



**Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft  
des Landes Brandenburg**

Henning-von Tesckow-Straße 2 – 8  
14467 Potsdam  
Telefon: (03 31) 8 66-0  
Fax: (03 31) 8 66-83 68  
E-Mail: [poststelle@mil.brandenburg.de](mailto:poststelle@mil.brandenburg.de)  
Internet: [www.mil.brandenburg.de](http://www.mil.brandenburg.de)

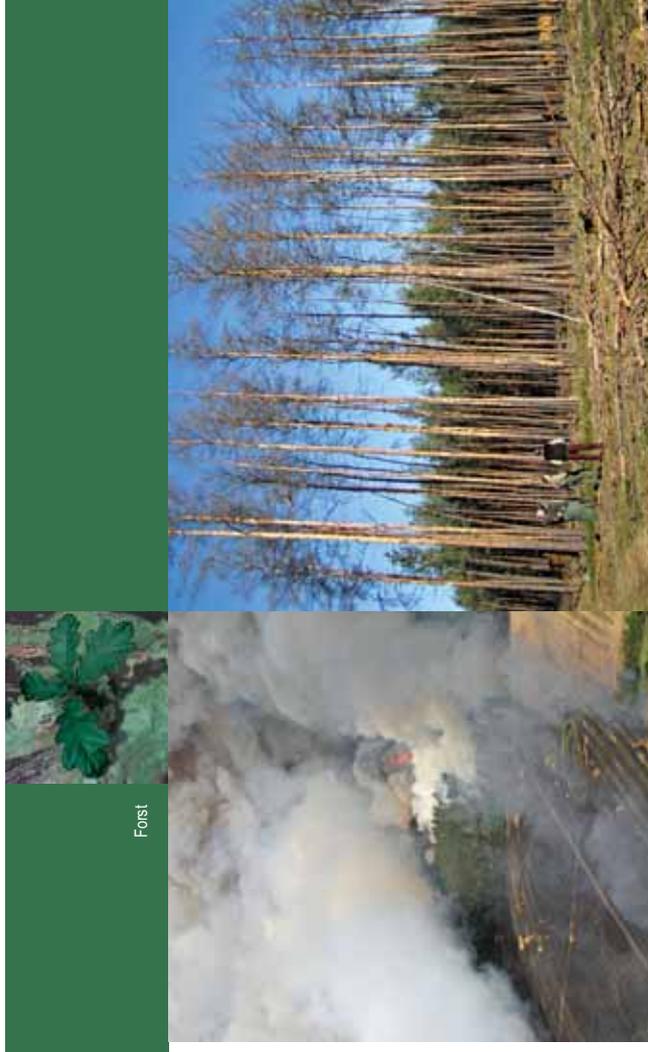
**Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)**

Alfred-Möller-Straße 1  
16225 Eberswalde  
Telefon: (033 34) 65-205  
Fax: (033 34) 65-206  
E-Mail: [lfe@lfe-e.brandenburg.de](mailto:lfe@lfe-e.brandenburg.de)  
Internet: [www.lfe.brandenburg.de](http://www.lfe.brandenburg.de)



EFs – Band 42

Forst



Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 42

**Wald im Klimawandel –  
Risiken und  
Anpassungsstrategien**



**Landeskompetenzzentrum  
Forst Eberswalde (LFE)**

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 42

**Wald im Klimawandel –  
Risiken und  
Anpassungsstrategien**



---

## Impressum

Herausgeber: Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg

**Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)**

Redaktion: Prof. Dr. Peter Spathelf, FHE  
Dr. habil. Ralf Kätzel, LFE

Herstellungsleitung: J. Engel, LFE

Gesamtherstellung: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH  
Karl-Liebknecht-Straße 24/25  
14476 Potsdam (OT Golm)

1. Auflage: 1.500 Exemplare

Fotos: Von den Autoren der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.

Eberswalde, im Dezember 2009

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg kostenlos abgegeben und ist nicht zum Verkauf bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags- und Kommunalwahlen. Missbräuchlich sind insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen von Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen und Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung Brandenburgs zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

---

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
00	Vorwort HUBERTUS KRAUT ..... 5
01	Die Risiken des Klimawandels für die künftige Waldbewirtschaftung – eine Einführung PETER SPATHELF, RALF KÄTZEL, PIERRE L. IBISCH ..... 7
02	Risikomanagement und Klimawandel MARC HANEWINKEL ..... 11
03	Klimawandel in Brandenburg – Risiken für Eichen-Kiefern-Mischbestände PETRA LASCH, MARTIN GUTSCH, FELICITAS SUCKOW ..... 14
04	Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme – eine Betrachtung zu baumartenspezifischen Risiken aus Sicht der Ökophysiologie RALF KÄTZEL ..... 22
05	Risiken durch Witterungsextreme für Kiefer und Eiche in Nordostdeutschland: Ansätze zur Schätzung des Gefährdungspotenzials JENS SCHRÖDER ..... 35
06	Biodiversitätserhaltung in Zeiten des (Klima-)Wandels: Risikomanagement als Grundlage eines systematischen, nichtwissenbasierten Naturschutzes PIERRE L. IBISCH, BRITTA KUNZE UND STEFAN KREFT ..... 44
07	Aktuelle Waldschutzprobleme und Risikomanagement in Brandenburgs Wäldern KATRIN MÖLLER ..... 63
08	Erfahrungen aus dem Sturm „Lothar“ – eine Inventurbasierte Analyse zur Abschätzung des Einzelbaum- und Bestandesrisikos durch Stürme MATTHIAS SCHMIDT, JÜRGEN BAYER, GERALD KÄNDLER, EDGAR KUBLIN, ULRICH KOHNLE ..... 73
09	Risikomanagement am Beispiel von Sturmschäden und Arealverschiebungen MARC HANEWINKEL ..... 86
10	Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften WINFRIED RIEK ..... 93
11	Der klimaplastische Wald im Nordostdeutschen Tiefland – forstliche Anpassungsstrategie an einen zu erwartenden Klimawandel MARTIN JENSSEN ..... 101
12	Integration natürlicher Störungen in den Waldbau – ein Schlüssel für die Schaffung resilienter Waldökosysteme? PETER SPATHELF, ANDREAS BOLTE ..... 118
13	Risikomanagement in der Versicherungsbranche – Windwurfversicherungen in Schweden und Vorschläge für einen qualitativen Risikoindex LARS SCHMIDT ..... 126
14	Praktische Erfahrungen der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit mit Climate Proofing in der Entwicklungszusammenarbeit MICHAEL SCHOLZE, JAN PETER SCHEMMELE, ALEXANDER FRÖDE ..... 133
15	Glossar ..... 137
16	Autorenverzeichnis ..... 142



# Vorwort

Der Wald ist als größtes natürliches terrestrisches Ökosystem der nördlichen Hemisphäre zunehmend vom Klimawandel betroffen. Auf Grund der unmittelbaren Abhängigkeit der Waldentwicklung von den Klimafaktoren und der langen Produktionszeiträume nimmt der Wald eine Sonderstellung ein, die bisher in dem gesellschaftlichen Diskurs zu den Folgen des Klimawandels nur eine untergeordnete Rolle spielt. Um so mehr ist die Forstwissenschaft aufgefordert, die für den Wald und seine Bewirtschaftung relevanten Risikofaktoren, ihre Wechselwirkungen und Folgeereaktionen zu identifizieren, Eintrittswahrscheinlichkeiten abzuschätzen und den potenziell zu erwartenden Schadensumfang zu prognostizieren. Darauf aufbauend müssen Grundlagen für ein wirksames Risikomanagement entwickelt werden, die auf die Risikoprävention, die Risikobewältigung, die Begrenzung der Schadensauswirkungen sowie auf den Umgang mit Unsicherheiten ausgerichtet sind.

Die vorliegende Schrift reflektiert mit 14 Fachbeiträgen aus den unterschiedlichen Disziplinen der Waldforschung den aktuellen Wissensstand zu waldbezogenen Risikofaktoren, den Ursache-Wirkungs-Beziehungen und ersten Ansätzen zum Risikomanagement. Die Beiträge sind – in den meisten Fällen – die schriftlichen Fassungen von Vorträgen eines gemeinsamen Kolloquiums der Fachhochschule Eberswalde, des Johann Heinrich von Thünen-Instituts Eberswalde und des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde, welches im Wintersemester 2008/09 an der Fachhochschule Eberswalde stattfand.

Um die unvermeidbaren Folgen des Klimawandels zu beherrschen und langfristig desaströse Schäden in der Forst- und Holzwirtschaft zu vermeiden, ist eine umfassende Vorsorge unabdingbar, die von Wissenschaftlern, forstlicher Praxis, Waldeigentümern, Politik und allen am Wald interessierten Bürgern gemeinsam getragen werden muss. Möge die Schrift hierzu einen Beitrag leisten.

*Hubertus Kraut*

Leiter des Landesbetriebes Forst Brandenburg



# Die Risiken des Klimawandels für die künftige Waldbewirtschaftung – eine Einführung

PETER SPATHELF, RALF KÄTZEL UND PIERRE L. IBISCH

„Rettet den Wald“ – unter diesem Titel brachte der Publizist Horst Stern gemeinsam mit Forstwissenschaftlern im Jahre 1979 ein vielbeachtetes und für die Folgejahre programmatisches Buch heraus. Die Autoren widmeten sich vor nunmehr 30 Jahren den von Menschenhand verursachten Risiken für den Wald. In den darauf folgenden 1980er Jahren setzte ein regional differenziertes, aber in seinen Ausmaßen bisher nicht beobachtetes, großflächiges Waldsterben ein. Da sich die Schadsymptome von den bisher bekannten Baum- und Waldschäden unterschieden und die Ursachen dieser „Komplexkrankheit“ zunächst nicht bekannt waren, bezeichnete man sie als „Neuartige Waldschäden“. Begleitet von weit über einhundert Thesen zu den Ursache-Wirkung-Beziehungen begann eine bisher beispiellose interdisziplinäre Waldforschung, in deren Ergebnis Luftschadstoffe (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, O<sub>3</sub>) als die wesentlichen Verursacher der Absterbeerscheinungen identifiziert wurden. Auf dieser Grundlage wurden auf umwelt- und wirtschaftspolitischer Ebene Entscheidungsprozesse, wie Bundesimmissionschutzverordnung, abgasarme Treibstoffe und Technologien, Rauchgasentschwefelung, Novellierung von Waldgesetzen u. a. initiiert, die insgesamt zu einer deutlichen Minderung der Schäden führten. Heute sind z. B. in weiten Teilen Europas die Konzentrationen des besonders schädlichen Schwefeldioxids um über 90 % abgesenkt worden. Ein Erbe aus dieser Zeit ist ein sehr gutes Umweltmonitoring, das in jährlichen Waldschadensberichten dokumentiert wird.

Diese kurze Rückschau fordert zu mehreren Schlussfolgerungen heraus:

1. Wenn die Risiken von Umweltproblemen wissenschaftlich erkannt und von der Gesellschaft akzeptiert werden, kann ein erfolgreiches Risikomanagement gelingen.

2. In den zurück liegenden fast drei Jahrzehnten einer „schadstoffdominierten Waldschadensforschung“ fanden die sich im Hintergrund bereits vollziehenden Klimaänderungen kaum Beachtung.
3. Angesichts der globalen Raumdimension, der Langfristigkeit der Folgewirkungen und der Vielschichtigkeit der Wechselwirkungen sind die Risiken des Klimawandels nur begrenzt mit den Risiken der Luftschadstoffe vergleichbar und beherrschbar.

Daher ist der Umgang mit den facettenreichen Risiken des Klimawandels zu einer existenziellen Frage der Waldbewirtschaftung geworden. Dies gilt insbesondere für jene Regionen, die nach den aktuellen Klimaprognosen am stärksten von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen sein werden. Hierzu gehört nach den Ableitungen von regionalisierten Klimamodellen das Nordostdeutsche Tiefland. Anhand der Differenz zum gegenwärtigen Klima leiten ZEBISCH et al. (2005) Risikogebiete in drei Risikostufen für Deutschland ab, die die Grundlage für diese Einschätzung bilden (Tab. 1).

Selbst Szenarien, die von einer vergleichsweise geringen Erhöhung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre ausgehen (z. B. B1), lassen – regional differenziert – eine beschleunigte Veränderung von ökologisch relevanten Klimafaktoren sowie die Zunahme von extremwetterbedingten Stresswirkungen plausibel erscheinen (UBA 2008).

Dabei werden die Auswirkungen des Klimawandels das gesamte Spektrum der Waldfunktionen (Wirkungen des Waldes und Leistungen der Forstwirtschaft auf die Gesellschaft) betreffen. Diese Risiken für die Wälder sind vielfältig und reichen vom Vitalitätsverlust über verringertes Baumwachstum, höhere Anfälligkeit gegenüber biotischen Schaderregern, Auftreten neuer Schaderreger, zunehmende Holzschäden, mangelnde

Tab. 1: Einstufung von Klima-Risikogebieten (ZEBISCH et al. 2005)

Hoch	mäßig	Gering
<ul style="list-style-type: none"> <li>• NO-deutsches Tiefland</li> <li>• SO-deutsches Becken- und Hügelland</li> <li>• Oberrheingraben</li> <li>• Alpenvorland</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• W-deutsche Tieflandsbucht</li> <li>• Zentrale Mittelgebirge u. Harz</li> <li>• Erzgebirge, Thüringen u. Bayer. Wald</li> <li>• Links- u. rechtsrheinische Mittelgebirge</li> <li>• Alpen</li> <li>• Alp u. N-bayerisches Hügelland</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• NW-deutsches Tiefland</li> </ul>

Holzqualität bis zum Arten- und Waldverlust (BOLTE und IBISCH 2007).

Risiken können definiert werden als nicht direkt kontrollierbare Ereignisse, welche das Management eines Systems auf mehr oder weniger vorhersagbare Weise beeinflussen (SCHIERENBECK und LISTER 2002). Zu unterscheiden sind u. a. externe Risiken, welche außerhalb des betrachteten bzw. gesteuerten Systems generiert werden, und Systemrisiken, welche sich ungewollt als emergente Eigenschaft im Rahmen des Funktionierens eines Systems einstellen (u. a. WILLKE 2002). Risiken können im Sinne eines zielorientierten Systemmanagements positiv oder negativ wirken (Chancen und Gefahren<sup>1</sup>), wobei die entsprechende Wertung selbstverständlich subjektiv aus einer bestimmten Perspektive erfolgt. So kann etwa ein für ein Unternehmen existierendes negatives Risiko bzgl. einer Industriean siedlung (z. B. in Folge einer Finanzkrise) vom Naturschützer als Chance gesehen werden. Im allgemeinen Sprachgebrauch hat der Risikobegriff allerdings grundsätzlich eine negative Assoziation. Auch im Risikomanagement erfolgt gewöhnlich eine Fokussierung auf negative, also potenziell schädigende Risiken (siehe unten).

<sup>1</sup> Vgl. opportunities/threats im Sinne der SWOT-Analyse.

Mathematisch kann Risiko als Funktion der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Ausmaßes eines Ereignisses ermittelt werden. Je größer das Wirkungsausmaß und je höher die Eintrittswahrscheinlichkeit ist, desto bedeutsamer ist das resultierende Risiko (siehe Abb. 1).

Um die vielfältigen Funktionen des Waldes dauerhaft zu sichern, sind gemeinsame Anstrengungen von Waldeigentümern, Staat, Politik und Gesellschaft zur *Risikobewältigung* und zur *Begrenzung der Auswirkungen* des Klimawandels notwendig (SPATHELF et al. 2008). Ein effizientes *Klimawandel-Risikomanagement* erfordert, die *Anfälligkeit (Vulnerabilität)* von Waldökosystemen gegenüber Klimastressfaktoren zu bewerten, die sich aus der *Stärke der Einwirkung*, der *Sensitivität/ Stabilität/Elastizität* des Systems (der Objekte/Bäume/ Baumarten) und dessen *Anpassungsfähigkeit* ergibt. Da es sich zwingend um eine Systembewertung handeln muss, wird deutlich, dass die alleinige (monokausale) Bewertung der Anfälligkeit der einzelnen Baumarten gegenüber z. B. Temperaturextremen, Trockenstress, Sturmgefährdung noch kein reales Abbild der Gefährdung liefern kann. Weitere Faktoren wie z. B. die Baumartenzusammensetzung, Konkurrenz, Standortgerechtigkeit, Massenvermehrungen pflanzenfressender Insekten sowie Wilddruck bestimmen die Rahmenbedingungen und damit die *Resilienz* des Systems.

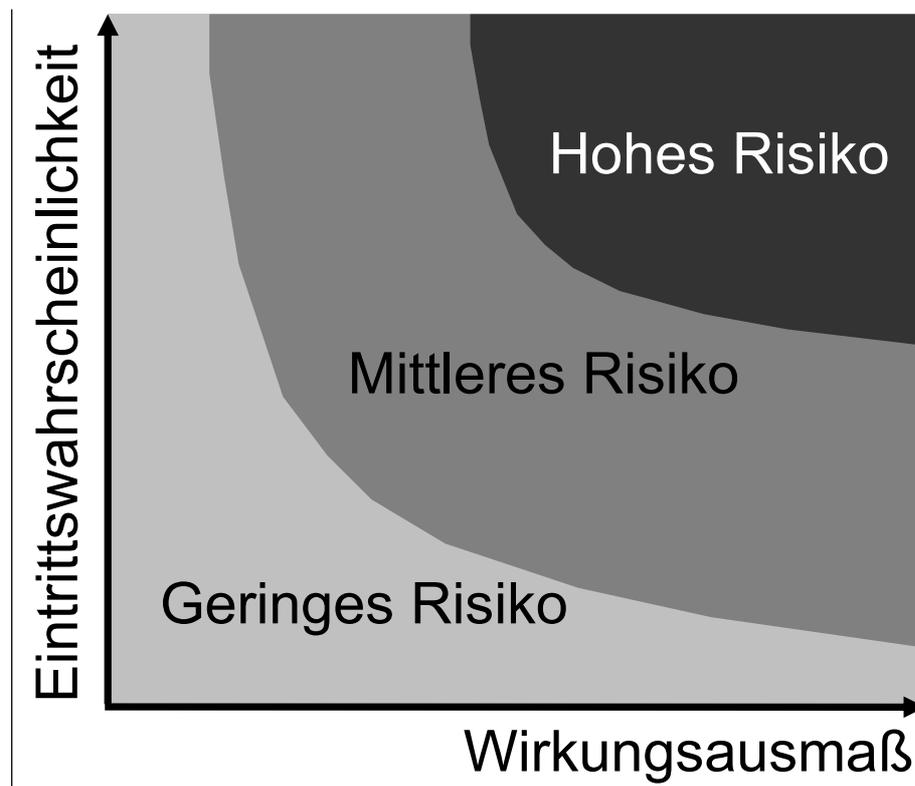


Abb. 1: Einfache Risikomatrix, wobei die Höhe des Risikos aus der Eintrittswahrscheinlichkeit und dem Ausmaß eines Ereignisses ermittelt wird (nach GASSMANN et al. 2001, verändert)

*Risikomanagement* im Bereich des Klimawandels befasst sich mit der Wahrscheinlichkeit und den Konsequenzen von Klimavariabilität und Extremwetterereignissen und versucht die daraus gewonnenen Erkenntnisse in den Planungs- und Entscheidungsprozess einzubinden. Es soll zur nachhaltigen Entwicklung (einer Region, eines Sektors, eines Projekts oder einer Organisation) beitragen, indem die erarbeiteten Handlungsoptionen

- die mit Klimarisiken verbundene Vulnerabilität minimieren,
- die Anpassungskapazität betroffener Systeme und Akteure stärken und
- die Minderungspotenziale (in Bezug auf die Freisetzung von Treibhausgasemissionen) von laufenden und geplanten Aktivitäten bedenken und maximieren (BURTON und VAN AALST 2004; IRI 2007).

Risikomanagement bedarf zunächst der Mehrung von Wissen um Risikofaktoren und -wirkungen – dennoch ist *Risikobeschreibung* nicht Risikomanagement (HUMMEL et al. 2009). Risikomanagement bietet ebenso keine Garantie dafür, dass Risiken nicht eintreten bzw. folgenlos bleiben. Die aktive und produktive Einbeziehung von Nichtwissen ist in den existierenden Risiko-managementkonzepten noch nicht ausreichend gelöst. Vor allem muss der Existenz unbekannter Systemrisiken eine noch größere Aufmerksamkeit zuteil werden. Dies wird nicht durch immer detailliertere Einzelteilmforschung bzw. -modellierung gelingen.

Die vorliegende Schrift widmet sich mit 14 Fachbeiträgen dem Themenkomplex der waldbewirtschaftlichen Risikofaktoren, der Risikowirkungen und dem Risikomanagement an Einzelbeispielen. Dabei galt es sowohl aktuelle Aspekte des Klimawandel-Risikomanagements zu erörtern als auch konkreten Handlungsbedarf und Wissenslücken zum Thema aufzuzeigen.

