. *Ecosystems* 11, 752 – 763.
- Kreyling, J., Jentsch, A., Beierkuhnlein, C. (2011): Stochastic trajectories of succession initiated by extreme climatic events. *Ecology Letters* 14, 758 – 764.
- Kropp, J., Holsten, A., Lissner, T., Roithmeier, O., Hattermann, F., Huang, S., Rock, J., Wechsung, F., Lüttger, A., Pompe, S., Kühn, I., Costa, L., Steinhäuser, M., Walther, C., Klaus, M., Ritchie, S., Metzger, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV).
- Kühn, E., Feldmann, R., Harpke, A., Hirneisen, N., Musche, M., Leopold, P., Settele, J. (2008): Getting the public involved into butterfly conservation – Lessons learned from a new monitoring scheme in Germany. *Israel Journal of Ecology and Evolution* 54, 89 – 104.
- Lancaster, K. (1966): A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy* 74, 132 – 157.
- Le Conte, Y., Navajas, M. (2008): Climate change : impact on honey bee populations and diseases. *Revue Scientifique et Technique - Office International des Epizooties* 27(2), 499 – 510.
- Leuschner, C., Schipka, F. (2004): Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland. BfN-Skripten 155. BfN, Bonn, 35 S.
- Liess, M., von der Ohe, P.C. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 954 – 965.
- Liess, M., Schäfer, R., Schriever, C. (2008): The footprint of pesticide stress in communities – species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment* 406, 484 – 490.
- Lipps, H.-P. (2006): Holzerstörende Krankheiten – eine Gefahr für den Weinbau? DLR-RNH Bad Kreuznach. Veröffentlicht am 04.02.2006. Zugriff 04/2006 unter: <http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/97bea9dec-346348dc12570150036455b/3e-9b2e1313e4ac3ec1257139002840c4?>
- Loft, L., Lux, A. (2010): Ecosystem Services. Biodiversität und Klima Forschungszentrum. Knowledge Flow Paper Nr. 6.
- Long, S.P., Ainsworth, E.A., Leakey, A.D.B., Morgan, P.B. (2005): Global food insecurity. Treatment of major food crops with elevated carbon dioxide or ozone under large-scale fully open-air conditions suggests recent models may have overestimated future yields. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 360, 2011 – 2020.
- Loomis, J.B. (1999): Contingent Valuation Methodology and the US Institutional Framework. In: Bateman, I.J., Willis, K.G. (Hrsg.): *Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation in the US, EU, and Developing Countries*, Oxford 613 – 627.
- Louviere, J.J. (2001): Choice Experiments: an Overview of Concepts and Issues. In: Bennett, J., Blamey, R. (Hrsg.): *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*. Edward Elgar, Cheltenham, 13 – 36.
- Louviere, J.J., Hensher, D.A. and Swait, J.D. (2000): *Stated Choice Methods. Analysis and Applications*. Cambridge.
- Lüscher, A., Aeschlimann, U., Schneider, M.K., Blum, H. (2006): Short- and long-term responses of fertile grassland to elevated [CO₂]. In: Nösberger J., Long S.P., Norby R.J., Stitt M., Hendrey G.R., Blum H. (Hrsg.): *Managed Ecosystems and CO₂*. *Ecological Studies* 187, 139 – 156.
- Lynch, J.P., St. Clair, S.B. (2004): Mineral stress, the missing link in understanding how global climate change will affect plants in real world soils. *Field Crop Res.* 90, 101 – 115.
- Maixner, M. (2008): 4.8. Klimabedingte neue Risiken durch Schadorganismen im Weinbau. In: Lozán, J.L. Graßl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., Reise, K. (Hrsg.): *Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken – Gefahren für Pflanzen, Tiere & Menschen. Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 286 – 290.
- Maracchi, G., Sirotenko, O., Bindi, M. (2005): Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. *Climatic Change* 70 (1-2), 117 – 135.