Die Beiträge in der vorliegenden Schrift werden eingeleitet durch eine konzeptionelle und terminologische Einführung in das Thema „Wald und Klimawandel“ durch MARC HANEWINKEL von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Freiburg). HANEWINKEL geht insbesondere auf die Komponenten des Risikomanagement-Prozesses wie Risikoanalyse, Risikohandhabung und Kontrolle ein.

In ihrem Beitrag zu „Klimawandel in Brandenburg – Risiken für Eichen-Kiefern-Mischbestände“ berichtet PETRA LASCH vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung von konkreten Simulationsergebnissen zum Wachstum von Kiefern-Buchen-Mischbeständen in Brandenburg mit Hilfe des prozessorientierten Simulators FORSEE (4C). Im Mittelpunkt der Untersuchungen steht die Frage nach möglichen Veränderungen von Produktivität, Kohlenstoffspeicherung und Wasserhaushalt bei verschiedenen Klima- und Behandlungsszenarien.

Im darauf folgenden Beitrag erläutert RALF KÄTZEL (Leiter des Fachbereiches Waldentwicklung/Monitoring am

Landeskompetenzzentrum Forst des Landesbetriebes Forst Brandenburg in Eberswalde) die physiologisch-genetischen Potenziale und Grenzen der Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit von Bäumen und Baumpopulationen unter der Wirkung von Klimaextremen.

Daran anknüpfend zeigt JENS SCHRÖDER (ebenfalls LFE) anhand dendroökologischer Untersuchungen, wie sich der Klimawandel bereits jetzt in Kiefern und Eichen dokumentiert. Er stützt sich dabei auf Daten, die im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundprojekts „Oak-Chain“ erhoben wurden. Für die künftige Baumartenwahl wurde der Frage nachgegangen, ob und inwieweit die Baumarten Eiche und Kiefer „sensitiver“ auf veränderte Klimaparameter reagieren.

Die Autoren PIERRE L. IBISCH, STEFAN KREFT sowie BRITTA KUNZE von der Fachhochschule Eberswalde (FHE) beschreiben ein innovatives Konzept des präventiven (Klimawandel-) Risikomanagements im Naturschutz. Es wird insbesondere darauf eingegangen, wie Nichtwissen und unbekanntes Systemrisiko in die existierenden Risikomanagement-Konzepte einbezogen werden können.

KATRIN MÖLLER, Leiterin der Hauptstelle für Waldschutz des LFE, widmet sich den Waldschutzaspekten des Klimawandels in Brandenburg. Dabei behandelt sie u. a. die durch den Klimawandel zu befürchtende Zunahme von Schäden durch Wärme liebende Schadorganismen sowie den künftigen Anforderungen an die Überwachung und Bekämpfung in einem modernen *pest management*.

In einem zweiten Beitrag erläutert MARC HANEWINKEL die Modellierung von Sturmschadensereignissen sowie klimabedingten Arealverschiebungen der Baumarten. Es wird jeweils zunächst auf die Vor- und Nachteile bisheriger Modellansätze eingegangen. Im Anschluss daran erläutert der Autor ein statistisches Modell, das die Wahrscheinlichkeit von Einzelbäumen, durch einen starken Wintersturm geschädigt zu werden, abschätzt sowie ein Modell, welches die zukünftige Verteilung der Fichte für zwei Klimaszenarien (B1 und A2) modelliert und anschließend ökonomisch bewertet.

MATTHIAS SCHMIDT von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen stellt auf Grundlage der durch den Wintersturm „Lothar“ verursachten Sturmschäden ein statistisches Modell zur Prognose des Sturmschadensrisikos auf Einzelbaumbene vor. Geprüft werden zum einen die baumartenspezifische Sturmgefährdung sowie Einflüsse wie h/d-Wert oder Geländeexponiertheit. Darüber hinaus stellt die vorgelegte Untersuchung einen wichtigen Beitrag zur Erstellung von Risikopotenzialkarten und anderer Entscheidungshilfen zur Abschätzung der Sturmschadensgefahr in der forstlichen Praxis dar.

Da der Klimawandel auch weiterhin von Stoffeinträgen begleitet wird, behandelt WINFRIED RIEK (Fachgebiet Bodenkunde, Waldernährung und Standortslehre, FHE

sowie Fachteam Bodenkunde des LFE) die Belastung der Böden Brandenburgs durch erhöhte Nitratverlagerung bzw. Stickstoffsättigung auf Grundlage des Datenmaterials der aktuellen Bodenzustandserhebung (BZE-2).

MARTIN JENSSEN vom Waldkunde-Institut in Eberswalde beschreibt das Leitbild des klimaplastischen Waldes der Zukunft in Nordostdeutschland. Dieses wird maßgeblich durch die Vielfalt der Baumarten, ihrer interspezifischen Konkurrenz und Strukturvielfalt innerhalb der natürlichen Waldentwicklungsphasen bestimmt. Auf dieser Grundlage werden mögliche Waldentwicklungsszenarien bis 2100 vorgestellt.

In einem waldbaulichen Beitrag gehen PETER SPATHELF (FHE) und ANDREAS BOLTE (Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Waldökologie und Waldinventuren in Eberswalde) auf die Integration von natürlichen Störungsereignissen in den Waldbau ein. Es wird der Frage nachgegangen, ob so stabile und klimaplastische Wälder für die Zukunft aufgebaut werden können.

LARS SCHMIDT vom Deutschen Institut für Entwicklungspolitik (Bonn) analysiert in seinem Beitrag das Risikomanagement schwedischer Waldversicherer und erarbeitet einen qualitativen Risikoindex für Windwurf in Schweden.

Abschließend referieren MICHAEL SCHOLZE, JAN PETER SCHEMMEL und ALEXANDER FRÖDE von der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) über praktische Erfahrungen der GTZ mit *Climate Proofing* in der Entwicklungszusammenarbeit. Hierzu erörtern sie die Frage, inwieweit Entwicklungsprojekte auch in Zeiten des Klimawandels zweckmäßig durchgeführt werden. Beispielhaft wird der gemeinsam mit dem PIK entwickelte „*Climate Check*“ vorgestellt.

Ein Glossar erläutert am Ende der Schrift eine Vielzahl von Begriffen, die in der Klimawirkungsforschung Einzug gehalten haben.

Alle Beiträge zeigen, dass die Forschung im Bereich des Klimawandel-Risikomanagements für die Waldbewirtschaftung noch weitgehend am Beginn steht. Die Autoren sind sich daher bewusst, dass das Risikomanagement und die Anpassung der Wälder an den Umweltwandel mit Unsicherheiten verbunden sind. Entscheidungen müssen auch dann getroffen werden, wenn ihre Folgen nicht gänzlich absehbar sind. Letztlich sind alle Maßnahmen in Forschung, Monitoring und forstlicher Praxis darauf auszurichten, mit den unvermeidbaren Folgen des Klimawandels zurechtzukommen und vor allem desaströse Schäden in der Forst- und Holzwirtschaft zu vermeiden.

## Literatur

- BOLTE, A.; IBISCH, P. L. (2007): Neun Thesen zu Klimawandel, Waldbau und Waldnaturschutz. *AFZ-DerWald*, 62: 572-576.
- BURTON, I.; VAN AALST, M. (2004): Look before You Leap. A risk management approach for incorporating climate change adaptation into World Bank operations. International Bank for Reconstruction and Development/ The Worldbank Group. Washington, DC.
- GASSMANN, O.; KOBE, C.; VOIT, E. (2001): High-Risk-Projekte. Quantensprünge in der Entwicklung erfolgreich managen. Springer, Berlin Heidelberg.
- HUMMEL, S.; DONOVAN, G. H.; SPIES, T. A.; HEMSTROM, M. A. (2009): Conserving biodiversity using risk management: hoax or hope? *Front. Ecol. Environ.*, 7: 103-109.
- IRI (International Research Institute for Climate and Society) (2007): Integrated climate risk management: a concept. UNDP. <http://www.managingclimaterisk.org>
- SCHIERENBECK, H.; LISTER, M. (2002): Risikomanagement im Rahmen der wertorientierten Unternehmenssteuerung. In: R. HÖLSCHER und R. ELFGEN (Hrsg.) (2002): Herausforderung Risikomanagement. Identifikation, Bewertung und Steuerung industrieller Risiken. Wiesbaden:181-203.
- SPATHELF, P.; BILKE, G.; BOLTE, A.; FOOS, E.; HÖPPNER, K.; IBISCH, P. L.; KÄTZEL, R.; LUTHARDT, M. E.; NUSKO, N.; STEINHARDT, U. (2008): Herausforderung Klimawandel – Waldmanagement im Klimastress. *AFZ-DerWald* 23: 1254-1255.
- UBA (2008): Deutschland im Klimawandel. Anpassung ist notwendig. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3468.pdf>.
- WILLKE, H. (2002): Dystopia. Studien zur Krisis des Wissens in der modernen Gesellschaft. Suhrkamp, Frankfurt (a. M).
- ZEBISCH, M.; GROTHMANN, T.; SCHRÖTER, D.; HASSE, C.; FRITSCH, U.; CRAMER, W. (2005): Klimawandel in Deutschland – Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. UBA-Forschungsbericht (UFOPLAN 201 41 253 Aufgabengebiet Klimaschutz).

# Risikomanagement und Klimawandel

MARC HANEWINKEL

## Einleitung

Der zu erwartende Klimawandel zeigt bereits jetzt Auswirkungen auf die Wälder in Deutschland, die eine völlige Neubewertung des Risikos, dem die Forstwirtschaft ausgesetzt sein wird, nahe legen. Eine Bund-Länder-Expertenrunde der forstlichen Forschungseinrichtungen hat im Auftrag der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Forst zu gemeinsamen und abweichenden Einschätzungen der Bundesländer zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel auf der Basis eines abgestimmten Fragebogens bei den Versuchsanstalten berichtet (BOLTE et al. 2009). Die Ergebnisse dieser Umfrage zeigen, dass dem Klimawandel und der Anpassung der Wälder von der weit überwiegenden Mehrheit der Befragten eine hohe bis sehr hohe Priorität eingeräumt wird. Die Klimafolgen werden einheitlich allgemein vorwiegend als negativ angesehen. Trockenheit/Hitze und Sturm werden als die hauptsächlichen abiotischen Gefahren genannt. Sturmereignissen wird eine höhere Priorität in den südlichen Gebirgsländern eingeräumt, während viele norddeutsche und ostdeutsche Länder besonders Trockenheit und Hitzewellen fürchten. Zusätzlich erwartet man gefährliche Wirkungen u. a. der Faktorenkombinationen: Sturm – Trockenheit sowie Winterfeuchte – Sturm. Nach den Ergebnissen der Befragung wird durch den Klimawandel überwiegend eine Abnahme des Verjüngungserfolgs und der Produktivität von Wäldern erwartet, während sich Absterberaten und die Fruktifikationsintensität erhöhen sollen.

Hinsichtlich der Anfälligkeit von einzelnen Baumarten wird die Fichte als eine der klaren potenziellen „Verlierer“ des Klimawandels unter den Nadelbaumarten angesehen (KÖLLING 2007). Die Fichte hat sich an ihrer Wärme- und Trockenheitsgrenze regional als äußerst risikoreiche Wirtschaftsbaumart erwiesen und das Anbaurisiko und damit der Anteil gefährdeter Anbauregionen wird nach Einschätzung der Fachleute in den einzelnen Bundesländern für die Fichte selbst bei moderatem (< 2 °C) Temperaturanstieg deutlich zunehmen. Davon werden zukünftig auch bislang ertragreiche Anbaugelände betroffen sein (Anhang 2 in BOLTE et al. 2009).

Bei den Laubbaumarten werden Buche und Stieleiche als indifferent eingeschätzt, während andere Laubbaumarten wie Roteiche, Traubeneiche und Birke weniger anfällig sein sollen.

Diese Entwicklung zeigt, dass es notwendig ist, einen systematischen, auf den Klimawandel abgestimmten Risikomanagementprozess in der Forstwirtschaft in Deutschland in Gang zu setzen, um die zu erwartenden negativen Auswirkungen des sich verändernden Klimas zumindest abzumildern.

## Der Risikomanagementprozess

Der Risikomanagementprozess gliedert sich in die Schritte Risikoanalyse (bestehend aus Risikoidentifizierung und Risikobewertung), Risikohandhabung und Kontrolle des Risikomanagements (HOLTHAUSEN et al. 2004). Diese Einteilung ist in der Betriebswirtschafts- und Versicherungslehre recht verbreitet, teilweise mit abweichenden Begriffen.

## Risikoanalyse

Bei der Risikoidentifizierung geht es in erster Linie um eine vollständige Erfassung aller Risiken der betrachteten Wirtschaftseinheit, soweit sie über einer zu definierenden Fühlbarkeitsschwelle liegen. Weiter geht es für die einzelnen Risiken darum, herauszufinden, welche Risikofaktoren das Risiko hervorrufen, aber auch von welchen Einflussfaktoren diese abhängen und wie sich verschiedene Einflussfaktoren und Risikofaktoren gegenseitig beeinflussen. Es sind sowohl die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu betrachten als auch die Interdependenzen zwischen einzelnen Einflussfaktoren.

Ziel der Risikobewertung ist es, Größe und Bedeutung der einzelnen Risiken für den Betrieb zu bestimmen. Dazu ist es vor allem notwendig, die Risikofaktoren (besonders Eintrittswahrscheinlichkeit und potenzielles Schadensausmaß), deren Einflussfaktoren und die Interdependenzen zu quantifizieren. So wird nicht nur die aktuelle Situation berücksichtigt, sondern es werden auch mögliche zukünftige Entwicklungen erkannt.

## Risikohandhabung

Maßnahmen der Risikohandhabung lassen sich in ursachen- und wirkungsbezogene Maßnahmen unterteilen. Bei den ursachenbezogenen Maßnahmen geht es darum, das Auftreten eines Schadens vollständig zu verhindern, indem auf risikobehaftete Handlungen ver-

zichtet wird (Risikomeidung) oder über präventive Maßnahmen die Höhe des Risikos vor allem über eine Verminderung der Eintrittswahrscheinlichkeit herabzusetzen (Risikoprävention). Risikomeidung könnte in Bezug auf Waldeigentum die Einstellung der wirtschaftlichen Nutzung des Waldes bedeuten. Ein Beispiel für Risikoprävention ist die Erhöhung der Stabilität des Waldes über die Baumartenwahl oder entsprechende waldbauliche Maßnahmen. Die wirkungsbezogenen Maßnahmen zielen vor allem auf die Schadenshöhe ab. Es geht darum, die negativen betrieblichen Folgen derjenigen Auswirkungen eines Risikoereignisses zu verringern, die nicht vollständig verhindert werden können. Dies ist möglich über eine Risikoübertragung an Dritte, wie z. B. über eine Versicherung. Bei großen Naturereignissen greift häufig der Staat ein und gewährt den Geschädigten Unterstützung. Dies ist zur Risikoübertragung zu rechnen, auch wenn es eher eine Risikoübernahme seitens des Staates ist als eine aktive Risikoübertragung. Weiter ist eine Risikoselbstübernahme möglich, indem über die Bildung von betriebsinternen Rücklagen ein potenzieller Schaden abgesichert wird.

Bei der Risikominderung geht es darum, die potenzielle Schadenshöhe eines Risikoereignisses für den Betrieb zu verringern (während die Eintrittswahrscheinlichkeit gleich bleibt). Dies ist beispielsweise der Fall, wenn ein Betrieb sein Produktsortiment diversifiziert und damit die Risiken der Produktion eines einzelnen Gutes für den Gesamtbetrieb von geringerer Bedeutung sind. Zur Risikominderung kann auch die Bereitschaft gezählt werden, Bewältigungskosten nach einem Schadereignis soweit wie möglich zu senken, wenn die zukünftige Entwicklung dieser Investitionen großen Unsicherheiten unterworfen ist. Dazu würde in der Forstwirtschaft auch die Bereitschaft gehören, ggf. das Sturmholz, das nicht kostendeckend geräumt werden kann, liegen zu lassen und die Wiederbewaldung der Natur zu überlassen. Schließlich ist die Gestaltung der betrieblichen Flexibilität zu nennen. Ziel ist es dabei, Schäden für den Betrieb dadurch abzuwenden, dass Flexibilitätspotenziale erhalten bzw. erhöht werden, um nach Schadenseintritt flexibel auf die neue Situation reagieren zu können. Dies bedeutet eine Anpassung der riskanten Aktivität selbst oder eine entsprechende Gestaltung betrieblicher Einflussgrößen. So lassen sich vor allem indirekte Schäden verhindern oder zumindest mindern. Bei der Entscheidung über Maßnahmen zur Risikohandhabung sind zwei Problemfelder zu berücksichtigen:

Mit der Risikohandhabung sind oft Maßnahmen verbunden, die auch die Chancen einer Aktivität verringern. Wird z. B. aus Stabilitätsgründen auf die Begründung von Fichten-Reinbeständen zugunsten kostenintensiverer Mischbestände verzichtet, so fallen damit häufig auch die ohne Schadereignis zu erzielenden maximalen Gewinne aus dem Wald geringer aus. Dies kann ein Grund dafür sein, bestimmte Maßnahmen nicht zu ergreifen. Einzelne Maßnahmen können anderen Maßnahmen gegenüber neutral, komplementär, konkurrenzierend oder sogar antinomisch gegen-

überstehen. Wurde z. B. die Erfahrung gemacht, dass der Bund oder die Länder finanzielle Unterstützung bei der Bewältigung eines Schadereignisses gewähren, mindert dies das Interesse der Waldeigentümer an eigener Vorsorge (konkurrenzierende Maßnahmen). Die Entscheidung, welche Maßnahmen bei begrenzten Mitteln zu ergreifen sind, entweder Stabilität erhöhender Waldbau oder – wie im Falle von zu erwartenden Feuer- oder Sturmschäden – eine Versicherung, hängt von drei Aspekten ab, die je nach Entscheider und Maßnahmen variieren: a) von der Art des Nutzens, der vom Wald erlangt werden soll, b) vom Verhältnis der eingesetzten Mittel zur absoluten Reduktion des Risikos und c) vom maximalen Nutzenverlust, den der Entscheider gerade noch akzeptiert.

### Kontrolle

Den letzten Schritt stellt die Kontrolle dar. Zielabweichungen müssen möglichst früh identifiziert und analysiert werden, um die Risikohandhabung entsprechend anzupassen. Besonders bedeutend ist dieser Schritt für Risiken, die einer möglichen Änderung unterworfen sind, z. B. solche, die mit der anthropogen bedingten Klimaänderung zusammenhängen (DALE et al. 2001).

### Risikomanagement und Klimawandel

Vor dem Hintergrund sich ändernder Umweltbedingungen zeigt sich die Begrenztheit klassischer Ansätze des Risikomanagements: das forstliche Erfahrungswissen, das über Jahrhunderte die Basis der Risikohandhabung war und in Expertensystemen (ROTTMANN 1985, 1986) zusammengefasst wurde, versagt angesichts von Entwicklungen, die in der jüngeren Vergangenheit keine Entsprechungen finden. Vorhandene statistische Modelle, die Prognosen für verschiedene Schadfaktoren ermöglichen sollen, geben lediglich die Verhältnisse in der Vergangenheit wieder, in denen die zugrunde liegenden Daten erhoben wurden und sind insbesondere dann, wenn sie keine Extremereignisse abbilden und nur regional begrenzt erstellt wurden, unter den zu erwartenden Bedingungen kaum einsetzbar. Die derzeit eingesetzten mechanistischen Modelle (z. B. ForestGales (GARDINER et al. 2000) für Sturmschäden) bedürfen neuer, aufwändiger Parametrisierungen.

### Literatur

- BOLTE, A.; EISENHAEUER, D.; EHRHART, H. P.; GROB, J.; HANEWINKEL, M.; KÖLLING, C.; PROFFT, I.; ROHDE, M.; RÖHE, M.; AMERELLER, K. (2009): Klimawandel und Forstwirtschaft – Übereinstimmungen und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research eingereicht.
- DALE, V.; JOYCE, L.; McNULTY, S.; NEILSON, R.; AYRES, M.; FLANNIGAN, M.; HANSON, P.; IRLAND, L.; Lugo, A.;

PETERSON, C. J.; SIMBERLOFF, D.; SWANSON, F.; STOCKS, B.; WOTTON, M. (2001): Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience*, 51: 723-734.

GARDINER, B.; PELTOLA, H.; KELLOMÄKI, S. (2000): Comparison of two models for predicting the critical wind speeds required to damage coniferous trees. *Ecological Modelling*, 29: 1-23.

HOLTHAUSEN, N.; HANEWINKEL, M.; HOLECY, J. (2004): Risikomanagement in der Forstwirtschaft am Beispiel des Sturmrisikos. *Forstarchiv*, 75: 149-157.

KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen für 27 Baumarten. *Allg. Forst und Jagdzeitung*, 62: 1242-1245.

ROTTMANN, M. (1985): Schneebruchschäden in Nadelholzbeständen. J. D. Sauerländer's, Frankfurt (a. M.).

ROTTMANN, M. (1986): Wind- und Sturmschäden im Wald. J. D. Sauerländer's, Frankfurt (a. M.).

# Klimawandel in Brandenburg – Risiken für Eichen-Kiefern-Mischbestände

PETRA LASCH, MARTIN GUTSCH, FELICITAS SUCKOW

## Einleitung

Die Wälder Brandenburgs sind gegenwärtig noch von Kiefernreinbeständen dominiert. Sie erleben seit Jahrzehnten den weltweit beobachteten Klimawandel und werden diesem auch weiterhin ausgesetzt sein. Die damit verbundenen Folgen und Risiken beeinflussen den Erfolg des angestrebten ökologischen Waldumbaus und stehen im Fokus wissenschaftlicher und forstpraktischer Untersuchungen. Dabei gilt es insbesondere die Frage zu beantworten, wie die Wälder an zu erwartende klimatische Entwicklungen mit vorhersehbaren und nichtvorhersehbaren Risiken anzupassen sind (JENSSEN et al. 2007, WAGNER 2008). Im Folgenden greifen wir daher einen Aspekt dieser Frage auf und untersuchen, welche Risiken für Mischbestände von Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) und Traubeneichen (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) unter projiziertem Klimawandel in Brandenburg auftreten können. Zu diesem Zweck haben wir drei Eichen-Kiefern-Mischbestände ausgewählt, die im Rahmen des BMBF-Projekts Oak-Chain intensiv untersucht wurden. Sie unterscheiden sich in den vorherrschenden klimatischen Bedingungen und liegen in bzw. nahe Brandenburg (ELMER et al. 2009). Mit Hilfe des Waldwachstumsmodells 4C soll untersucht werden, wie sich die Produktivität und der Stoffhaushalt dieser Bestände unter sich ändernden Klimabedingungen entwickeln können.

## Rezenter Klimawandel

Wie in den meisten Regionen der Erde, hat sich in Deutschland in den letzten Jahrzehnten die Durchschnittstemperatur deutlich erhöht: seit 1901 um 0,9 K (DWD 2007). Diese Änderung ist stärker als der weltweite Trend, der bei einem Anstieg von 0,7 K seit 1850 liegt (IPCC 2007). Die Niederschlagsentwicklung ist im Zeitraum 1951 – 2003 räumlich hingegen wesentlich differenzierter, der Osten Deutschlands ist eher durch einen leichten Niederschlagsrückgang gekennzeichnet, im Westen und Süden jedoch hat der Niederschlag deutlich zugenommen (GERSTENGARBE 2009).

## Klimatische Einordnung Brandenburgs

Das Klima in Brandenburg ist im Vergleich zu den anderen Bundesländern recht trocken sowie im Nordwesten ozeanisch und im Südosten kontinental ge-

prägt mit relativ großen Temperaturschwankungen zwischen den Jahreszeiten. Diese betragen im Südosten im langjährigen Mittel zwischen wärmstem und kältestem Monat bis zu 19,3 K (RIEK und STÄHR 2004). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,7 °C mit einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssumme von 557 mm (DWD 2007). Den Niederschlägen stehen potenzielle Verdunstungsraten von durchschnittlich 600 mm pro Jahr gegenüber (WATTENBACH et al. 2005). Subtrahiert man diese vom Niederschlag, erhält man die klimatische Wasserbilanz (KWB). In den trockeneren Gebieten im Zentrum und im Osten Brandenburgs ist die klimatische Wasserbilanz negativ und kleiner als -60 mm, im feuchteren Norden und Süden positiv und größer als 10 mm (RIEK und STÄHR 2004).

## Beobachtete Trends für Temperatur und Niederschlag

In einer Studie zur klimatischen Entwicklung in Brandenburg (GERSTENGARBE et al. 2003) wurde für den Zeitraum 1951 – 2000 festgestellt, dass je nach Region die Jahresmittel der Lufttemperatur zwischen 7,8 und 9,5 °C schwanken. Das Jahresmittel der Lufttemperatur hat in diesem Zeitraum zwischen 0,7 und 1,5 K zugenommen, die größte Erwärmung trat im nördlichen Brandenburg auf (WECHSUNG et al. 2009). Der Jahresniederschlag variiert räumlich wenig und liegt in fast ganz Brandenburg zwischen 500 und 600 mm. Es gibt Regionen in Brandenburg mit leichtem Rückgang und leichter Zunahme des Jahresniederschlags, diese Trends sind aber nicht statistisch zu sichern. Betrachtet man dagegen die Jahreszeiten, so ist festzustellen, dass im Sommer ein Rückgang des Niederschlags zu verzeichnen ist, im Winter dagegen eine Zunahme (WECHSUNG et al. 2009).

## Zukünftiger Klimawandel in Brandenburg

### Globale Einordnung

Aussagen über zukünftige Klimaänderungen werden mit Hilfe von CO<sub>2</sub>-Emissionsszenarien (SRES-Szenarien) und globalen Zirkulationsmodellen (GCM) abgeleitet und in den regelmäßigen Berichten des IPCC (Intergovernmental Panel for Climate Change) global dargestellt (IPCC 2007). Demnach ist weltweit je nach Annahme für die CO<sub>2</sub>-Emissionen mit einem

Anstieg der globalen Oberflächentemperatur im Bereich von 1.1-6.4 K für 2090-2099 im Vergleich zu 1980 – 1999 zu rechnen (PACHAURI und REISINGER 2008).

Regionale Klimamodelle und Szenarien

Die auf globaler Ebene simulierten Ergebnisse der GCM können nicht für regionale Studien verwendet werden, da sie nur Aussagen für größere Regionen (z. B. ganz Deutschland oder größere Teilregionen) zulassen. Es gibt eine Reihe dynamischer und statistischer Verfahren, um regionale Klimaszenarien zu entwickeln. Diese Klimaszenarien, auch Klimaprojektionen genannt, beschreiben mögliche Klimaänderungen relativ kleinräumig in der Zukunft, sind jedoch keine Vorhersagen. Im Folgenden wurde auf Klimaszenarien des statistischen Modells STAR 2.0 (ORLOWSKY et al. 2008) zurückgegriffen.

Klimaprojektionen für Brandenburg

In den oben erwähnten Studien zu Brandenburg und Ostdeutschland wurden Klimaszenarien mittels STAR erstellt und analysiert. Ausgangspunkt dafür waren Simulationen mit dem GCM ECHAM5/OM für das SRES-Szenario A1B, wonach die CO<sub>2</sub>-Konzentration der Atmosphäre bis 2055 auf ca. 542 ppm steigt. Da die Temperaturänderung mit einer unsicheren Niederschlagsänderung verbunden ist, wurden je Fläche drei Realisierungen eines STAR-Szenarios ausgewählt. Diese entsprechen dem Temperaturtrend des GCM, unterscheiden sich aber in der Niederschlagsentwicklung. Danach können die Jahresmitteltemperaturen in Brandenburg gegen Ende des Szenarienzeitraums bis zu 2.4 K höher liegen als im Zeitraum 1951 – 2006. Die Niederschläge können gegen Ende des Szenarienzeitraums leicht abnehmen, die Verschiebung der Niederschlagsmuster (Abnahme der Sommerniederschläge und Zunahme der Winterniederschläge) wird sich weiter fortsetzen (WECHSUNG et al. 2009). Die für

unsere Untersuchungsflächen K1-K3 analysierten klimatischen Daten für 1957 – 2006 und 2007 – 2056 (Tab. 1) zeigen diese beschriebenen Trends. Der östlichste Standort K3 ist der wärmste und trockenste unter heutigem Klima und auch die Realisierungen des Klimaszenarios zeigen diese Eigenschaft. K2 ist der Standort mit den höchsten Niederschlägen für die Vergangenheit, und diese Eigenschaft bleibt unter den Klimaszenarien erhalten.

Risiken/ Wirkungen des Klimawandels in Brandenburg für Eichen-Kiefern-Mischbestände

Das Waldwachstumsmodell 4C

Zur Untersuchung der zu Beginn aufgeworfenen Fragen wird das Waldwachstumsmodell 4C (**FORESEE-FORESt Ecosystems in a changing Environment**) eingesetzt, das unter Szenarien der Klimaänderung und der Bewirtschaftung die Dynamik und das Wachstum von Waldbeständen abbildet (LASCH et al. 2005). Der Wald ist ein Ökosystem, das gegenüber seiner Umwelt offen ist in Bezug auf Stoff-, Energie- und Informationsflüsse, und damit in ständigem Austausch mit der Umwelt steht. Klima und Boden sind wichtige Faktoren, die die Waldentwicklung beeinflussen. Die Grundprozesse der Energiespeicherung (Photosynthese) und Energiefreisetzung (Atmung bzw. Respiration) werden durch Temperatur, Licht, Feuchtigkeit und Nährstoffversorgung gesteuert. Die Bindung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre durch die Photosynthese bestimmt die Zuwachsraten des Baumes, die durch die Wasser- und Nährstoffversorgung über den Boden limitiert werden. Der Bodenwasservorrat wird durch den Bestandesniederschlag, der nach Passieren der Vegetationsschicht den Boden erreicht, gespeist. Mit dem Wasser nimmt der Baum auch Nährstoffe aus dem Boden auf. Durch die Zersetzung der Streu werden mit den abgestorbenen Nadeln oder Blättern, Zweigen und Ästen sowie den abgestorbe-

Tabelle 1: Klimadaten und Szenariorealisationen: 50-jährige Temperaturjahresmittel (T) und Jahresniederschlagssummen (N) für den Zeitraum 1957 – 2006 (Basis) und 2007 – 2056 (SI, SII, SIII) für die Flächen K1, K2, K3

		Tw [°C]	Ts [°C]	T[°C]	Nw [mm]	Ns [mm]	N [mm]
K1	B	0.8	17.1	8.8	122.4	170	535.7
	SI	2.3	18.2	10.3	132.5	148.8	518.2
	SII	2.8	18.2	10.3	128.8	149.6	538.5
	SIII	2.7	18.2	10.3	131.5	154.3	554.9
K2	B	0.2	17.2	8.6	129.7	195	590.7
	SI	1.9	18.4	10.3	122.6	150.7	509.9
	SII	2.7	18.2	10.3	131.5	154.3	560.6
	SIII	2.4	18.5	10.3	144.1	181	611.8
K3	B	0.5	18	9.3	112.9	170.7	523.1
	SI	2.1	19.3	10.8	112.6	131.6	465.4
	SII	2.5	19.3	10.8	129.6	144.3	511.1
	SIII	2.5	19.3	10.8	122.7	143.4	507.8

T<sub>w</sub> – Mittelwert für Dezember, Januar, Februar  
 T<sub>s</sub> – Mittelwert für Juni, Juli, August  
 N<sub>w</sub> – Niederschlagssumme für Dezember, Januar, Februar  
 N<sub>s</sub> – Niederschlagssumme für Juni, Juli, August

nen Wurzeln wieder Nährstoffe dem Boden zugeführt. Dieser Kreislauf wird durch Einträge aus der Luft (Deposition) angereichert.

Die Abbildung dieser Prozesse im Waldwachstumsmodell 4C ermöglicht die Simulation der Entwicklung von Waldbeständen, die unterschiedlichem Klima und verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien ausgesetzt sind. Dabei geht das Modell für jeden Bestand und den dazu gehörigen Boden von einem definierten Anfangszustand aus und simuliert das Wachstum unter Berücksichtigung der Konkurrenz der Bäume um Licht, Wasser und Nährstoffe (Suckow et al. 2001; Lasch und Suckow 2007). Die dazu benötigten meteorologischen Größen (Lufttemperatur, Niederschlag, Luftfeuchte, Strahlung, Luftdruck, Windgeschwindigkeit) werden in Tagesauflösung bzw. die CO<sub>2</sub>-Konzentration in jährlicher Auflösung in das Modell eingelesen. Die Bewirtschaftung wird mit Hilfe einer jährlich aufgelösten Beschreibung der zu erfolgenden Maßnahmen (Durchforstung, Ernte, Pflanzung) für das Modell bereitgestellt.

Eichen-Kiefern-Mischbestände entlang eines Klimagradienten in Brandenburg

Zur Bearbeitung von vielfältigen Forschungsfragen im Projekt OakChain wurden im subkontinentalen Nordostdeutschen Tiefland unter anderem drei Eichen-Kiefern-Mischbestände (K1-K3) entlang eines geographischen „Klimagradienten“ von Sachsen-Anhalt (nahe der Grenze zu Brandenburg) bis Südbrandenburg ausgewählt (Tab. 2).

Ziel dieser Auswahl war die Untersuchung des Wachstums von Kiefer und Eiche unter verschiedenen Klimabedingungen. Mit der Darstellung der klimatischen Wasserbilanz in Abb. 1 ist der „Klimagradient“ räumlich abgebildet. Dabei fällt auf, dass sich K1 und K2 in Bezug auf die klimatische Wasserbilanz nicht sehr stark unterscheiden. Für einen deutlicheren „Klimagradienten“ hätte man einen Bestand noch weiter im Nordwesten Brandenburgs auswählen müssen, jedoch konnte dort kein geeigneter Eichen-Kiefern-Mischbestand gefunden werden.

Tabelle 2: Übersicht über die Versuchsfelder (Angaben beziehen sich auf den 31.03.2006)

Fläche	K1	K2	K3
Land	Sachsen-Anhalt	Brandenburg	Brandenburg
Revier	Kümmernitz	Rochau	Schernsdorf
Teilfläche	1672 a0	5149 b2	156 b3
Wuchsgebiet	Westprignitz-Altmark Altmoränenland	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	Mittelbrandenburger Talsand-, Moränenland
Bodentyp	podsolige Braunerde	podsolige Pseudogley-Braunerde	Pseudogley-Braunerde
Humusform	Rohhumus bis rohhumusartiger Moder	Rohhumusartiger Moder	Mullartiger Moder bis F-Mull
Baumart/ Alter	Kiefer 140 Eiche 54-220	Kiefer 177 Eiche 90-200	Kiefer 121 Eiche 125
Best.-grad	1,08	1,21	1,22

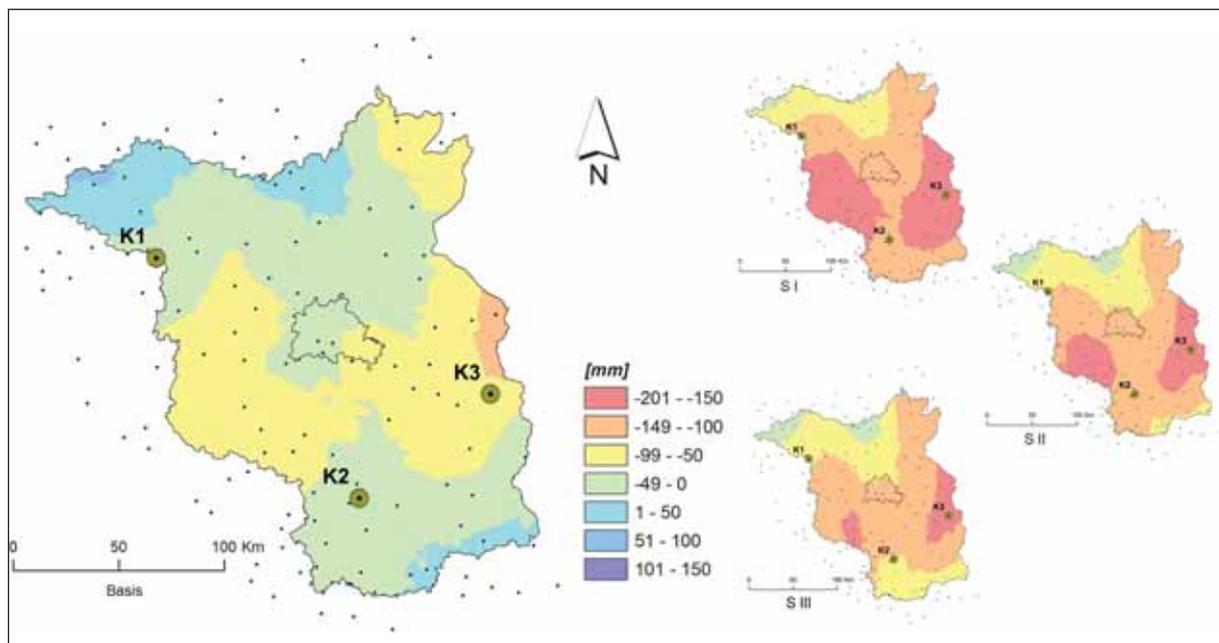


Abb. 1: Klimatische Wasserbilanz Brandenburgs interpoliert auf Basis von 122 Klimastationen (blaue Punkte) für das Basisszenario (Basis) 1961 – 1990 und drei Klimaszenariorealisierungen (S I, S II, S III) 2031 – 2060

Auf Grund der erwarteten höheren Temperaturen in der Zukunft nimmt die potenzielle Verdunstung zu, dies führt auch bei sich nicht ändernden Jahresniederschlägen zu niedrigeren klimatischen Wasserbilanzen. Die drei Klimaszenariorealisationen mit unterschiedlichen Niederschlagssummen verdeutlichen diese Entwicklung. Der trockenste Standort K3 ist bei allen drei Klimaszenariorealisationen durch eine negative klimatische Wasserbilanz zwischen -200 und -150 mm charakterisiert. Die Standorte K2 und K1 sind sich bezüglich der klimatischen Wasserbilanz sehr ähnlich und haben je nach Szenariorealisation negative KWB-Werte zwischen -100 und -50 mm oder zwischen -150 und -100 mm (Abb. 1).

### Analyse der Wirkungen von projizierten Klimaänderungen auf Waldfunktionen – Risiken und Potenziale

#### Simulationskonzept

Für die ausgewählten drei Mischbestände lagen detaillierte Bestandesinformationen und Bodenbeschreibungen von 2006 vor, so dass es möglich war, diese für die Anwendung mit dem Modell 4C aufzubereiten. Um die Wirkungen projizierter Klimaänderungen zu analysieren, wurden Modellsimulationen mit diesen Bestandes- und Bodendaten als Initialisierungen sowohl unter Klimaszenarien für 2007 – 2056 (SI-SIII) als auch unter Verwendung von gemessenen meteorologischen Daten für 1957 – 2006 (Basis) durchgeführt und verglichen. Dabei wurde für jede Fläche immer ein und dasselbe standortspezifische Bewirtschaftungsszenario angewendet. Da im Mittelpunkt der Analysen die Auswirkungen der Klimaänderung auf Eichen-Kiefer-Mischbestände standen und nicht die Analyse der Bewirtschaftungsstrategien, wurden in allen drei Beständen folgende Maßnahmen simuliert:

Am Anfang der Simulation wurden die Kiefern auf Grund des hohen Alters bis auf fünf im Bestand verbleibende Stämme entnommen (SCHRÖDER et al. 2009). Im Eichenoberbestand fand alle 10 Jahre eine Hochdurchforstung statt, so dass am Ende der Simulation zwischen 40 und 75 Alteichen pro Hektar vorhanden waren. Auf allen Flächen wurden Eichen mit 5000 Pflanzen pro Hektar entsprechend den waldbaulichen

Empfehlungen gepflanzt (MLUR 2004), wobei die Pflanzung auf K1 und K2 im ersten Jahr und auf K3 im 21. Jahr nach Start der Simulation erfolgte. Die spätere Pflanzung auf K3 erfolgte, da die Kiefer dort nur 20 % des Anfangsbestandes ausmachte und ihre Entnahme nicht wie in den beiden anderen Beständen den nötigen Wuchsraum bereitstellte. Das Ziel der Maßnahmen war es, einen zweischichtigen Eichenbestand mit einzelnen Altkiefern zu erzeugen.

Das Modell 4C erlaubt es, waldwachstumskundliche Größen (z. B. laufender Zuwachs, geerntetes Holz, Blattflächenindex, Nettoprimärproduktion), Größen zur Charakterisierung des Kohlenstoffhaushalts (z. B. Kohlenstoffspeicher im Boden und Bestand, jährliche Kohlenstoffakkumulation im Boden) und des Wasserhaushalts (z. B. jährliche Versickerung und Interzeption) zu analysieren. Es wurden Simulationen für jeweils 50 Jahre mit den oben genannten zugeordneten Klimaszenariorealisationen und Bewirtschaftungsszenarien für K1-K3 durchgeführt und die ausgewählten Größen für diesen Zeitraum gemittelt bzw. für den Zustand nach 50 Jahren zusammengestellt. Für das Basisszenario wurde mit einer konstanten CO<sub>2</sub>-Konzentration von 350 ppm gerechnet, für die Szenariorealisationen wurde mit einem Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration bis 2056 auf 542 ppm gerechnet.