- Marggraf, R., Stratmann, U. (2001): Ökonomische Aspekte der Biodiversitätsbewertung. In: Janich, P., Gutmann, M., Prieß, K. (Hrsg.) *Biodiversität: Wissenschaftliche Grundlagen und gesellschaftliche Relevanz*. Heidelberg, 357 – 415.
- Matzdorf, B., Reutter, M., Hübner C. (2010): Gutachten-Vorstudie Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland) Abschlussbericht. Institut für Sozioökonomie Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg.
- McFadden, D. (1973): Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior. In: Zarembka, P. (ed) *Frontiers in Econometrics*. New York, 105 – 142
- Menzel, A., Estrella, N., Fabian, P. (2001): Spatial and temporal variability of the phenological seasons in Germany from 1951 to 1996. *Global Change Biology* 7, 657 – 666.
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavskaja, O., Briede, A., Chmielewski, F.-M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, A., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatczak, K., Mage, F., Mestre, A., Nordli, O., Penuelas, J., Pirinen, P., Remisova, 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, 1 – 8.
- Meyerhoff J., Angeli, D., Hartje, V. (in Vorb.): Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – the case of Germany. *Environmental Science & Policy*.
- Michalski, S.G., Durka, W., Jentsch, A., Kreyling, J., Pompe, S., Willner, E., Beierkuhnlein, C. (2010): Evidence for genetic differentiation and divergent selection in an autotetraploid forage grass (*Arrhenatherum elatius*). *Theoretical and Applied Genetics* 120, 1151 – 1162.
- Möhring, C. (2009): Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Biodiversität in der Forschung. Weinheim, 52 S.
- Montoya, J.M., Raffaelli D. (2010): Climate change, biotic interactions and ecosystem services. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2013 – 2018.
- Morecroft, M.D., Paterson, J. S. (2006): 7. Effects of temperature and precipitation changes on plant communities. In: Morison, J.I.L., Morecroft, M.D. (Hrsg.) *Plant Growth and Climate Change*. Oxford, 146 – 164.
- Mourato, S., Atkinson, G., Collins, M., Gibbons, S., MacKerron, G., Resende, G. (2010): Economic Analysis of Cultural Services. UK NEA Economic Analysis Report. Accessed 12.07.2011 <http://uknea.unep-wcmc.org/LinkClick.aspx?fileticket=COKihFXhPpc%3D&tabid=82>.
- Mühlenhoff, J. (2010): Anbau von Energiepflanzen: Umweltauswirkungen, Nutzungskonkurrenzen und Potenziale. Agentur für erneuerbare Energien (Hrsg.). *Renews Special* Ausgabe 34/Juni 2010, 35 S.
- Münch, A., Rajmis, S., Barkmann, J., Freytag, A., Marggraf, R., Stratmann, U. (2010): Monetarisierung ökosystemarer Dienstleistungen. In: Hotes S. und Wolters, V. (Hrsg.) *Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann*. München 216 – 225.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Du Bois, D., Gaillard, G. (2005): Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. *Schriftenreihe der FAL* 58, 156 S.
- Niklaus, P.S. (2007): 2. Climate Change Effects on Biogeochemical Cycles, Nutrients, and Water Supply. In: Newton, P. C. D., Carran, R. A., Edwards, G. R. and Niklaus, P. A. (Hrsg.): *Agroecosystems in a Changing Climate*, CRC Press, Florida, 11 – 52.
- NKGCF (2005): Positionspapier für eine kohärente deutsche Forschungsstrategie zum Globalen Wandel. Nationalkomitee für Global Change Forschung. 20 S.
- NKGCF (2010): Biodiversität und Globaler Wandel: Aktuelle Herausforderungen in der interdisziplinären Biodiversitätsforschung. Nationalkomitee für Global Change Forschung. AG Biodiversität und Globaler Wandel. 32 S.
- Olesen, J.E., Bindi, M. (2002): Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *Eur. J. Agron.* 16, 239 – 262.