#### Produktivität

Betrachtet man die Produktivität und das Wachstum der Mischbestände über den 50-jährigen Simulationszeitraum, so zeigen sich deutliche Trends. Unter der Klimaszenariorealisation SI, die für alle Standorte die trockenste Szenariorealisation ist (Tab. 1), sind die mittleren jährlichen Werte der NPP und der mittlere jährliche laufende Zuwachs des Gesamtbestandes immer geringer als für die beiden anderen Klimaszenariorealisationen (Tab. 3). Im Mittel der drei Klimaszenariorealisationen ist für K1-K3 sowohl die NPP als auch der laufende jährliche Zuwachs des Gesamtbestandes höher als unter dem Basisklima. Die relativen Änderungen dieser Größen gegenüber den Werten des Basiszeitraums zeigen, dass es nur für K2 und K3 und die trockenste Szenariorealisation SI Rückgänge gibt (Tab. 3). Auf Grund der Unsicherheit der Niederschlagsentwicklung für die nächsten 50 Jahre kann man davon ausgehen, dass vor allem die zuneh-

**Tabelle 3: Jahresmittel des laufenden Zuwachses (IZ) und der Nettoprimärproduktion (NPP) und die relativen Änderungen unter den Klimaszenariorealisationen unter SI-SIII gegenüber dem Basisszenario (rÄ) für die Bestände K1-K3**

	K1				K2				K3			
	B	SI	SII	SIII	B	SI	SII	SIII	B	SI	SII	SIII
NPP [t C/ha]	4.0	4.4	4.9	4.8	5.1	4.9	5.5	5.9	5.0	4.9	5.3	5.3
rÄ [%]		9.6	20.4	19.4		-3.4	7.1	14.9		-2.8	4.5	6.2
IZ Kiefer [m <sup>3</sup> /ha]	0.5	0.8	0.7	0.7	0.4	0.7	0.7	0.6	0.4	1.5	1.8	1.6
rÄ [%]		57.6	54.5	48.9		60.4	51.8	45.0		242.4	310.7	264.6
IZ Eiche [m <sup>3</sup> /ha]	5.0	5.1	5.9	6.0	7.7	6.8	7.8	8.7	6.1	5.3	5.8	6.2
rÄ [%]		3.5	18.9	21.4		-11.4	1.7	13.9		-13.5	-5.3	1.6
IZ gesamt [m <sup>3</sup> /ha]	5.5	5.9	6.7	6.8	8.1	7.5	8.5	9.4	6.6	6.8	7.6	7.8
rÄ [%]		8.3	22.0	23.9		-7.4	4.5	15.6		3.7	16.0	19.3

mende CO<sub>2</sub>-Konzentration und die längeren Vegetationsperioden, die hier nicht dargestellt wurden, eine steigende Produktivität verursachen können, wenn sie nicht durch stärkere Niederschlagsrückgänge gedämpft wird.

Die Simulation der drei betrachteten Bestände weist demzufolge keinen gravierenden Rückgang in der Produktivität bis 2056 auf. Zu ähnlichen Aussagen kommen zwei aktuelle Studien, die in diesen oder vergleichbaren Beständen stattfanden. Die dendrochronologischen Untersuchungen von SCHRÖDER et al. (2009) in diesen Beständen zeigten einen artspezifischen Zuwachsverlauf, wobei in den letzten Jahren die Sensitivität der Kiefer gegenüber Witterungseinflüssen bis auf das Niveau der Eiche zunahm. Es gab aber keine Hinweise für ein erhöhtes Risiko starker Zuwachseinbußen aufgrund sich ändernder klimatischer Bedingungen. In Bezug auf das Anpassungspotenzial der Kiefer in Brandenburg anhand physiologischer Untersuchungen, weisen KÄTZEL und LÖFFLER (2007) auf große Unterschiede hinsichtlich der standörtlichen und genetischen Rahmenbedingungen hin. Dabei wird die Anpassungsfähigkeit der Kiefer insbesondere im südlichen Brandenburg als hoch eingeschätzt.

Die relative geringere Änderung der Produktivität für die trockenere Szenariorealisation SI zeigt sich auch im Blattflächenindex (LAI). Insbesondere für K1 und K2 wird ein geringerer LAI nach 50 Jahren simuliert als unter dem Basisszenario. Für alle Flächen wird im Mittel der drei Szenariorealisationen SI-SIII ein leicht geringerer LAI berechnet als unter dem Basisszenario (Abb. 2). Für die Fläche K3 sind die LAI-Werte am Ende der Simulationsperiode unter den drei Szenariorealisationen sehr ähnlich, dies ist eine Folge der späteren Pflanzung der Eiche im Vergleich zu K1 und K2 und der Auswirkung der Klimarealisierungen auf die Bewirtschaftung.

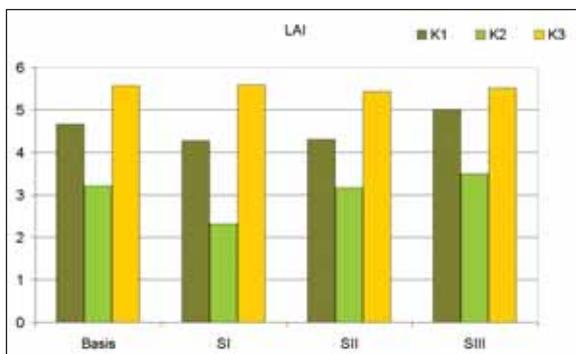


Abb. 2: Blattflächenindex (LAI, m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>) nach 50 Jahren für K1-K3 unter dem Szenario B (Basis) und den Szenariorealisationen SI-SIII

Kohlenstoffspeicherung

Zur Beurteilung des Kohlenstoffhaushaltes der Mischbestände unter den Klimaprojektionen wurden vier Komponenten des Kohlenstoffhaushaltes herangezogen: Boden, Totholz, oberirdische und unterirdische Biomasse und geerntetes Holz. In Abb. 3 werden die

Werte nach 50 Jahren Simulationszeit unter Bewirtschaftung dargestellt. Die geringsten Änderungen unter Klimaszenariorealisationen (verglichen mit dem Basisszenario für 1957 – 2006) zeigt der Bodenkohlenstoff. Für K1 und K2 liegen die Werte dafür unter den Klimaszenariorealisationen etwas höher, d. h. diese Klimaprojektionen begünstigen die Kohlenstoffakkumulation im Boden auf Grund vor allem von höheren Streueinträgen durch Blattfall. Hinzu kommt eine Verschiebung der Kohlenstoffverteilung innerhalb des Baumes. Je trockener ein Standort desto mehr Kohlenstoff wird für Aufbau und Erhaltung von Feinwurzelbiomasse verwendet (LYR und HOFFMANN 1992; GREGORY 2006). Dieser Effekt wird auch im Modell 4C simuliert und führt zu um 15 – 25 % höheren Wurzel-/Blatt-Verhältnissen je nach Klimaszenariorealisation in allen drei Beständen. Deshalb ist denkbar, dass auch das Verhältnis von oberirdischer zu unterirdischer Biomasse abnimmt.

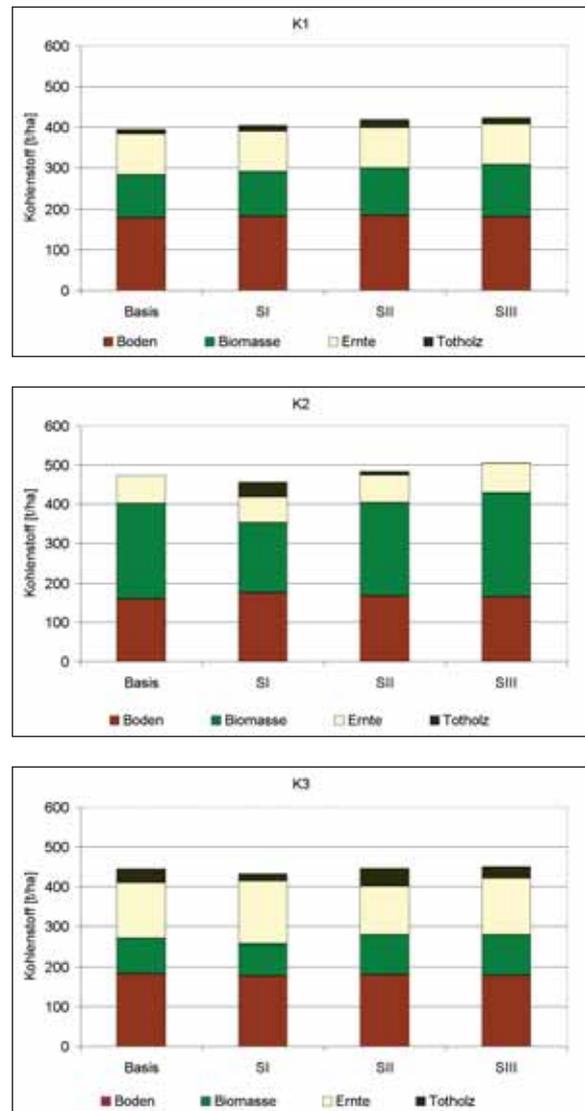


Abb. 3: Der gespeicherte Kohlenstoff im Boden, in der unter- und oberirdischen Biomasse, im geernteten Holz und im Totholz am Ende der 50-jährigen Simulationsperiode unter dem Basisklima (B) und drei Szenariorealisationen (SI-SIII) und Bewirtschaftung

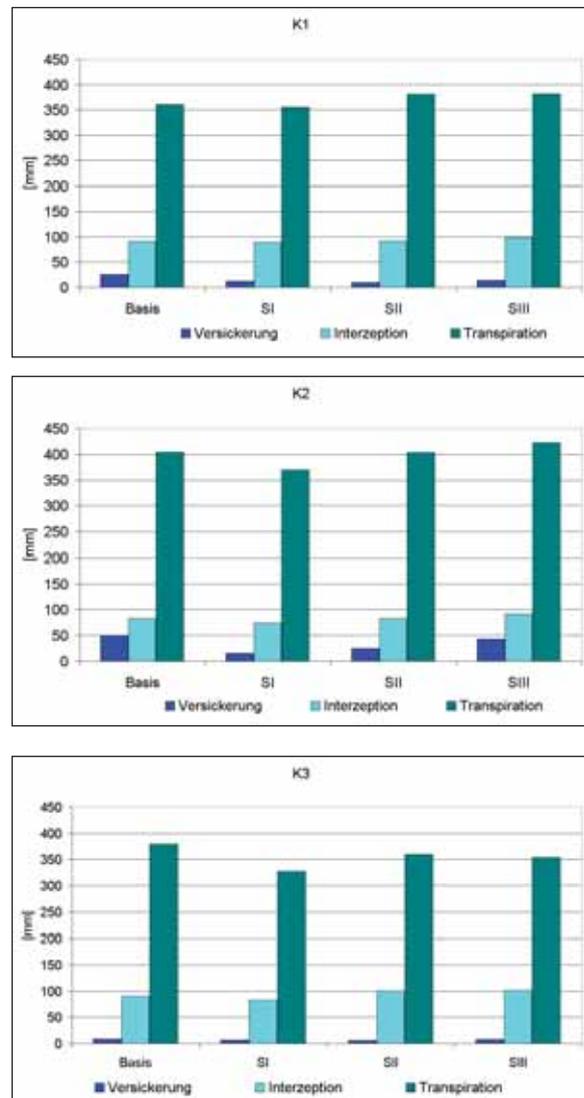
Die ober- und unterirdische Biomasse variiert stärker zwischen dem Basisszenario und den drei Szenariorealisationen. Es ist deutlich zu sehen, dass die trockene Szenariorealisation zu Rückgängen in der gesamten Biomasse führt, unter den mittleren und feuchten Realisierungen (SII, SIII) dagegen eher höhere Biomassen simuliert werden. Für alle drei Bestände wird unter der mittleren und feuchten Szenariorealisation eine höhere Kohlenstoffspeicherung in der Summe aller Komponenten berechnet. Diese Ergebnisse entsprechen den Feststellungen über die Produktivität der Bestände unter diesen Klimaszenariorealisationen (siehe Darlegungen zum Abschnitt „Produktivität“ dieser Schrift). Auch bezüglich der Kohlenstoffspeicherung gilt, dass die Änderungen im Rahmen dieser Szenariorealisationen eher zu höheren Kohlenstoffvorräten in den Komponenten führen, allerdings nicht, wenn ein Niederschlagsrückgang angenommen wird.

### Wasserhaushalt

Als Indikatoren für den Wasserhaushalt der drei Mischbestände werden die jährliche Versickerungsrate, die jährliche Interzeption (Niederschlag, der die Blätter benetzt und wieder verdunstet) und die jährliche Transpiration (Verdunstung von Wasser durch die oberirdischen Pflanzenorgane) betrachtet (Abb. 4). Für alle drei Bestände zeigt sich, dass die Versickerung unter jeder Realisierung des Klimaszenarios gegenüber der Versickerung unter dem Basisszenario zurückgeht. Dies ist vor allem bedingt durch geringere Niederschläge (siehe Tab. 1), höheren Verdunstungsbedarf auf Grund höherer Temperaturen und leicht höherer Interzeption, verursacht durch den höheren LAI im Fall der Szenarios SII und SIII. Für die Fläche K3 mit den trockensten Klimabedingungen ist die Versickerung besonders niedrig und die Interzeption am höchsten, was sich auch durch die leicht abweichende Bewirtschaftung (längerer Verbleib der alten Eichen im Bestand und spätere Verjüngung der Eiche) im Vergleich zu K1 und K2 erklären lässt. Die Versickerung ist für K2 immer am höchsten, dies ist auch die Fläche mit den höchsten Niederschlägen.

### Zusammenfassung

Die Analysen mit dem klimasensitiven Waldwachstumsmodell 4C erlauben es, die Auswirkungen von Klima-projektionen auf die Produktivität von Eichen-Kiefern-Mischbeständen zu untersuchen. Die Ergebnisse zeigen, dass an den betrachteten Standorten die zukünftige Produktivität dieser Bestände vor allem von der Entwicklung der Niederschlagsverhältnisse abhängt. Dies kann sich im ungünstigsten Fall eines Niederschlagsrückgangs vor allem im Sommer an dem trockensten Standort negativ auswirken. Die Bestände auf den beiden niederschlagsreicheren Standorten K1 und K2 können die projizierte Erwärmung mit einem Niederschlagsrückgang bis zu 77 % im (meteorologischen) Sommer zu ihrem Vorteil nutzen: Das Modell berechnet hier eine höhere NPP und höhere Zuwächse als unter dem Basisszenario. An allen Standorten



**Abb. 4:** Mittlere jährliche Versickerungsraten, Interzeption und Transpiration der Bestände, gemittelt über 50 Jahre für die Flächen K1-K3 unter Bewirtschaftung und Basisklimaszenario (B) und drei Szenariorealisationen (S1-SIII)

nehmen in allen Klimaszenariorealisationen im Sommer die Niederschläge ab, dies führt aber im Rahmen der betrachteten Szenarien bezüglich der Produktivität und auch der Kohlenstoffspeicherung nicht zu gravierenden Einbußen. Allerdings bezieht sich diese Aussage nur auf den direkten Einfluss der Klimabedingungen auf das Baumwachstum. Weitere Risikofaktoren, wie die Entwicklung von Krankheitserregern, Fraßinsekten sowie Extremereignisse (z. B. Sturmereignisse, Spätfröste) und deren Einfluss auf die Vitalität von Kiefer und Eiche (KÄTZEL et al. 2006; MÖLLER et al. 2007) werden im Modell und dieser Untersuchung nicht berücksichtigt. Sie stellen aber wichtige Einflussfaktoren dar, die in die Gesamtbewertung des Risikopotenzials von Kiefer und Eiche unter Klimawandel mit einbezogen werden müssen.

Stärker betroffen von den möglichen Klimaänderungen ist der Wasserhaushalt, die Versickerung kann hier über

alle Standorte und Szenariorealisationen betrachtet bis auf 30 % zurückgehen. Sie ist aber auch stark beeinflusst von der Bewirtschaftung, die die Dichte des Bestandes und damit die Blattfläche, die Interzeption und Transpiration bestimmt. Hier hat die Forstwirtschaft Möglichkeiten, negative Folgen des Klimawandels durch Anpassungsmaßnahmen zu kompensieren. Dazu gehören Bewirtschaftungsformen, die die Grundwasserspende der Bestände erhöht. Dies kann über eine Beeinflussung der Bestandesdichte und -struktur und die Durchforstungsstärke gesteuert werden.

### Literatur

- DWD (2007): Zahlen und Fakten zur DWD-Presskonferenz am 24.4.2007: Klimawandel im Detail – Zahlen und Fakten zum Klima in Deutschland. Berlin.
- ELMER, M.; GUTSCH, M.; BACHMANN, U.; BENS, O.; SUCKOW, F.; HÜTTL, F. (2009): Der Einfluss des Umbaus von Kiefern-Reinbeständen in Traubeneichen-Kiefern-Mischwäldern auf Standortqualität und Bestandesklima. *Forst und Holz*, 64 (3): 12-17.
- GERSTENGARBE, F.-W.; BADECK, F.-W.; HATTERMANN, F.; KRYSANOVA, V.; LAHMER, W.; LASCH, P.; STOCK, M.; SUCKOW, F.; WECHSUNG, F.; WERNER, P. C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven PIK-Report 83, Potsdam.
- GERSTENGARBE, F.-W. (2009): Aktuelle Klimaentwicklungen – global bis regional. Erneuerbare Energien, Verband der Elektrizitätswirtschaft e. V. (im Druck).
- GREGORY, P. (2006): *Plant Roots. Growth, activity and interaction with soils*. Oxford, Blackwell Publishing.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., Cambridge University Press.
- JENSSEN, M.; HOFMANN, G.; POMMER, U. (2007): Die natürlichen Vegetationspotenziale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. Beiträge zur Gehölkunde 2007. GANDERT, K.-D. pp 17-29.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2007): Langzeituntersuchungen zu physiologischen Anpassungsreaktionen der Kiefer auf Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Umweltkontrolle (Level-II). Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 133-144.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S.; HEYDECK, P.; KALLWEIT, R.; MÖLLER, K. (2006): Das „Eichensterben“ als Komplexkrankheit. Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXV: 94-97.
- LASCH, P.; BADECK, F.-W.; SUCKOW, F.; LINDNER, M.; MOHR, P. (2005): Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 59-74.
- LASCH, P.; SUCKOW, F. (2007): Reaktion von Kiefernbeständen unter Klimaänderungen – eine Analyse mit dem Waldwachstumsmodell 4C. Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. XXXII: 230-237.
- LYR, H.; HOFFMANN, G. (1992): *Wachstum und Umwelt. Physiologie und Ökologie der Gehölze*. H. LYR; H. J. FIEDLER und W. TRANQUILLINI. Jena, Gustav Fischer Verlag, pp 397-460.
- MLUR (2004): *Waldbau-Richtlinie 2004. „Grüner Orden“ der Landesforstverwaltung Brandenburg*. MLUR. Potsdam.
- MÖLLER, K.; WALTER, C.; ENGELMANN, A.; HIELSCHER, K. (2007): Die Gefährdung der Gemeinen Kiefer durch Insekten. Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 245-258.
- ORLOWSKY, B.; GERSTENGARBE, F.-W.; WERNER, P. C. (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology*, 92 (3-4): 209-223.
- PACHAURI, R. K.; REISINGER, A. und Kernautorteam (2008): *Klimaänderung 2007 Synthesebericht*. D. IPCC-Koordinierungsstelle. Stuttgart.
- RIEK, W.; F. STÄHR, F. (2004): Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung. Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XIX.
- SCHRÖDER, J.; LÖFFLER, S.; MICHEL, A.; KÄTZEL, R. (2009): Genetische Differenzierung, Zuwachsentwicklung und Witterungseinfluß in Mischbeständen von Traubeneiche und Kiefer. *Forst und Holz*, 64 (3): 18-24.
- SUCKOW, F.; BADECK, F.-W.; LASCH, P.; SCHABER, J. (2001): Nutzung von Level-II-Beobachtungen für Test und Anwendungen des Sukzessionsmodells FORESEE. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 35 (2): 84-87.

WAGNER, S. (2008): Klimawandel-Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. *AFZ-DerWald*, 63 (20): 1104-1107.

WATTENBACH, M.; HATTERMANN, F.; WENG, R.; WECHSUNG, F.; KRYSANOVA, V.; BADECK, F.-W. (2005): A simplified approach to implement forest eco-hydrological properties in regional hydrological modelling. *Ecological Modelling*, 187 (1): 40-59.

WECHSUNG, F.; GERSTENGARBE, F.-W.; LASCH, P.; LÜTTGER, A. Hrsg. (2009): Die Ertragsfähigkeit ostdeutscher Ackerflächen unter Klimawandel. *PIK-Report.112*, Potsdam.

# Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme – eine Betrachtung zu baumartenspezifischen Risiken aus Sicht der Ökophysiologie

RALF KÄTZEL

## Leben mit Risiko

Die heutigen Lebensformen sind Ergebnis und zugleich Ausgangspunkt eines immerwährenden evolutionären Prozesses, in dem Anpassung und Selektion eine Schlüsselrolle einnehmen. „Scharfrichter“ in diesem Prozess sind alle einwirkenden Umweltfaktoren – insbesondere, wenn sie einzeln bzw. in unzähligen Kombinationen der Wechselwirkung außergewöhnliche und damit extreme Intensitäten annehmen. Ob die Anpassung an sich ändernden Klimabedingungen gelingen kann, hängt auf der „Faktoreseite“ von der Richtung, der Geschwindigkeit und der Intensität (Witterungsextreme) der Klimaänderungen ab. Auf der „Organismenseite“ ist Anpassung an extreme Umweltbedingungen nur innerhalb art- und individualspezifischer physiologischer Grenzen möglich.

Mit der Änderung der Intensitäten steigt für das betroffene Individuum das Risiko des „Nichtangepasstseins“. Dieses Risiko bestand, besteht und wird weiterhin für jedes lebende Wesen der Erde bestehen. Leben ist folglich immer von Risiken begleitet. Andererseits ist gerade die über viele Millionen von Jahren währende Existenz unserer heutigen Gehölzgattungen ein herausragendes Beispiel für immer neue Anpassungskonzepte, mit denen es möglich wurde, auf den Ebenen der Populationen, Arten, Gattungen usw. die jeweiligen Risiken zu überstehen und mit häufig neuen Lebensstrategien zu beantworten. Dies war insbesondere für langlebige, ortsfeste Gehölze mit häufig langen Generationszeiten überlebenswichtig, da sie sich ungünstigen Lebensbedingungen nicht durch Flucht entziehen konnten. Andererseits soll nicht unerwähnt bleiben, dass nach der Berechnung von Paläontologen 99,99 % aller bisher existenten Arten und Gattungen zwischenzeitlich ausgestorben sind – mit steigender Tendenz (GEORGE 2000).

Diese Grundsätze der Biologie müssen wir voranstellen, wenn die Überlebensfähigkeit – und damit die An-

passungsfähigkeit von Bäumen – an zu erwartende künftige (Klima-)Risiken betrachtet werden soll. Die im Folgenden zu behandelnden Anpassungsreaktionen an Umweltänderungen haben meist physiologische Grundlagen auf zellulärer Ebene. Dies gilt insbesondere für die häufig latenten Einflüsse von Trockenheit, Temperaturzunahmen, Spätfrösten etc., für die einzelne Baumarten, Herkünfte, Individuen unterschiedliche Toleranzamplituden besitzen. Das häufige Zusammentreffen von Wassermangel, Hitze und hoher Strahlungsintensität führt zu einem physiologisch relevanten „Sommerstress“. Andererseits dürften physiologische Reaktionen bei Bränden, Orkanen, längerer Überflutung etc. kaum das Überleben sichern; wenn auch mit fortschreitendem Wissen über genetische, epigenetische und biochemische Reaktionsmuster eine Reihe von Szenarien vorstellbar sind, so dass bei fast allen Umweltfaktoren eine physiologische Gegenreaktion prognostiziert werden kann. Eine Übersicht zu physiologisch bzw. genetisch anpassungsrelevanten Witterungsfaktoren gibt Tab. 1.

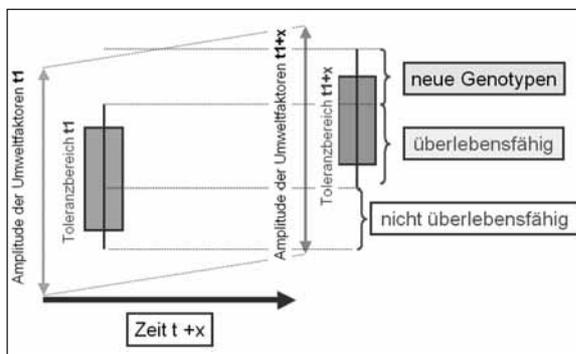
## Anpassung auf der Ebene der Populationen

Grundsätzlich zeigt sich, dass das physiologische Anpassungspotenzial von Bäumen an Witterungsextreme deutlich höher ist als bisher angenommen, ohne dass das vorliegende Schrifttum an dieser Stelle gewürdigt werden kann. Entscheidend ist, dass die physiologische Vielfalt der Reaktionsmuster hoch ist, so dass immer ausreichend Baumindividuen vorhanden sind, die den Stress tolerieren. Selbstverständlich lassen sich auch immer Individuen finden, die der Belastung nicht standhalten. Ihr Verlust darf jedoch nicht die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population und folglich die Existenz des Ökosystems Wald gefährden. Bereits innerhalb der gegenwärtig lebenden Populationen können in Abhängigkeit von der physiologischen Potenz Individuen postuliert werden, die sich an

**Tabelle 1: Beurteilung von ausgewählten Witterungsextremen hinsichtlich ihrer physiologischen Anpassungsrelevanz bei Waldbäumen**

eher gering	bedingt	hoch
<ul style="list-style-type: none"> <li>Waldbrände</li> <li>Orkane</li> <li>Überflutung</li> <li>Starkregen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Anaerobie</li> <li>Stürme</li> <li>Insektengradationen</li> <li>Ozonbildung</li> <li>Nassschnee</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>warme Winter</li> <li>Sommerhitze</li> <li>Spätfröste</li> <li>Trockenheit in der Vegetationsperiode</li> </ul>

veränderte Klimabedingungen anpassen können, während nicht angepasste Individuen sterben. Die durch absterbende Individuen frei werdenden Räume werden durch Individuen (Genotypen, Arten) mit neuen Anpassungspotenzialen besetzt. Damit kommt den bereits jetzt vorhandenen latent anpassungsfähigen Genotypen für kurzfristige Witterungsextreme eine noch größere Bedeutung zu als Neubildungen aus künftigen Mutationen und Neukombinationen (Abb. 1). Wie die Abb. 1 zeigt, wirkt die veränderte Amplitude der Umweltfaktoren als Selektionsfaktor und führt letztendlich zu Populationen mit veränderten Toleranzbereichen. Durch die Prozesse der Evolution unterscheiden sich die heutigen Baumpopulationen geno- und phänotypisch ebenso von ihren Vorfahren, wie dies ihre Nachkommen tun werden.



**Abb. 1: Theoretische Betrachtung zur Veränderung von Populationen durch die Änderung der Amplitude eines Umweltfaktors in einer bestimmten Zeit (Erläuterung siehe Text)**

### Was ist Anpassung?

Aus dem Blickwinkel der Physiologie umfasst „Anpassung“ alle Prozesse, welche zur Erlangung und Erhaltung von Angepasstheit bei veränderten äußeren Bedingungen führen. Anpassungsprozesse müssen entsprechend ihrer zeitlichen und räumlichen Ebenen differenziert betrachtet werden. Während dem Besiedlungserfolg der Art bzw. Population *evolutive* (vererbare, langfristige) Anpassungsprozesse zu Grunde liegen, wird das Überleben des Einzelbaumes unter konkreten Standortbedingungen durch *modifikative* (nicht vererbare, längerfristige) Anpassungsprozesse (z. B. Wurzel- und Nadelmorphologie) ermöglicht. Die kurzfristige, reversible Anpassung (z. B. an Stressereignisse) wird dagegen als *modulative* Anpassung bezeichnet (Übersicht bei SCHUBERT 1991).

Grundlage eines hohen Anpassungsvermögens ist eine effiziente Kombination von morphologischen Merkmalen und einer breiten physiologischen (genetischen) Reaktionsnorm. Die so genannte *genetische Reaktionsnorm* begrenzt individuell und artspezifisch den physiologischen Toleranzbereich, in dem ein Überleben von Organismen unter den gegebenen Umweltfaktoren gerade noch möglich ist. Je vielfältiger die genetischen Reaktionsnormen der Einzelindividuen einer Population sind, desto vielfältiger sind die Möglichkei-

ten der Anpassung. Somit ist die Wahrscheinlichkeit (insbesondere extreme) vielfältige Umwelteinflüsse zu ertragen, je höher und je vielfältiger das „Gegenangebot“ der Natur ist, diesen Umweltfaktoren entgegen zu wirken. Solange physiologische und genetische Prozesse eine Anpassung an Umweltbedingungen ermöglichen, ist das Risiko des „Nichtangepasstseins“ gering. Für eine Bewertung zu erwartender Klimarisiken ist daher die Feststellung von physiologischen Grenzen für die jeweiligen Baumarten unverzichtbar. Es mag überraschen, dass für Bäume bisher kaum wissenschaftlich abgesicherte Grenzbereiche z. B. für Hitze und Trockenheit bekannt sind. Während die Toxikologie klare Grenzwerte für eine Vielzahl chemischer Wirkstoffe, z. B. für Wirbeltiere (z. B. Mittlere Lethale Dosis; LD50: Konzentration eines Wirkstoffs, bei der 50 % der Versuchstiere sterben) wissenschaftlich belegt hat, fehlen analoge Grenzwerte/-bereiche für die ökophysiologischen Reaktionen von Klimafaktoren auf Pflanzen (insbesondere für Bäume). Ältere Literaturangaben (LYR et al. 1992) gehen bei Gehölzen von einer Hitzeletalgrenze von ca. 46-55 °C aus, wobei diese „Grenzwerte“ kaum zu verallgemeinern sind, da organ- und herkunftsspezifische Unterschiede bestehen. Erste Versuche, die an *Quercus ilex*-Sämlingen vorgenommen wurden, zeigten ebenfalls, dass die Hitzetoleranz der Pflanzen keine feste Größe ist, sondern neben der Provenienz u. a. von der Vorbehandlung mit Kälte oder Trockenstress (Konditionierung) abhängt. Wurden die Pflanzen zuvor einem Trockenstress ausgesetzt, wurde erst bei einer Temperatur zwischen 45 °C und 49 °C der Chlorophyllfluoreszenzquotient  $F_v/F_m$  (Maß für die potentielle Fotosynthesekapazität des PSII) um 50 % reduziert (Kontrolle 42 °C-44 °C) (GIMENO et al. 2008).

An dieser Stelle muss auf die Zielrichtung der ökophysiologischen „Extremwertbetrachtung“ hingewiesen werden. Unter physiologischen Gesichtspunkten gilt eine Anpassungsstrategie als erfolgreich, wenn das Überleben des Individuums/der Population/der Art gesichert ist. Damit wird der Erhalt des Ökosystems Wald möglich. Dies schließt aber nicht zwangsläufig eine Zunahme von Biomasse (Holz- und Wertzuwachs) ein. Unter dem Blickwinkel der Forstwirtschaft ist dagegen eine Anpassungsstrategie dann erfolgreich, wenn sie zugleich mit einem Wertzuwachs verbunden ist bzw. alle Waldfunktionen erfüllt werden können. Dies sind zwei unterschiedliche Zielrichtungen, da physiologische Anpassungsprozesse, die das Überleben sichern sollen, zumeist mit einem Verlust von Energiereserven und Biomasse verbunden sind (siehe SCHRÖDER, Kap. 5 dieser Schrift).

Auf der Ebene der Individuen und Populationen erfordert die Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen eine Änderung der genetischen Reaktionsnorm durch Mutationen und genetische Neurekombination bei sexueller Vermehrung. Ob die dabei neu entstehenden Geno-/Phänotypen überlebensfähig sind, „entscheiden“ die selektionierenden Umweltfaktoren. Ändern sich diese, haben auch neue Geno-/Phänotypen eine Überlebenschance (Übersicht u. a. MAYR 2005).

### Leben zwischen Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit

Der Prozess der Anpassung führt zur *Angepasstheit* an die jeweils aktuellen Umweltbedingungen (gegenwartsorientiert!). Der Grad der Anpassung, der sich u. a. in der Vitalität von Bäumen widerspiegelt, lässt jedoch keine Prognose über eine längerfristige Anpassungsfähigkeit zu.

Die *Anpassungsfähigkeit*, bzw. das Anpassungspotenzial von Baumpopulationen, beschreibt die Fähigkeit, auf der „Wirkungsseite“ in einer bestimmten Geschwindigkeit und Komplexität auf (unbekannte) Umweltbedingungen reagieren zu können (zukunftsorientiert!). Diese physiologische Leistung ist ein wesentliches, u. a. genetisch determiniertes Kriterium für die Elastizität bzw. ökologische Stabilität von Wäldern und damit für die Fähigkeit, auch unter dem Einfluss von Störfaktoren zu überleben.

Da diese biologischen Grundsätze für alle Wechselwirkungen von Organismen mit ihrer Umwelt gelten, sind sie auch für die Anpassung an Klimaveränderungen gültig. Eine Bewertung der Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit von Herkünften und Arten an künftige Klimabedingungen muss daher auf dieser Grundlage vorgenommen werden. Folglich bedarf die Entscheidungsfindung über geeignete Baumarten/Provenienzen für zukunftsfähige Wälder einer artspezifischen Bewertung der tatsächlichen physiologischen Angepasstheit und künftigen Anpassungsfähigkeit. Dies ist deshalb zu betonen, da die gegenwärtige Diskussion um die „Baumarten der Zukunft“ fast ausschließlich auf der Grundlage der aktuellen Bewertung der Angepasstheit der Bauarten geführt wird (z. B. THULLER et al. 2003; MALCOLM et al. 2006; KÖLLING und ZIMMERMANN 2007), während die (genetischen) Potenziale der Baumarten zur Anpassungsfähigkeit unberücksichtigt bleiben.

Bei der Prognose künftig geeigneter Baumarten kann methodisch zwischen statischen und dynamischen Betrachtungsansätzen unterschieden werden. Statische Konzepte gehen von dem derzeitigen Anpassungsstatus der Gehölze an wesentliche Klimafaktoren (Temperatur, Niederschlag) aus und bilden das aktuelle oder potenzielle Vorkommen von Baumarten in zwei- bzw. dreidimensionalen Ökogrammen ab (z. B. JENSEN 2006; KÖLLING und ZIMMERMANN 2007).

Aus der Vielzahl der vorgelegten Ideen und Konzepte zur künftigen Baumartenwahl sollen an dieser Stelle drei besonders herausgestellt werden. Dies ist zum einen das Konzept der klimaplastischen Wälder (JENSEN 2006), das im Kapitel 11 dieser Schrift detailliert erläutert wird. Ein weiteres Konzept ist die Bewertung der Baumarten auf der Grundlage der „Klimahüllen“ (KÖLLING et al. 2007). Die als „Klimahüllen“ („*bioclimate-envelope*“) bezeichneten Darstellungen stellen die Vorkommenshäufigkeit (in % der Gesamtfläche) jeder Baumart unter den europäischen Klimabedingungen in der Kombination von Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme dar. Danach wäre die Anfälligkeit

einer Baumart gegenüber einer Änderung der beiden betrachteten Faktoren (Niederschlag, Temperatur) gering, wenn sich die Baumart am konkreten Standort möglichst weit von ihrem „ökologischen Rand“ entfernt befindet und damit der „*survival buffer*“ möglichst groß ist. Die Autoren sehen auf dieser Grundlage beispielsweise keine Klimaanfälligkeit für *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* und die Eichenarten, aber im Gegensatz dazu ein großes Risiko für die vier Nadelbaumarten *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Abies alba* und *Larix decidua* (gezeigt für Bayern, KÖLLING und ZIMMERMANN 2007). Die zweidimensionalen Klimahüllen können jedoch nicht berücksichtigen, dass es sich bei ökologischen Nischen um komplexe n-dimensionale Räume handelt und die genetische Reaktionsnorm der Gehölze evolutionären Veränderungen unterworfen ist (SKELLY et al. 2007). Wünschenswert wäre darüber hinaus die Darstellung der Klimahüllen auf der Grundlage der jeweiligen saisonalen Extremwerte und die Berücksichtigung der klimatischen Wasserbilanz im Austausch zum mittleren Jahresniederschlag. Dies wäre auch für dynamische (evolutive) Konzepte interessant, da sie Rückschlüsse erlauben, wie stark sich die genetischen Reaktionsnormen der Bäume ändern müssten (möglicherweise auch schon vorhanden sind, siehe oben), um unter den neuen Umweltbedingungen überleben zu können. Evolutionsmodelle betrachten immer Extremwerte, z. B. *critical thermal maximum* (CTM), als wirksame spezifische Selektionsfaktoren (SKELLY et al. 2007).

Von den beiden vorangestellten Konzepten unterscheiden sich die Bewertungskategorien von ROLOFF und GRUNDMANN (2008), da sie die Stresstoleranz (Trockenheit und Frost) und Standortangepasstheit von Gehölzen nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand einbeziehen (KLimaArtenMatrix-KLAM). Unter diesen Gesichtspunkten sind z. B. auf trockenen bis sehr trockenen Standorten *Acer campestre*, *A. platanoides*, *Betula pendula*, *Quercus petraea*, *Tilia cordata*, *Robinia pseudoacacia*, *Carpinus betulus*, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. strobus* sowie *Sorbus aria*, *S. domestica* und *S. torminalis* auch künftig sehr anpassungsfähig.

### Anpassungsfähigkeit als Kriterium der Baumartenwahl

Diese drei unterschiedlichen Ansätze zur Baumartenbewertung für eine zukunftsorientierte Waldbewirtschaftung unter den Bedingungen des Klimawandels beruhen auf der Einschätzung der aktuellen Angepasstheit/Stresstoleranz als evolutives Ergebnis früherer und aktueller Umweltbedingungen. Einzubeziehen sind aber auch die baumartenspezifischen Möglichkeiten und Strategien für die Anpassung an künftige Klimaänderungen (siehe Anpassungsfähigkeit). Denn Anpassung bedeutet Veränderung!

*Dynamische* (evolutive), noch weitgehend unkonkrete Ansätze berücksichtigen daher die Änderung der genetischen Reaktionsnorm der Individuen und Populationen in Raum und Zeit. Neben der Berücksichtigung

Tabelle 2: Kriterien für die Bewertung der Anpassungsfähigkeit von Baumarten

Statische Ansätze	Dynamische Ansätze
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verbreitungsareal über verschiedene Klimaregionen der Erde</li> <li>• gegenwärtige Klimaansprüche der Baumarten (Klimahüllen)</li> <li>• KLAM (siehe Text)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ausgangsindividuenzahl</li> <li>• Bestäubungs- und Befruchtungsmechanismen</li> <li>• Fruktifikationsalter, Generationsdauer</li> <li>• Fruktifikationshäufigkeit</li> <li>• Saatgutmenge/Baum und Mast</li> <li>• ökologische Generalisten</li> <li>• sekundäre Gefährdungsursachen</li> <li>• Wanderungsgeschwindigkeiten</li> </ul>

von Mutationsraten müssen wesentliche Kriterien des genetischen Systems (Tab. 2), die zur Neurekombination, Verbreitung und erfolgreichen Verjüngung „neuer“ Genotypen beitragen, berücksichtigt werden (KONNERT 2007).

Bei kurzfristigen Umweltveränderungen sind Typen im Vorteil, die sich mit minimalem Aufwand und hoher Individuenzahl vermehren. Kriterien zur Beurteilung der genetischen Anpassungsfähigkeit sind u. a. das Verbreitungsareal, die Ausgangsindividuenzahl, die genetische Variabilität innerhalb und zwischen Populationen, die Bestäubungs- und Befruchtungsmechanismen, Fruktifikationsalter und -häufigkeit sowie die Saatgutmenge pro Baum.

Für die Bewertung von Überlebens- und Selektionsstrategien entwickelten McARTHUR und WILSON (1967) (zitiert in SCHUBERT 1991, S. 224) das Konzept der r- und K-Selektion. Danach begünstigen evolutionäre Prozesse bei erheblichen Umweltveränderungen Genotypen/Populationen, die ihre genetischen Reaktionsnormen schnell variieren können und sich mit minimalem Energieaufwand reproduzieren. Hohe Anpassungsgeschwindigkeiten verlangen nach kurzlebigen Generationen, variabler (hoher) Fruchtbarkeit, früher Geschlechtsreife und wechselnd hohe Populationsdichten. Arten, die sich durch diese Prozesse schnell auf Umweltveränderungen einstellen können, werden als r-Strategen bezeichnet. Demgegenüber stehen K-selektionierte Arten, die unter relativ konstanten Umwelt-

bedingungen konkurrenzstark mit langlebigen Generationen, geringerer Fruchtbarkeit und hoher Territorialbindung überleben. Hohe, fast jährliche Samenproduktion, kurze Generationsphasen, weite Pollen- und Samenverbreitung, eine hohe genetische Vielfalt u. v. m. prädestinieren, z. B. Pionierbaumarten als „r-Strategen“ im Selektionsprozess bei raschen und drastischen Umweltveränderungen. Andererseits haben Baumarten (z. B. Eiche, Buche) mit spätem Fruktifikationsalter und geringer Fruktifikation (Menge und Häufigkeit) ein geringeres genetisches Anpassungspotenzial (Tab. 3).

Bezug nehmend auf die Eingangsthese stellt sich die Frage, was passiert, wenn die *Amplitude* künftiger Witterungsfaktoren (besonders Witterungsextreme) außerhalb der gegenwärtigen physiologischen Reaktionsnormen (aller) gegenwärtig standortgerechten Baumarten liegen würde. Hierfür sind unterschiedliche Szenarien denkbar, je nachdem, welche Ebene (Einzelbaum, Population, Art, Ökosystem, Landschaft, Biosphäre) betrachtet wird.