- Pampus, M. (2005): Einschätzungen zu möglichen und bereits nachweisbaren Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Biodiversität in Hessen. 151 S. Gutachten im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (Klimaschutz-Monitor). Zugriff 06/2006: <http://www.hlug.de/medien/luft/inklim/dokumente/endberichte/naturschutz.pdf>.
- Pearce D.W., Turner R.K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaf, London. 378 S.
- Pearce, D.W. (1993): *Economic Valuation and the Natural World*, Earthscan, London.
- Perrot-Maitre, D. (2006): The Vittel payments for ecosystem services. A “perfect” PES case? International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Pfiffner, L., Wyss, E. (2008): Biolandbau fördert die Biodiversität – Fakten und Hintergründe. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Schweiz.
- Phillip, H.J. (2005): Finanzielle Honorierung der landwirtschaftlichen Söllepflege im norddeutschen Jungmoränengebiet? Ergebnisse von Bürger- und Bauernumfragen in Brandenburg und Berlin. Tönning. 170 S.
- PIK Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V. (Hrsg.) (2005): *Ver-*
- bundvorhaben Klimawandel – Auswirkungen, Risiken, Anpassung (KLARA). Analyse spezifischer Verwundbarkeiten und Handlungsoptionen*. 200 S.
- Plankl, R., Weingarten, P., Nieberg, H., Zimmer, Y., Krug, J., Haxsen, G. (2010): Quantifizierung gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen der Landwirtschaft. *Agriculture and Forestry Research* 3, 173 – 192.
- Porter, J.R., Semenov, M.A. (2005): Crop responses to climatic variation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 360 (1463), 2021 – 2035.
- Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Dean, R., Marris, G., Brown, M., Jones, R., Settele, J. (2010a): Severe declines of managed honeybees in Central Europe. In: Settele, J., Penev, L., Georgiev, T., Grabbaum, R., Grobelnik, V., Hammen, V., Klotz, S., Kotarac, M., Kühn, I. (Hrsg.): *Atlas of Biodiversity Risk*. Sofia, Moscow: 184 – 185.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. (2010b): Global pollinator declines: drivers and impacts. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 345 – 353.
- Preger, A.C., Welp, G., Marquardt, U., Koleczek, B., Amelung, W. (2006): Humusgehalte in nordrhein-westfälischen Ackerböden, Aktueller Status und zeitliche Entwicklung. *Bonner Bodenkundl. Abh.* 45, 98 S.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Chytrý, M., Danihelka, J., Kühn, I., Pergl, J., Tichý, L., Biesmeijer, J.C., Ellis, W.N., Kunin, W.E., Settele, J. (2011): Successful invaders co-opt pollinators of native flora and accumulate insect pollinators with increasing residence time. *Ecological Monographs* 81, 277 – 293. (DOI: 10.1890/10-0630.1).
- Rajmis, S., Hirschfeld, J. (unveröffentlicht): Report on available measured preferences for ecosystem services of land use.
- Randall, A., Farmer, M.C. (1995): Benefits, Costs, and the Safe Minimum Standard of Conservation. In Bromley, D.W. (Hrsg.) *The Handbook of Environmental Economics*. Oxford, 26 – 49.
- Rasmussen, J., Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S., Kronvang, B. (2011):

- Local physical habitat quality cloud the effect of predicted pesticide runoff from agricultural land in Danish streams. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 943 – 950.
- Rath, D., Gädeken, D., Hesse, D., Schlichting, M. C. (1994): 14. Die Wirkung erhöhter Temperaturen auf die Nutztierhaltung. In: Klimaveränderung und Landbewirtschaftung Teil II. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 148, 341 – 375.
- Reddy, K.R., Hodges, H.F. (2000): Climate Change and Global Crop Productivity. Wallingford, UK, 472 S.
- Rosenzweig, C., Hillel, D. (1998): Effects on Weeds, Insects, and Diseases. In: Rosenzweig, C., Hillel, D. (Hrsg.): Climate Change and the Global Harvest. Potential Impacts of the Greenhouse Effect on Agriculture. Oxford, 101 – 122.