Angesichts der Geschwindigkeit der Klimaänderungen befürchten SAVOLAINEN et al. (2007) u. a., dass die genetischen Anpassungsprozesse zu langsam sein könnten. Da es bislang an Daten über positiv wirkende Mutationen in anpassungsrelevanten Genen in Gehölzen fehlt, sind die Chancen des Anpassungserfolges nur grob abschätzbar. Z. Z. wird in der Literatur von durchschnittlichen natürlichen Mutationsraten von  $10^{-5}$  pro

Tabelle 3: Charakteristik einiger Laubbaumarten hinsichtlich ihres Vermehrungspotenzials

Baumart	Fruktifikationsalter Jahre	Vollernten/Jahrzehnt Anzahl	Samenmenge ca. Anzahl
Robinie	10 – 15	5	71.000 – 141.000***
Flatter-Ulme	30 – 40	4	48.000 – 538.000**
Gem. Esche	20 – 25	3	450*
Winter-Linde	20 – 25	3	250*
Gem. Birke	10 – 15	3	49.000 – 90.000*
Schwarz-Erle	10 – 20	3	10.000.000****
Hainbuche	15 – 20	3	300.000***
Aspe	10	6	50.000*
Buche	40 – 50	1	360 – 520*
Eiche	40 – 50	1	150*

\* Angabe nach ROHMEDEK (1972) in Anzahl/m<sup>2</sup>  
 \*\* Angabe nach KÜBNER (2002) in Anzahl pro Baum in Abhängigkeit vom BHD  
 \*\*\* Angabe nach SCHÜTT et al. (1994) in Anzahl pro Baum  
 \*\*\*\* Angabe nach SCHIRMER (2003) in Anzahl pro Baum

Replikationsereignis pro Zelle ausgegangen. Mutationen sind für evolutionäre Prozesse dann von Bedeutung, wenn sie die reproduktiven Organe (Keimbahnen) bzw. die Gameten direkt betreffen. Allerdings auch nur dann, wenn sie auf einen merkmals-codierenden Genort bzw. auf regulatorische Sequenzen treffen. Die bisher bekannten Genomgrößen von Bäumen schwanken z. B. zwischen  $4,8 \times 10^8$  (Amerikanische Balsampappel) und  $3,5 \times 10^{10}$  (Fichte) Basenpaaren (MÜLLER-STARCK et al. 2005, FLADUNG 2005). Ebenso zu berücksichtigen ist, dass die Mutationsraten stark variieren und insbesondere Nadelbaumarten überdurchschnittlich hohe DNA-Gehalte im Kerngenom haben und damit auch hohe Anteile an nicht-codierenden DNA-Abschnitten enthalten sind. Neben den mehr als 30.000 Genorten pro haploidem Genom ist ein hoher Anteil der DNA frei von Merkmalsinformationen und damit zunächst unbedeutend für die Anpassung. Dennoch können sich anpassungsrelevante Genstrukturen in z. Z. nichtkodierenden bzw. nicht translatierten DNA-Bereichen herausbilden (Pseudogene), die bei veränderten Umweltbedingungen aktiv werden. Träfe eine Mutation auf ein „klimaanpassungsrelevantes“ Gen, besteht die große Wahrscheinlichkeit, dass es sich um eine neutrale bzw. negative (letale) Mutation handelt. Andererseits sorgen Mutationen und Rekombination für ein zahlenmäßig extrem großes Angebot an verschiedenen Multilocus-Typen (Gameten oder Genotypen/Samen). Bereits bei 18 Genorten mit durchschnittlich 2,45 Allelen können theoretisch  $99 \times 10^9$  Varianten auftreten (MÜLLER-STARCK schr. Mitteilung). Diese gigantische Variabilität, die durch die Rekombination während der Befruchtung potenziert wird, ist der Motor des Anpassungsgeschehens auf Populationsebene.

Nur in dem Fall einer anpassungsfördernden Mutation wären Gameten unterwegs, die in einer mehr oder weniger großen Pollenwolke unter günstigen Zufallsbedingungen zur Befruchtung gelangen bzw. könnte nun eine Eizelle befruchtet werden. Sollte der so „anpassungsspezifisch positiv“ mutierte Samen auskeimen, einen Sämling bilden und den anderen letalen Selektionsfaktoren (Fraßfeinde, Parasiten, Durchforstung) in der folgenden Aufwuchsphase täglich trotzen und (meist) Jahrzehnte später selbst fruktifizieren können, würde das die Baumpopulation um einen konkurrenzstärkeren Baum bereichern, was zu neuen Rekombinationsereignissen beitragen könnte. Denn erst durch die Rekombination verschiedener Genotypen entsteht der eigentliche Variantenreichtum. Völlig neue Variantenkombinationen werden möglich, wenn sich der Genaustausch über die Artgrenzen hinweg vollzieht (ARNOLD 2006) (z. B. Hybridbildung bei Eichen; Übersicht bei LEPAIS et al. 2009).

Die vielen notwendigen Zufallsereignisse lassen mehrere Schlussfolgerungen zu:

1. die reale große genetische Vielfalt unserer Baumarten zeigt, dass diese Prozesse in der Natur „funktionieren“ und in ihrer Gesamtheit relativ häufig sind,
2. die natürliche Neuentstehung anpassungsrelevanter Merkmale unterliegt auf genetischer Ebene zahl-

reichen Zufallsprozessen, die nicht vorhersagbar sind,

3. bei Baumarten mit zeitiger, häufiger und hoher Fruktifikationsrate steigt die Wahrscheinlichkeit der genetischen Anpassung,
4. Anpassungsprozesse begründen sich nicht nur auf genetische, sondern ebenso auf nachgeordnete epigenetische, physiologische und zelluläre Prozesse, die die physiologische Variation über die ihr zu Grunde liegende genetische Variation hinaus deutlich erhöhen können.

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kommt auch HAMRICK (2004), der herausstellt, dass Bäume und Baumpopulationen im Unterschied zu allen anderen Pflanzengruppen die höchste genetische Variabilität (Grundlage: Isoenzymdaten) aufweisen, wobei für die Bewertung von Anpassungspotenzialen zwischen der genetischen Variation innerhalb und zwischen den Populationen zu unterscheiden ist. Hierbei sind die Arealgröße und die Verdichtungsstärke innerhalb des Areals zu berücksichtigen. Allerdings beruhen die meisten Untersuchungen zur genetischen Variabilität auf neutralen Genmarkern, die selbst nicht anpassungsrelevant sind. Neue Untersuchungen zielen daher auf anpassungsrelevante Genmarker. Eine Reihe dieser „Kandidatengenorte“ (Enzyme wie Gly-3, Adh, Hitzeschock-Genfamilie, Drehydrine u. v. a.), z. B. für die Toleranz gegenüber Trocken- und Hitzestress, sind bereits bekannt und werden hinsichtlich ihrer Polymorphismen in Populationen untersucht (Übersicht bei HOFFMANN und WILLI 2008).

Eigene Untersuchungen über die physiologischen „Ökotypen“ („Chemotypen“) der Kiefer belegen große Unterschiede im physiologischen Leistungspotenzial einer Art mit großem Verbreitungsgebiet (KÄTZEL und LÖFFLER 2007b). Am Beispiel der Douglasie zeigte CAMPBELL (1979), dass mindestens 20 % der Genotypen lokal angepasster Populationen auch unter anderen Umweltbedingungen leben können.

### Beispiele für physiologische Anpassungsreaktionen unterschiedlicher Baumarten bei Klimaextremen

Neben den vorangestellten theoretischen Betrachtungen liefern physiologische Experimente und Freilandbeobachtungen von physiologischen Reaktionsmustern bei Waldbäumen unter realen klimabedingten Stressbelastungen konkrete Hinweise zum Anpassungspotenzial der Bäume.

#### Beispiel 1: Temperaturbedingte physiologische Reaktionen bei *Pinus sylvestris*

Solange keine proteindenaturierenden Temperaturen (Hitzeschock) erreicht werden, wirken sich höhere Temperaturwerte generell beschleunigend auf biochemische Stoffwechselreaktionen aus. Eine Reihe von langjährigen Untersuchungen in Klimakammern, bei denen unterschiedlich alte Kiefern erhöhten Temperaturen (z. B.  $19^\circ\text{C} \rightarrow 23^\circ\text{C}$ ) und/oder einem zweifach er-

höhten Kohlendioxidgehalt der Luft ausgesetzt waren, zeigen einheitlich eine Stimulation des Dickenwachstums der Bäume. Neben zytologischen Veränderungen in den Nadeln (Anschwellen der Thylakoide, Zunahme der Plastoglobuli) bei erhöhter CO<sub>2</sub>-Gabe führte die Temperaturerhöhung zu einer verstärkten Stickstoffallokation und zu einer erhöhten Terpenoidproduktion. Gleichfalls steigt die Zahl der Harzkanäle im Holz. Die zunehmenden Terpenoidgehalte könnten im Zusammenhang mit einer erhöhten Thermotoleranz der Fotosynthese stehen (SALLAS et al. 2003). In der Folge wird das Durchmesserwachstum der Bäume verstärkt, die Frühholzbreiten steigen an und die Tracheidenwände werden ebenso verstärkt wie das Lumen der Tracheiden. Folglich ändern sich die Holzeigenschaften im Xylembereich bei höherer Außentemperatur (KILPELÄINEN et al. 2007; PELTOLA 2002). Dagegen wurden bisher keine Änderungen im Höhenwachstum der Kiefern beobachtet (KILPELÄINEN et al. 2005).

Diese eindeutigen Ergebnisse lassen jedoch noch keine Schlussfolgerungen auf die Reaktion von Bäumen zu, wenn der Temperaturanstieg in einen extremen Hitzestressbereich erreicht. Das B1-Szenario des WETTREG-Modells geht z. B. von einer mittleren Zunahme von Sommertagen mit Temperaturmaxima von > 30 °C (meteorologisch „Heiße Tage“) am Standort Berlin-Dahlem von z. Z. durchschnittlich 7 Tagen/Jahr (Zeitraum 1961 – 1990) auf 18 Tage/Jahr (Zeitraum 2071 – 2100) aus (UBA 2007).

Ein wesentliches Problem von Hitzewellen, die natürlicherweise mit hohen Strahlungsintensitäten gekoppelt sind, liegt in der Bildung von Radikalen (Reaktive Sauerstoffspezies = ROS), die während der Lichtreaktion der Fotosynthese bei geschlossenen Stomata gebildet werden. Jährliche Untersuchungen zu Biomarkerreaktionen (Übersicht bei KÄTZEL 2003) auf sieben Brandenburger Level-II-Dauerbeobachtungsflächen der Kiefer zeigen, dass bereits nach zwei aufeinanderfolgenden Hitzetagen (hier Tagestemperaturmaxima >35 °C)

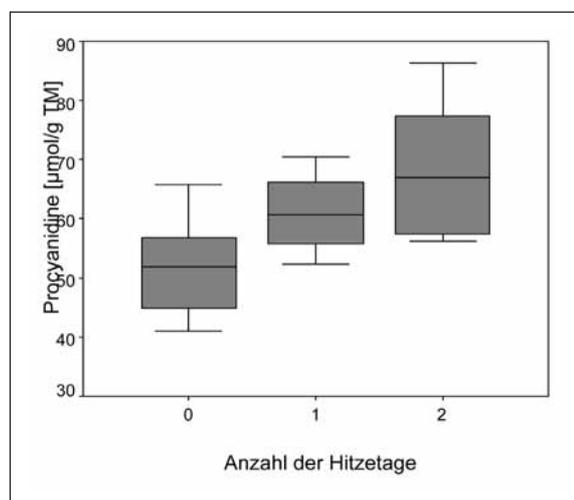
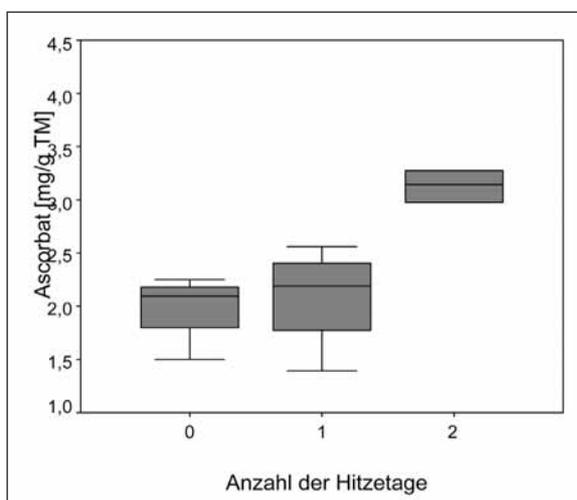
in den Nadeln große Mengen an Substanzen (Ascorbat, Procyanidine) gebildet werden, die z. B. die Freisetzung von ungebundenen Elektronen (freie Radikale, ROS, „Reaktive Sauerstoffspezies“) verhindern sollen (Abb. 2 a und b). Dies führt zur Stabilisierung von Zellstrukturen und ist eine aktive physiologische Anpassung an Witterungsstress.

**Beispiel 2: Reaktion auf Wassermangel**

Bei den vorgestellten Laborversuchen blieb der häufig in Verbindung mit erhöhten Temperaturen auftretende Wassermangel unberücksichtigt. Kiefern beantworten Trockenstressereignisse mit einer Reduktion des Radialwachstums im Folgejahr. Die Ursache hierfür ist eher eine Verminderung der Zellzahl im Xylem als eine Reduktion der Zellgröße (EILMANN et al. 2009).

Bevor es zu diesen modifikativen Veränderungen in den Holzeigenschaften der Kiefer kommt, findet insbesondere in den Nadeln eine abgestufte Kaskade von Stressreaktionen statt, die zunächst die Stressvermeidung (stress avoidance) zum Ziel hat. Am Beginn dieser Reaktionen steht die Schließung der Spaltöffnungen, wodurch sowohl ein weiterer Wasserverlust als auch der Gasaustausch vermieden wird. Dabei führt insbesondere die Anreicherung des Sauerstoffs und die Entstehung von Radikalen Sauerstoffspezies (ROS), durch Übertragung von freien Elektronen aus der Fotosynthese auf den Sauerstoff, zu einer Anschaltung der antioxidativen Stressantwort. Je nach Dauer des Wassermangels erhöht sich zunächst das osmotische Potenzial in den Zellen, die Kohlenhydratgehalte nehmen zu und später steigt der Gehalt der freien Aminosäure Prolin. Weitere Veränderungen betreffen u. a. den Phytohormonstoffwechsel und die Proteinsynthese (Übersicht bei KÄTZEL und LÖFFLER 2007a).

Die physiologischen Untersuchungen von 70 mittelalten Kiefern auf den intensiven Dauerbeobachtungsflächen der Länder Brandenburg und Berlin (Level II) in den extremen Sommertrockenperioden 1999, 2003 und



**Abb. 2 a und b: Veränderungen anpassungsrelevanter Nadelinhaltsstoffe der Kiefer (2. Nadeljahrgang) nach maximalen Tagestemperaturen >35 °C an ein und zwei aufeinander folgenden Tagen (Datengrundlage: Level-II-Dauerbeobachtungsflächen; Untersuchungsjahre 1998 bis 2000; 1998 = 4 Flächen mit jeweils 10 Bäumen; 1999, 3 Flächen mit jeweils 10 Bäumen und 2000 = 6 Flächen mit jeweils 10 Bäumen)**

2006 zeigten deutlich die einzelnen Phasen der Stressantwort. Keiner dieser Bäume ist jedoch infolge dieser Trockenperioden nachhaltig geschädigt worden beziehungsweise abgestorben. Aus diesen Ergebnissen ist zu schlussfolgern, dass die physiologische Stressreaktion erfolgreich war und die Toleranzgrenze der Kiefer deutlich über diesen Intensitäten liegt.

Ähnliche Ergebnisse erbrachten Untersuchungen zur Trockenstresstoleranz mediterraner Eichenarten (Sämlinge). So führte Wassermangel über 14 Wochen bei *Quercus ilex* zu einer erhöhten Zellmembranstabilität, aber zu keiner erhöhten Mortalität (VILLAR-SALVADOR et al. 2004). Zur Begrenzung des Wasserverlustes nahmen die Gesamtblattfläche der Pflanzen und die stomale Leitfähigkeit ab, während der Feinwurzelanteil zunahm. Bei einem Vergleich zwischen verschiedenen Eichenarten erwies sich *Q. macrolepis* als trockenstresstoleranter als *Q. ilex*, *Q. pubescens* und *Q. frainetto* (FOTELLI et al. 2000).

Untersuchungen an Buchen-Sämlingen erbrachten keine Zunahmen der Feinwurzelanteile bei Trockenheit, aber einen steigenden Feinwurzelumsatz (geringere Lebensdauer der Einzelwurzel), wobei quantitative Unterschiede zwischen den genetischen Herkunftsorten bestanden. Allerdings war der genetische Einfluss auf die Morphologie der Blätter und Stämme weitaus größer als auf die phänotypische Plastizität der Wurzel (MEIER und LEUSCHNER 2008). Wie Freilanduntersuchungen auf der iberischen Halbinsel zeigen, entscheidet über die Trockentoleranz von Buchen-Sämlingen gleichfalls der Lichtgenuss. Buchen in Bestandeslücken waren toleranter als Buchen im Unterstand. Dies bestätigte sich auch bei künstlicher Bewässerung, um die Wasserkonkurrenz durch den Oberstand auszuschalten. In jedem Fall ist die Stresstoleranz an die Gehalte von Kohlenhydraten und weiteren Energiereserven gebunden, die nur durch eine möglichst opti-

male Fotosynthese bei entsprechendem Lichtangebot bereitgestellt werden können (ROBSON et al. 2009).

Klimafaktoren beeinflussen nicht nur die blatt- und holz-anatomischen Eigenschaften, sondern auch das Abwehrpotenzial gegenüber biotischen Schaderregern (siehe MÖLLER, Kapitel 7 dieser Schrift). Für die Fichte konnte gezeigt werden, dass der klimabedingte Wachstumsschub der Bäume mit einer Abnahme der Phenolgehalte in den Nadeln korrespondiert (SALLAS et al. 2003). Dies steht in Übereinstimmung mit der „growth-or-defence“-Hypothese zur Verteilung der bei der Fotosynthese gebildeten Kohlenhydrate (C-Allokation) (HERMS und MATTSON 1992; KÄTZEL und LÖFFLER 2007a).

**Beispiel 3: Klimabedingte phänologische Reaktionen**

Die bioklimatisch sichtbarste Wirkung des Klimawandels sind die immer früher einsetzenden Austriebs- und Blühperioden der Waldbäume (AHAS et al. 2002). Wie Untersuchungen an Birken über eine 38-jährige Zeitreihe zeigen, wird nicht nur die Winterdormanz früher abgebrochen, sondern auch die Pollenmengen stiegen über die Jahre deutlich an (FREI und GASSNER 2008). Dies ist einerseits für die genetische Anpassung (siehe oben) günstig, andererseits steigt die allergene Belastung und setzt 15 Tage früher ein.

Neben den Temperaturextremen im Sommer dürften insbesondere überdurchschnittlich warme Winter (z. B. 2006/2007) die Vitalität der Waldbäume beeinflussen. Um einen modellhaften Zusammenhang zwischen den Winter-Tagestemperaturen und dem Vegetationsbeginn herzustellen, bedient sich die Agrarmeteorologie der sogenannten „Grünland-Temperatur-Summe“ (GTS). Diese berechnet sich aus der Summe der positiven Tagesmitteltemperaturen ab Jahresbeginn, wobei die Monate Januar und Februar mit gestaffelten Korrekturfaktoren abgewertet werden. Der Tag, an dem die so kumulierte GTS den Wert 200

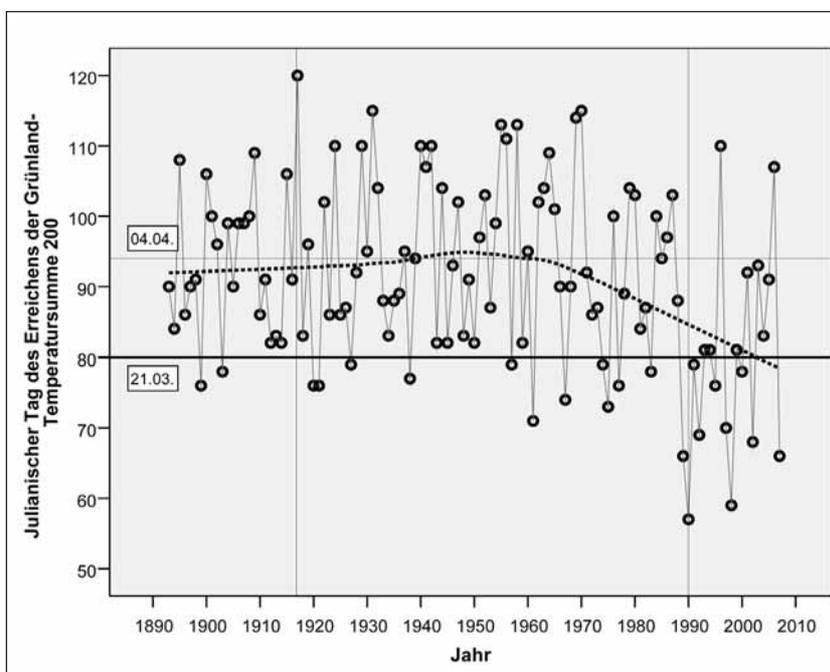


Abb. 3: Änderung der „Grünland-Temperatur-Summe 200 grad“ (GTS) von 1890 – 2007 (Säkularstation des DWD, KALLWEIT unveröffentlicht)

(„GTS 200“) erreicht, gilt als der „theoretische Vegetationsbeginn“. Vergleicht man die einzelnen Jahre für die seit 1893 ununterbrochene Beobachtungsreihe der täglichen Lufttemperaturen in Potsdam bezüglich dieses „theoretischen Vegetationsbeginns“, so werden die großen Unterschiede, z. B. zwischen dem Jahr 1917 (123. Tag = 30. April) und dem Jahr 2002 (68. Tag = 9. März), deutlich. Über einen Zeitraum von 115 Jahren betrachtet, zeigt sich seit Anfang der 1960er Jahre ein Trend zu einer stetigen Verfrühung des „theoretischen Vegetationsbeginns“ (Abb. 3). Während von 1893 bis 1989 die „GTS 200“ nie vor dem Tag 70 (11.03.) erreicht wurde, wurde dieser Termin seither schon sieben Mal unterboten.