- Rounsevell, M.D.A., Evans, S.P., Bullock, P. (1999): Climate change and agricultural soils, impacts and adaptation. *Climatic Change* 43, 683 – 709.
- SAG (2007): Koordinierung der Klimawirkungsforschung im Geschäftsbereich des BMELV. Teil 2. Empfehlungen zur künftigen Forschung zu zentralen Fragen der Auswirkungen des Klimawandels und mögliche Maßnahmen zur Anpassung der Land- und Forstwirtschaft. Stand 15.05.2007, 43 S.
- Sage, R.F. (2005): Atmospheric CO₂, Environmental stress, and the evolution of C₄ photosynthesis. In: Ehleringer J.R., Cerling T.E., Aearg M.D. (Hrsg.): A History of Atmospheric CO₂ and its Effects on Plants, Animals, and Ecosystems. *Ecological Studies* 177. 185 – 213.
- Schägnler J.P. (2009): Kosteneffektiver Klimaschutz durch Moorschutz. Moorrenaturierung als Klimaschutzmaßnahme. *Ökologisches Wirtschaften* 1, 28 – 29.
- Schaller, M., Weigel, H.-J. (2007): Analyse des Sachstands zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die deutsche Landwirtschaft und Maßnahmen zur Anpassung. Landbauforschung Völknerode. Sonderheft 316, 250 S.
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W.W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E., Beßler, H., Bonkowski, M., Buchmann, N., Buscot, F., Clement, L.W., Ebeling, A., Engels, C., Halle, S., Kertscher, I., Klein, A.-M., Koller, R., König, S., Kowalski, E., Kummer, V., Kuu, A., Lange, M., Lauterbach, D., Middelhoff, C., Miguonova, V. D., Milcu, A., Müller, R., Pertsch, S., Petermann, J.S., Renker, C., Rottstock, T., Sabais, A., Scheu, S., Schumacher, J., Temperton, V., Tschardt, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468, 553 – 556.
- Scherm, H. (2004): Climate change: can we predict the impacts on plant pathology and pest management? *Can. J. Plant Pathol.* 26, 267 – 273.
- Schmitz, K., Schmitz, P.M., Wrönka, T. C. (2003): Bewertung von Landschaftsfunktionen mit Choice Experiments. *Agrarwirtschaft* 52, 379 – 389.
- Schmitz (2008): Die Bewertung von Multifunktionalität der Landschaft mit diskreten Choice Experimenten. Schriften zur internationalen Entwicklung- und Umweltforschung 20. Frankfurt 281 S.
- Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S., Kühn, I. (2008): Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89, 3472 – 3479.
- Schweiger, O., Biesmeijer, J.C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P.E., Klotz, S., Kühn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pyšek, P., Stout, J.C., Sykes, M.T., Tscheulin, T., Vilà, M., Walther, G.-R., Westphal, C., Winter, M., Zobel M., Settele, J. (2010): Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews* 85, 777 – 795.
- Schweiger, O., Harpke, A., Heikkinen, R., Hickler, T., Kühn, I., Pöyry, J., Settele, J. (2012) Increasing range mismatching of interacting species under global change is related to their ecological characteristics. *Global Ecology and Biogeography* 21 (1).
- Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., van Swaay, C., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Hanspach, J., Hickler, T., Kühn, E., van Halder, I., Veling, K., Vliegthart, A., Wynhoff, I., Schweiger, O. (2009) Corrigenda: Settele, J. et al. (2008) Climatic Risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk* 2, 33 – 72.
- Settele, J., Hammen, V., Klotz, S., Spangenberg, J.H., Kühn, I. (2007): Methoden zur Risikoabschätzung und Strategien zur Verringerung – den Biodiversitätsverlust stoppen. *Ökologisches Wirtschaften* 3/2007, 39 – 42.
- Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., van Swaay, C., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Hanspach, J., Hickler, T., Kühn, E., van Halder, I., Veling, K., Vliegthart, A., Wynhoff, I., Schweiger, O. (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk* 1, 1 – 710.