Dass dies auch Auswirkungen auf Waldbäume hat, zeigen u. a. die phänologischen Untersuchungen zum Austriebsverhalten (MENZEL 1997; FABIAN und MENZEL 1998). In den letzten 100 Jahren hat sich der Austriebsbeginn je nach Baumart um 10 – 15 Tage vorverlagert und die Vegetationsperiode damit verlängert.

Nach derzeitigem Kenntnisstand hat die Temperatur bei den meisten heimischen Gehölzarten (Ausnahme Frühblüher) vor allem eine „modifizierende“ Wirkung, da alle biochemischen Prozesse temperaturabhängig sind. Thermorezeptoren, die physiologische Reaktionen steuern (z. B. bei Tieren gut untersucht), sind für Pflanzen bisher nicht beschrieben worden. Für die „Anschaltung“ einer Vielzahl pflanzenphysiologischer Prozesse ist die Lichtintensität in unterschiedlichen Wellenlängen die entscheidende chronobiologische Steuerungsgröße. Die Photoperiode von Lang- und Kurztagpflanzen soll hier als prominentes Beispiel angeführt werden. Entsprechende Lichtrezeptoren, die Strahlungsintensitäten in molekulare Signale übersetzen, sind bereits gut untersucht. Dieses Wirkungsgefüge wird also maßgeblich vom Sonnenstand und nicht von der Witterung beeinflusst. Dennoch könnten aus den „widersprüchlichen“ physiologischen Informationen zwischen winterlicher Strahlungsintensität einerseits und den frühlinghaften Temperaturen, die den Stoffwechsel aktivieren, andererseits für den Baum physiologische Stresszustände entstehen, die bisher jedoch nicht untersucht sind.

Bei den phänologischen Reaktionen der Waldbäume muss gleichfalls berücksichtigt werden, dass die zeitlichen Abfolgen der Prozesse maßgeblich genetisch determiniert sind. Dies belegen phänologische Beobachtungen an Eiche und Rot-Buche in Herkunftsversuchen. So trieben zum Beispiel auf den vier Versuchsfeldern eines europäischen Buchen-Herkunftsversuches in Sachsen die bulgarische Herkunft sehr früh und die niederländische Herkunft sehr spät aus. Bezogen auf den Austriebstermin einer einzigen Herkunft unterschieden sich die vier Versuchsfelder mit unterschiedlicher Höhenlage um mehr als 10 Tage, was sich nicht allein durch die Temperatursummen erklären ließ (WOLF 2008).

Bleibt die Frage, welche weiteren baumphysiologischen Prozesse von den hohen Wintertemperaturen beleg-

bar nachteilig beeinflusst werden. Ein besonderes Risiko entsteht zweifellos bei einer frühzeitigen Aufhebung des Kälteschutzes. Bäume unserer Breiten stellen sich am Ende der Vegetationsperiode durch die Einlagerung von Alkohol-Zucker-Verbindungen auf Frosttemperaturen ein, so können die Wassermoleküle in den Zellen und Gefäßen nicht einfrieren. Mit zunehmender Temperaturerhöhung vermindert sich die Frosttoleranz wieder und das Spätfrostisiko steigt. Je zeitiger der Frostschutz infolge hoher Temperaturen aufgehoben wird, desto höher ist das Schadrisko bei später einsetzenden Frostperioden. Solange stärkere Frostereignisse im Frühjahr ausbleiben, droht auch keine Gefahr.

Weitere Risiken liegen für Bäume in dem überproportional hohen Verlust an gespeicherten Kohlenhydraten während der Vegetationsruhe. Da Bäume als lebende Organismen wie auch der Mensch im Winter atmen müssen, um leben zu können, werden die Stärkreserven in Wurzel und Stamm als Energiequelle genutzt. Die Atmungsrate – und damit der Verlust an Kohlenhydraten – steigt mit höheren Temperaturen. Dies dürfte z. B. für die zerstreut porigen Eichen besonders riskant sein, da aus dem winterlichen Kohlenhydratspeicher nicht nur die neue Blattmasse, sondern auch das Xylem mit den ersten Transportgefäßen gebildet werden muss. Laubbäume, die auf Grund fehlender Blätter nicht auf die Fotosynthese umschalten können, sind eher gefährdet als Nadelbäume. Die geringe winterliche Strahlungsintensität begrenzt aber auch die Fotosyntheseleistung der Nadelbäume.

Parallel zu den überdurchschnittlich hohen Wintertemperaturen gehen häufig hohe Niederschlagsmengen als Regen nieder. Erste Untersuchungen in Süddeutschland zeigen, dass die fehlende Transpiration zur Stau-nässe im Wurzelbereich führt. Der dadurch einsetzende Sauerstoffmangel (Anaerobie, Anoxie) begünstigt das Absterben der Feinwurzeln (RENNENBERG, mdl. Mitteilung). Diese Gefahr dürfte durch die höheren Versickerungsraten bei Sandböden gemindert sein.

#### Beispiel 4: Herkunftsbedingte Unterschiede in der physiologischen Stressantwort

Abschließend soll noch einmal auf die genetischen/ herkunftsbedingten Unterschiede des Anpassungspotenzials der Baumarten hingewiesen werden. Herkunftsversuche, die ursprünglich zumeist mit ertragskundlichen Zielstellungen angelegt wurden, bilden heute eine wichtige Grundlage, um ökophysiologische Fragestellungen zur Anpassungsfähigkeit unterschiedlicher Herkünfte des Verbreitungsgebiets einer Art zu untersuchen. Dabei zeigt sich häufig, dass Zuwachs und physiologische Anpassung konkurrierende Prozesse sind. In einem 15-jährigen Buchenherkunftsversuch (Kiel) dominierten zunächst die Herkünfte aus Brandenburg und Spanien. Nach der Trockenperiode 2003 fielen die Zuwächse der Herkünfte aus Brandenburg und Tschechien in den Folgejahren stark ab, während nun die Herkünfte aus dem Harz und Rumänien die höchsten Kreisflächenzuwächse aufwiesen. Vermindertes Wachstum ist nach heutigem Kenntnisstand mit einer

verminderten Konkurrenzkräften (Wachstum als Eroberung des Raumes in der Konkurrenz um Licht gegenüber den nächsten Nachbarn) verbunden. Allerdings ist noch unklar, wie sich künftig potenzielle Konkurrenten verhalten werden, da sich die intraspezifischen Konkurrenzbeziehungen künftig ebenfalls verändern. Die schlechter wachsenden Herkünfte hatten sich prophylaktisch mit verminderter Spaltöffnungsweite, folglich mit eingeschränkter Transpiration und geringerer Photosyntheserate, auf weitere Trockenstressereignisse eingestellt (KRIEBITZSCH et al. 2008). Diese „Überlebensstrategie“ ist physiologisch bemerkenswert, da sie „Blattgenerationen“ betrifft, die den Trockensommer 2003 nie „erlebt“ hatten. Bisher ist man davon ausgegangen, dass eine höhere Temperaturtoleranz nur über eine höhere Wasserverfügbarkeit des Standortes „erkaufte“ werden kann, da die Transpirationsraten steigen würden. Mit zunehmendem Anstieg des CO<sub>2</sub>-Gehaltes der Luft wird die Stomataleitfähigkeit von Bäumen (und damit der Wasserverlust) aber um bis zu 20 % abnehmen. Dadurch sinkt die Transpirationsrate stärker als die Fotosyntheserate (ROLOFF und RUST 2008).

Anhand eines 13-jährigen Kiefernprovenienzversuches konnten REHFELDT et al. (2002) zeigen, wie entlang des Ost-West-Gradienten des russischen Verbreitungsgebietes das Höhenwachstum mit der Wärmesumme (>5 °C) des Ursprungsgebietes korreliert. Entsprechend der großen Plastizität der Baumart gingen die Wachstumshöhenkurven je nach Herkunft ineinander über. So kumulierte das Wachstum bei einigen Herkünften bereits bei 1500 grd, während andere 2700 grd benötigten (Abb. 4).

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen DAVIS et al. (2005) für *Pinus contorta* aus unterschiedlichen Herkünften

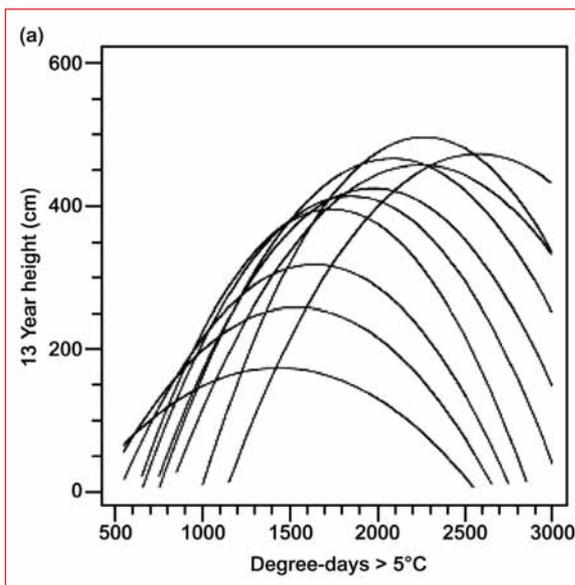


Abb. 4: Klimale Variation des Höhenwachstums von 13-jährigen Kiefern unterschiedlicher Herkünfte als response function in Abhängigkeit von den Temperatursummen (> 5 °C) des Ursprungsgebietes (nach REHFELDT et al. 2002)

West-Kanadas und schlussfolgern, dass die Häufigkeit einer heute wachstumsdominanten Herkunft durch benachbarte (künftige besser angepasste) Populationen reduziert wird, wenn der Genaustausch gesichert ist.

Eigene Untersuchungen in dem im Jahre 1908 von SCHWAPPACH angelegten Kiefern-Herkunftsversuch „Chorin 85“ unterstreichen die unterschiedlichen Anpassungs- und Wachstumsstrategien der Kiefern aus klimatisch unterschiedlichen Ursprungsgebieten. Der Versuch berücksichtigt acht Kiefernherkünfte, die von Schottland im Nordosten, Frankreich im Südwesten und Russland im Osten reichen (Übersicht bei KÄTZEL und LÖFFLER 2007a; SCHNECK 2007). Periodische Aufnahmen ertragskundlicher Parameter zeigten, dass Kiefern der Provenienz Masuren die größten Höhen und Stammdurchmesser erreichten. Den geringsten Wachstumserfolg bei gleichzeitig schlechtester Schafform erzielten die Kiefern der französischen Herkunft (LOCKOW 2002). Neben den ertragskundlichen Ergebnissen lassen eine Reihe von Sekundärinformationen auf erhebliche Unterschiede bezüglich Stresstoleranz und Prädispositionen gegenüber biotischen Schaderegern schließen. Noch im Kulturstadium waren z. B. die Herkünfte Schottland und Russland deutlich stärker von Ausfällen nach dem Trockenjahr 1911 sowie von der Kiefernadelnadelhütte (*Lophodermium seditiosum*) betroffen.

Physiologische Untersuchungen zur Trockenstresstoleranz im „Jahrhundertsummer“ 2003 zeigten u. a., dass die größten Wasserverluste in den drei Nadeljahrgängen in Kiefern der Herkünfte Lettland, Masuren und Russland auftraten, während von den Herkünften Frankreich und Brandenburg die nadelalter-spezifischen „Kritischen Werte“ nicht unterschritten wurden. Noch deutlicher werden die Unterschiede, wenn die Gehalte der stressanzeigenden Aminosäure Prolin im 1. Nadeljahrgang betrachtet werden. Während nur wenige Bäume der Herkünfte Frankreich und Brandenburg den „Kritischen Wert“ von 1 % des Gesamtaminosäuregehaltes überschritten, lagen die Medianwerte der drei östlichen Herkünfte signifikant über den Schwellenwerten – ein Signal für stressinduzierte Anpassungsreaktionen.

Vor dem Hintergrund der Klimaänderungen stellt sich die Frage, in welchen Regionen Europas bereits jetzt Herkünfte der heimischen Waldbaumarten an Klimabedingungen angepasst sind, die die Zukunftsszenarien für (Nord-) Deutschland abbilden. Ob diese Anpassungspotenziale genutzt werden können, wäre zwingend durch Herkunftsversuche zu überprüfen. Vor einer pauschalen Verwendung von Vermehrungsgut aus diesen Regionen muss gewarnt werden (LIESEBACH et al. 2007). Wie bereits eingangs erwähnt, sind zur Bewertung der Anpassungsfähigkeit und Anbaueignung eine Vielzahl von Ursache-Wirkungs-Mustern zu berücksichtigen und nicht nur die Toleranz gegenüber Temperaturerhöhung und Wassermangel. So ist z. B. in Zukunft die Frosttoleranz ein wichtiges Eignungskriterium, da Frostereignisse auch weiterhin in unseren Breiten auftreten werden.

## Schlussfolgerungen

Zweifellos sind Klimaänderungen und insbesondere Witterungsextreme einschneidende Selektionsfaktoren, die die Waldstruktur einschließlich der Baumartenzusammensetzung verändern werden. Selektion verschiebt natürlicherweise Konkurrenzbeziehungen und sie führt zu „Verlierern“, aber auch zu „Gewinnern“ auf allen ökosystemaren Ebenen (Individuum, Population, Ökosystem, Waldgesellschaft, Landschaft).

Alle Empfehlungen zur Baumarteneignung basieren gegenwärtig auf einer gutachterlichen Bewertung („qualitatives assesment“). Für dieses fehlt es noch an belastbaren Forschungsergebnissen. Kombiniert man die gegenwärtigen Konzepte und die ihnen zu Grunde liegenden Kriterien zur Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit von Baumarten, so sind je nach Standort die Überlebensprognosen für z. B. Birke, Hainbuche, Schwarz-Erle, Feld-Ahorn und Robinie groß. Wie dendroökologische Untersuchungen (siehe SCHRÖDER, dieser Schrift) zeigen, reagiert die Wald-Kiefer zunehmend auf den Klimawandel, ohne bisher jedoch die tatsächlichen Grenzen ihren physiologischen Toleranzbereiche für abiotische Stressfaktoren erreicht zu haben. Einschränkungen in der physiologischen Angepasstheit und der genetischen Anpassungsfähigkeit bestehen für die Stiel- und Trauben-Eiche sowie für die Rot-Buche. Gerade für diese vier wichtigen Wirtschaftsbaumarten widersprechen sich die Prognosen aus den statischen und dynamischen Ansätzen (vgl. KÖLLING und ZIMMERMANN 2007). Einigkeit besteht dagegen bezüglich der kritischen Entwicklungsprognose für die Gemeine Fichte.

Die dargestellten Beispiele aus der Gehölzphysiologie unterstreichen, dass Bäume zu komplexen Stressreaktionen befähigt sind, die ihnen helfen, das Überleben zu sichern. Die wenigen unter Freilandbedingungen durchgeführten Untersuchungen zur physiologischen Angepasstheit der Hauptbaumarten deuten auf eine relativ hohe Variabilität der Anpassungsreaktionen hin. Aus heutiger Sicht ist für den Zeitraum der vorgelegten Klimaszenarien (bis 2060) nicht davon auszugehen, dass sich im norddeutschen Raum das Ökosystem Wald in eine „Waldsteppe“ wandeln wird. Allerdings ist ein Wandel der Baumartenzusammensetzung und der Waldstruktur regional differenziert und in Abhängigkeit von der Ausgangssituation wahrscheinlich, was sich auch auf den wirtschaftlichen Ertrag auswirken wird. Da der Erfolg der Anpassungsreaktionen von einer Vielzahl von Begleitumständen, und nicht zuletzt von der individuellen genetischen Konstitution, abhängig ist, müssen für die Risikovor-sorge eine Reihe von Maßnahmen in das künftige Waldmanagement einbezogen werden.

Noch bevor Hoffnungen auf ökophysiologisch unbekannt, fremdländische Baumarten entwickelt werden, ist zunächst die Anpassungsfähigkeit der vorhandenen Wälder mit überwiegend heimischen Baumarten zu sichern. Notwendig hierfür sind individuenreiche Populationen mit einer hohen genetischen Vielfalt und

einem hohen Verjüngungspotenzial. Diese Populationen geeigneter Baumarten sind das Rückgrat klimaplastischer Wälder (siehe JENSSEN, Kap. 11 dieser Schrift). Die genetische Variabilität ist als forstgenetische Ressource die entscheidende Sicherheitsreserve bei einer Selektion durch extreme Klimafaktoren (KÄTZEL 2007)! Für die forstliche Praxis bedeutet dies u. a. ein langfristiges Vorgehen bei der natürlichen Verjüngung von Beständen.

Auf der Grundlage von Erfahrungen aus zurückliegenden Störungsereignissen oder ggf. anhand ökophysiologischer/genetischer Inventuren ist im Zweifelsfall zu prüfen, ob reproduzierende Bestände als Saatgutquelle für die natürliche Verjüngung und damit für die Zukunftsfähigkeit der Wälder geeignet sind. Möglicherweise kommt künstlichen Verjüngungsmaßnahmen mit zertifizierten Forstpflanzen aus genetisch charakterisierten Erntebeständen zukünftig eine größere Bedeutung zu. Allerdings ist zunehmend mit Schwankungen in der Saatgutversorgung zu rechnen, da die Saatgutproduktion von Witterungsextremen negativ beeinflusst wird. Dies betrifft insbesondere die kritische Phase der Blütenbildung, Wassermangel in der Reifephase sowie die zunehmende Gefahr von Insekenschäden und Infektionen des Saatgutes. Bei einer künstlichen Verjüngung müssen bereits bei der Saatgutgewinnung alle Maßnahmen berücksichtigt werden, die eine hohe genetische Vielfalt gewährleisten. Gegebenfalls ist Saatgut eines Ausgangsbestandes aus verschiedenen Erntejahren bzw. Pflanzen aus Anzuchten aus verschiedenen Erntebeständen zu mischen. Um Störungen im genetischen System frühzeitig zu erkennen, ist die Einführung eines genetischen Monitorings als Bestandteil einer umfassenden forstlichen Umweltkontrolle eine notwendige Voraussetzung. Hier kann auf entsprechende Erfahrungen aus Pilotstudien u. a. der Rot-Buche, Trauben-Eiche und Vogel-Kirsche zurückgegriffen werden (KÄTZEL et al. 2005; MAURER und KÄTZEL 2007).

Die meisten Ergebnisse aus physiologischen Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass die Anpassungspotenziale der Waldbäume an jeweils einen Stressfaktor meist höher sind als erwartet. Kritisch wird es allerdings, wenn zu extremen Klimafaktoren weitere Stressfaktoren (Insektenfraß, Bodenversauerung, Immissionen, Bodenverdichtung, Grundwasserabsenkungen etc.) hinzukommen. Im Rahmen der Risikovor-sorge müssen deshalb zusätzliche Belastungen vermieden werden. So müssten gegebenenfalls Pflanzenschutzmittel eher beziehungsweise häufiger appliziert werden als z. Z. üblich. Überhöhte Schalenwildbestände stellen ebenfalls sekundäre Schadfaktoren dar. Wenn sich im Zuge von Ausleseprozessen stresstolerantere Baumindividuen herausbilden, diese jedoch frühzeitig von Herbivoren gefressen oder durch Waldbrand vernichtet werden, sind die biologischen Selbstregulationsprozesse erfolglos.