- Settele, J. (2010): Biodiversity and our future – new alliances for new policies? *Gaia* 19, 161.
- SMUL Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.) (2005): Klimawandel in Sachsen. Sachstand und Ausblick. Dresden, 111 S.
- Spangenberg, J.H., Carter, T.R., Fronzek, S., Jaeger, J., Jylhä, K., Kühn, I., Omann, I., Paul, A., Reginster, I., Rounsevell, M., Schweiger, O., Stocker, A., Sykes, M.T., Settele, J. (2012): Scenarios for investigating risks to biodiversity: The role of storylines, scenarios, policies and shocks in the ALARM project. *Global Ecology and Biogeography*.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzog, I., von Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91, 22 – 46.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. London, Washington D.C.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. and Williams, S.E. (2004): Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145 – 148.
- Train, K. (2003): Discrete Choice Methods with Simulation. Cambridge.
- Tschardt, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service

- management. *Ecology Letters* 2005 (8), 857 – 874.
- Tybiello, F.N., Soussana, J.F. Howden, S.M. (2007): Crop and pasture response to climate change. *PNAS* 104, 19686 – 19690.
- Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J., Wardle, D.A. (2008): Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11, 1351 – 1363.
- Wovinkel, K. (2005): Die Bedeutung von Mittelgebirgslandschaften für Erholung und Tourismus am Beispiel der Harzer Bergwiesen. *Göttinger Naturkundliche Schriften* 6, 179 – 202.
- Walter, J., Nagy, L., Hein, R., Rascher, U., Beierkuhnlein, C., Willner, E., Jentsch, A. (2011): Do plants remember drought? Hints towards a drought-memory in grasses. *Environmental and Experimental Botany* 71, 34 – 40.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O.H., Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389 – 395.
- 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., Jarosik, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V., 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 and Evolution* 24, 686 – 693.
- Wardle, D.A. (1999): Is “sampling effect” a problem for experiments investigating biodiversity-ecosystem function relationships? *Oikos* 87, 403 – 407.
- WBGU (1999): Sondergutachten Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Marburg.
- Wechsung, F., Gerstengarbe, F.-W., Lasch, P., Lüttger, A. (Hrsg.) (2008): Die Ertragsfähigkeit ostdeutscher Ackerflächen unter Klimawandel. PIK-Report 112, PIK, Potsdam, 94 S.
- Weigel, H.J., Pacholski, A., Waloszczyk, K., Fruhauf, C., Manderscheid, R., Anderson, T.H., Heinemeyer, O., Kleikamp, B., Helal, M., Burkart, S., Schrader, S., Sticht, C., Gieseemann, A. (2006): Effects of elevated atmospheric CO₂ concentrations on barley, sugar beet and wheat in a rotation: examples from the Braunschweig carbon project. *Landbauforschung Völkenrode* 56 (3-4), 101 – 115.
- Williams, A.N., Nearing, M., Habeck, M., Southworth, J., Pfeifer, R., Doring, O.C., Lowenberg-Deboer, J., Randolph, J.C. und Mazzocco, M.A. (2001): Global Climate Change, Implications of Extreme Events for Soil Conservation Strategies and Crop Production in the Midwestern United States. In: Scott, D.E., Mohtar, R.H., Steinhart, G.G. (Hrsg.), *Sustaining the Global Farm, Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting, 24. – 29. Mai 1999, Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 509 – 515.*
- Wronka, T.C. (2004): Ökonomische Umweltbewertung: vergleichende Analyse und neuere Erkenntnisse der kontingenten Bewertung am Beispiel der Artenvielfalt und Trinkwasserqualität. *Agrarökonomische Studien* 23. Kiel
- Yachi, S., Loreau, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *PNAS* 96, 1463 – 1468.
- Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W. (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme: Umweltbundesamt Climate Change – Reihe 08/05 (UFOPLAN 201 41 253). Dessau 203 S.