Um forstwirtschaftliche Risiken und Schäden, die sich aus diesen Veränderungen ergeben könnten, rechtzeitig zu erkennen und ggf. zu mindern, ist ein moder-

nes forstliches Monitoring mit starkem regionalen Bezug für unsere Wälder unverzichtbar. Wie eingangs dargelegt, werden extreme Klimafaktoren zu einem verstärkten Absterben von einzelnen Bäumen innerhalb von Beständen führen. Für verschiedene Maßnahmen (Holznutzung, Waldschutz, Gefahrenabwehr zur Verkehrssicherung etc.) sollten diese Bäume beziehungsweise Baumgruppen frühzeitig erkannt werden. Hierfür werden Fernerkundungsverfahren immer bedeutsamer. Gleichfalls sind im Zuge der periodischen, intensiven forstlichen Dauerbeobachtung Indikatoren notwendig, die die Stressbelastung von Bäumen durch Klimafaktoren frühzeitig erkennen und bewerten (Reaktionsindikatoren). Die Potenziale dieser „Anpassungsvielfalt“ in den Beständen müssen künftig besser erkannt und genutzt werden (z. B. Saatgutgewinnung). Hierfür wurde im Land Brandenburg ein entsprechendes „Biomarker-Konzept“ entwickelt (KÄTZEL 2003).

Für *langfristige* Anpassungsstrategien sollte unverzüglich der Anbauerfolg von Herkünften aus dem Verbreitungsgebiet heimischer Baumarten getestet werden, die aus Regionen stammen, in denen bereits jetzt jene Klimabedingungen herrschen, die für Deutschland prognostiziert werden. Damit gewinnen Herkunftsversuche für die Hauptbaumarten wieder zunehmend an Bedeutung (siehe oben). Andererseits können eigene, genetisch gut charakterisierte Herkünfte (z. B. Kiefer) für die Verwendung in anderen derzeit noch kühleren und feuchteren Regionen Europas interessant sein. Generell ist für die Herkunftsforschung zu fordern, die genetischen und waldwachstumskundlichen Auswertungen künftig stärker mit Untersuchungen zu anpassungsrelevanten Merkmalen zu verbinden. All diese Maßnahmen sind bereits heute erforderlich, um übermorgen die Folgewirkungen des Klimawandels mindern zu können.

### Zusammenfassung

Unterschiedliche forstliche Fachdisziplinen sind derzeit bemüht, die Grenzen der Anpassungsfähigkeit von Waldbaumarten vor dem Hintergrund der abgeleiteten Klimaszenarien zu bewerten. Die wenigen unter Freilandbedingungen durchgeführten Untersuchungen zur physiologischen Anpassbarkeit der Hauptbaumarten deuten auf eine relativ hohe Variabilität der Anpassungsreaktionen hin, die u. a. auf eine hohe genetische Reaktionsnorm und auf eine hohe genetische Vielfalt auf Populationsebene zurückzuführen sind. Bei Baumarten mit zeitiger, häufiger und hoher Fruktifikationsrate (r-Strategen) steigt die Wahrscheinlichkeit der genetischen Anpassung über neue Genotypen. Genotypen/Arten, die entsprechend ihrer genetischen Reaktionsnorm entgegengesetzten Anpassungsstrategien (K-Strategen) unterworfen sind, werden in der Konkurrenz unterliegen. Physiologische Anpassungsreaktionen werden anhand von Beispielen (Hitze im Sommer, warme Winter) und unterschiedlicher genetischer Herkünfte diskutiert.

### Literatur

- AHAS, R.; AASA, A.; MENZEL, A.; FEDOTOVA, G.; SCHLEIFINGER, H. (2002): Changes in European spring phenology. *Int. J. Climatol.*, 22: 1727-1738.
- ARNOLD, M. L. (2006): *Evolution through genetic exchange*. Oxford University Press USA und Oxford, UK.
- CAMPBELL, R. K. (1979): Genecology of Douglas-fir in a watershed in the Oregon Cascades. *Ecology*, 60: 1036-1050.
- DAVIS, M. B.; SHAW, R. G.; ETTERTSON, J. R. (2005): Evolutionary responses to changing climate. *Ecology*, 86: 1704-1714.
- DEGEN, B.; LOVELESS, M.; KREMER, A. (2002): Modelling and experimental research on genetic processes in tropical and temperate forest. EMBRAPA, Belém: 200 S.
- EILMANN, B.; ZWEIFEL, R.; BUCHMANN, N.; FONTI, P.; RIGLING, A. (2009): Drought-induced adaptation of the xylem in Scots pine and pubescent oak
- EILMANN et al. *Tree Physiol.*, 29: 1011-1020.
- FABIAN, P.; MENZEL, A. (1998): Wie sehen die Wälder von morgen aus – aus Sicht eines Klimatologen. *Forstw. Cbl.*, 117.
- FLADUNG, M. (2005): Amerikanische Balsampappel – Erbgut vollständig entschlüsselt. *AFZ-DerWald* (5): 248-252.
- FOTELLI, M. N.; RADOGLIOU, K. M.; CONSTANTINIDOU, H. I. (2000): Water stress responses of seedlings of four Mediterranean oak species. *Tree Physiol.*, 20 (16):1065-75.
- FREI, T.; GASSNER, E. (2008): Climate change and its impact on birch pollen quantities and start of the pollen season an example from Switzerland for the period 1969-2006. *Int. J. Biometeorol* 52: 667-674.
- GEORGE, U. (1998) Vom Unsinn des Naturschutzes: *GEO*: 186-188.
- GIMENO, T. E.; PIAS, B.; LEMOS-FILHO, J. P.; VALLADARES, F. (2008): Plasticity and stress tolerance override local adaptation in the responses of Mediterranean holm oak seedlings to drought and cold. *Tree Physiol.*, 29: 87-98.
- HAMRICK, J. L. (2004): Response of forest trees to global environmental changes. *Forest Ecology and Management*, 197: 323-335.
- HERMS, D. A.; MATTSON, W. J. (1992): The Dilemma of Plants: To grow or defend. – *The Quarterly Review of Biology*. September 1992, Vol. 67, No. 3. The University of Chicago. USA. 67: 283-335.

- HOFFMANN, A. A.; WILLI, Y. (2008): Detecting genetic responses to environmental change. *Nature reviews*, 9: 421-432.
- MEIER, I. C.; LEUSCHNER, C. (2008): Genotypic variation and phenotypic plasticity in the drought response of fine roots of European beech. *Tree Physiology*, 28: 297-309.
- JENSSEN, M. (2006): Klimaschutz und Waldentwicklung – Freiheitsgrade in die Zukunft mit klimaplastischen Wäldern. Vortrag zur Potsdamer Klimakonferenz, 8. Nov. 2006 ([www.pik-potsdam.de](http://www.pik-potsdam.de)).
- JENSSEN, M.; HOFMANN, G.; POMMER, U. (2007): Die natürlichen Vegetationspotentiale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: BOUFFIER, V. A.; GANDERT, K.-D. (Hrsg.), Beiträge zur Gehölkzkunde 2007. Hansmann, Hemmingen: 17-29.
- JENSSEN, M. (2009): Forstpraktische Umsetzung des Leitbildes klimaplastischer Wälder im nordostdeutschen Tiefland. *Forst und Holz*, 64: 18-21.
- KÄTZEL, R. (2003): Biomarker als Indikatoren zur Bewertung des Vitalitätszustandes der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. Habilitationsschrift an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden: 244 Seiten.
- KÄTZEL, R. (2007): Zur Anpassungsfähigkeit von Gehölzen bei fortschreitenden Klimaänderungen – Welchen Beitrag kann die Genetik leisten? Abstract zum Tagungsband. 17. Fachtagung Forstgenetik, 10-13-10-07, Wien: S. 2.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2007a): Langzeituntersuchungen zu physiologischen Anpassungsreaktionen der Kiefer auf Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Umweltkontrolle (Level-II). In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Kap. 3.2, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 144-166.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2007b): Die physiologischen Ökotypen der Kiefer in Brandenburg. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 125-131.
- KÄTZEL, R.; MAURER, W. D.; KONNERT, M.; SCHOLZ, F. (2005): Genetisches Monitoring in Wäldern. *Forst und Holz*, 5/2005: 179-183.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2007a): „Growth or defense“ – Zur Kohlenstoffallokation der Kiefer am Beispiel des Herkunftsversuches „Chorin 85“. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 383-389.
- KILPELÄINEN, A.; PELTOLA, H.; RYYPÖ, A.; KELLOMÄKI, S. (2005): Scots pine responses to elevated temperature and carbon dioxide concentration: growth and wood properties. *Tree Physiology*, 25: 75-83.
- KILPELÄINEN, A.; ZUBIZARRETA, A.; GERENDIAIN, A. Z.; LUOSTARINEN, K.; PELTOLA, H.; KELLOMÄKI, S. (2007): Elevated temperature and CO<sup>2</sup> concentration effects on xylem anatomy of Scots pine. *Tree Physiology*, 27: 1329-1338.
- KÖLLING, C.; ZIMMERMANN, L. (2007): Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 67 (6): 259-268.
- KÖLLING, C.; ZIMMERMANN, L.; WALENTOWSKI, H. (2007): Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? *AFZ-DerWald*, 11: 584-588.
- KONNERT, M. : Herausforderung für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung: Klimawandel. *AFZ-DerWald*: 866-867.
- KRIEBITZSCH, W.-U.; BECK, W.; SCHMITT, U.; VESTE, M. (2008): Bedeutung trockener Sommer für Wachstumsfaktoren von verschiedenen Herkünften der Buche. *AFZ-DerWald* 5: 246-248.
- KÜBNER, R. (2002): Primäre Fruchtausbreitung von Flatter-Ulme und Winter-Linde. *AFZ-DerWald*: 222-224.
- LEPAIS, O.; PETIT, R. J.; GUICHOUX, E.; LAVEBRE, J. E.; ALBERTO, F.; KREMER, A.; GERBER, S. (2009): Species relative abundance and direction of introgression in oaks. *Molecular Ecology*, 18: 2228-2242.
- LIESEBACH, H.; SCHNECK, V.; KÄTZEL, R. (2007): Phänotypische und genetische Variation bei Landschaftsgehölzen – Ein Review und Beitrag zur aktuellen Diskussion über Herkunftsgebiete. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 39 (10): 297-302.
- LOCKOW, K. W. (2002): Internationaler Kiefern-Provenienz-Versuch „Chorin 85“. *AFZ-DerWald*, 12: 603-604.
- LYR, H.; FIEDLER, H. J.; TRANQUILLINI, W. (Hrsg.) (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze. G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart: 620 S.
- MALCOM, J. R.; LIU, C.; NEILSON, R. P.; HANSEN, L.; HANNAH, L. (2006): Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 20: 538-548.
- MAURER, W. D.; KÄTZEL, R. (2007): Genetisches Monitoring forstlicher Genressourcen. In: Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität (Tagungsband zum Symposium am 7./8. November 2006 in Königswinter [F. BEGEMANN et al. Hrsg.]. Agrobiodiversität-

### 34 Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme – eine Betrachtung zu baumartenspezifischen Risiken aus Sicht der Ökophysiologie

- Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) Bonn, Bd. 27: 93-106.
- MAYR, E. (2005): Konzepte der Biologie. Hirzel Verlag Stuttgart: 247 S.
- MENZEL, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen. Forstliche Forschungsberichte München: 164.
- MÜLLER-STARCK, G.; ZIEHE, M.; SCHUBERT, R. (2005): Genetic diversity parameters associated with viability selection, reproductive efficiency and growth in forest tree species. Chap.5, pp 87-108 In: SCHERRER-LORENZEN, M.; KÖRNER, CH.; SCHULZE, E.-D. (Hrsg.) Forest Diversity and Function. Ecological Studies 176, Springer Verlag, Heidelberg.
- PELTOLA, H.; KILPELÄINEN, A.; KELLOMÄKI, S. (2009): Diameter growth of Scots pine (*Pinus sylvestris*) trees grown at elevated temperature and carbon dioxide concentration under boreal conditions. Tree Physiology, 22: 963-972.
- ROBSON, T. M.; RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J.; SÁNCHEZ-GÓMEZ, D.; ARANDA, I. (2008): Summer drought impedes beech seedling performance more in a sub-Mediterranean forest understory than in small gaps. Tree Physiol. 2009 Feb. 29 (2): 249-59.
- ROHMEDER, E. (1972): Das Saatgut in der Forstwirtschaft. Paul Parey Verlag Hamburg und Berlin: 337 S.
- ROLOFF, A.; GRUNDMANN, B. (2008): Bewertung von Baumarten anhand der KLimaArtenMatrix. AFZ-DerWald, 20: 1086-1087.
- ROLOFF, A.; RUST, S. (2008): Der Einfluss des Klimawandels auf die Baumphysiologie – Konsequenzen für die Gehölzverwendung. Forst und Holz, 63: 15-20.
- SALLAS, L.; OMALA, E.-M.; UTRIAINEN, J.; KAINULAINEN, P.; HOLOPAINEN, J. K. (2003): Contrasting effects of elevated carbon dioxide concentration and temperature on Rubisco activity, chlorophyll fluorescence, needle ultrastructure and secondary metabolites in conifer seedlings. Tree Physiology, 23: 97-108.
- SAVOLAINEN, O.; BOKMA, F.; KNÜRR, T.; KÄRKKAINEN; PYHÄJÄRVI, T.; WACHOWIAK, W. (2007): Adaptation of forest trees to climate change. In: KOSKELA, J. et al.: Climate change and forest genetic diversity. Rom: 19-30.
- SAXE, H.; CANNELL, M. G. R.; JOHNSEN, O.; RYAN, M. G.; VOURLITIS, G. (2001): Tree and forest functioning in response to global warming. New Phytologist, 149: 369-400.
- SCHIRMER, R. (2003): Zum Vermehrungsgut der Roterle. In: LWF: „Beiträge zur Schwarzerle 2003“. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Bd. 42, Kap. 6.
- SCHNECK, V. (2007): Wachstum von Kiefern unterschiedlicher Herkunft – Auswertung der Kiefernherkunftsversuche im nordostdeutschen Tiefland. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Kap. 3.2, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 374-382.
- SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie. G. Fischer Verlag, Jena, 155-156.
- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H. J.; AAS, G. (1994): Enzyklopädie der Holzgewächse. Ecomed Verlag.
- SKELLY, D. K.; JOSEPH, L. N.; POSSINGHAM, H. P.; FREIDENBURG, L. K.; FARRUGIA, T. J.; KINNISON, M. T.; HENDRY, A. P. (2007): Evolutionary responses to climate change. Conservation Biology, 21 (5):1353-1355.
- THUILLER, W. (2003): BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. Globale Change Biology, 9: 1353-1362.
- THUILLER, W.; ARAUJO, M.; LAVOREL, S. (2003): Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plants species at different scales. J. of Vegetation Sciences, 14: 669-680.
- UBA (2007): Neue Ergebnisse zu regionalen Klimaänderungen. Das statistische Regionalisierungsmodell WETTREG. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/RegionaleKlimaänderungen.pdf>.
- VAN GESTEL, C. A. M.; VAN BRUMMELEN, T. C. (1996): Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. Ecotoxicology, 5: 217-225.
- VILLAR-SALVADOR, P.; PLANELLES, R.; OLIET, J.; PEÑUELAS-RUBIRA, J. L.; JACOBS, D. F.; GONZÁLEZ, M. (2004): Drought tolerance and transplanting performance of holm oak (*Quercus ilex*) seedlings after drought hardening in the nursery. Tree Physiol. 2004 Oct. 24, (10):1147-1155.
- WOLF, H. (2008): Rot-Buche – Plastizität im Klimawandel. AFZ-DerWald 20: 1096-1098.
- ZIMMERMANN, R.-D. (1996): Begriffsdefinition zur Bioindikation. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox., 8 (3): 169-171.

# Risiken durch Witterungsextreme für Kiefer und Eiche in Nordostdeutschland: Ansätze zur Schätzung des Gefährdungspotenzials

JENS SCHRÖDER

## Einleitung

### Hintergrund

Das nordostdeutsche Tiefland nimmt den größten Teil des Bundeslandes Brandenburg ein und gehört zu den Regionen, die vom anthropogenen Klimawandel am deutlichsten betroffen sind (GERSTENGARBE et al. 2003). Die Folgen sind als Erhöhung der Durchschnittstemperaturen bei etwa gleich bleibendem Niederschlag bereits für die vergangenen 50 Jahre nachweisbar; die Zukunftsszenarien weisen auf weiter steigende Temperaturen sowie die Verringerung und Verlagerung der Niederschläge hin (WECHSUNG et al. 2008, Abb. 1). Diese Veränderungen beeinflussen unmittelbar die forstliche Landnutzung in Brandenburg, die sich im Wesentlichen auf die Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) sowie in zunehmendem Maße auf die heimischen Eichenarten (*Quercus spec.*) stützt. Unter den gegebenen Standortverhältnissen ist die Wasserversorgung schon jetzt häufig der limitierende Faktor für das Wachstum dieser Baumarten (KOPP und SCHWANECKE 1994; LASCH et al. 1999), zunehmender Wasserstress gilt außerdem als eine der Ursachen für die seit Jahren zu beobachtenden Vitalitätsprobleme z. B. der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] L.) (THOMAS et al. 2002; KÄTZEL et al. 2006). Zur Abschätzung der langfristigen Perspektiven der Forst- und Holzwirtschaft in Brandenburg bedarf es deshalb wissenschaftlich fundierter, aussagekräftiger Modelle zur Schätzung des Risikos, das mit der Orientierung auf Kiefer und Eiche für die Zukunft verbunden ist.

### Forschungsansatz

Viele klimatische Extreme verursachen nicht nur unmittelbare Zuwachs- und damit Ertragseinbußen, sie schwächen zusätzlich die Vitalität der Bäume, begrenzen also deren Fähigkeiten, widrigen Umweltbedingungen zu widerstehen, und erhöhen das Risiko des Absterbens. Aus dem engen Zusammenhang zwischen Wachstum bzw. Zuwachs und Vitalität wird deshalb der Ansatz abgeleitet, den Verlauf der Wuchsleistungen als Indikator für die Vitalitätsentwicklung zu analysieren (UFNALSKI und SIWECKI 2000; DOBBERTIN 2005). Besonders geeignet ist auf Grund seines engen Zusammenhangs mit dem Vitalitätszustand und der Möglichkeit, Bohrkerne für retrospektive Untersuchungen zu nutzen, der Radialzuwachs auf Brusthöhe (KÄTZEL et al. 2006). Mit den Analysen soll somit das Risiko geschätzt

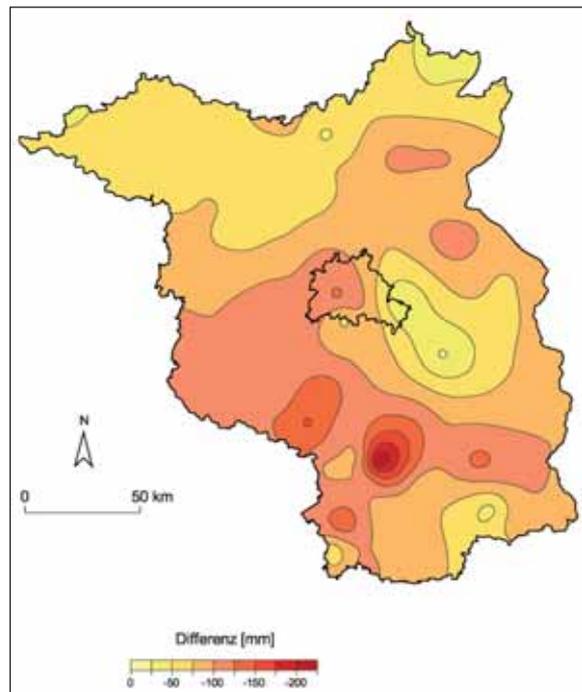


Abb. 1: Vergleich der durchschnittlichen Jahresniederschläge in der Periode 2046-55 mit der Referenzperiode 1951-2000 nach dem Szenario von GERSTENGARBE et al. (2003) für Brandenburg. Dargestellt sind die Differenzen des Szenarios zur Referenzperiode, die eine flächendeckende Abnahme der Niederschläge um bis zu 200 mm pro Jahr bedeuten

werden, dass Bäume als Folge von Witterungsschwankungen extreme Zuwachs- und damit Vitalitätseinbrüche zeigen, die mit großer Wahrscheinlichkeit zum Absterben führen können.

## Daten und Methoden

### Datengrundlage

Die Untersuchungen stützen sich auf Daten, die im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundprojekts „Oak-Chain“ erhoben wurden (SCHRÖDER 2008; ELMER et al. 2009). Grundlage sind zum einen umfangreiche Auswertungen von Bohrkerne aus Mischbeständen von Trauben-Eiche und Kiefer in Nordostdeutschland und Polen (siehe unten). Ein Teil dieser Bestände ist als West-Ost-Sequenz mit zunehmender Kontinentalität

Tabelle 1: Versuchsflächen zur Bohrkernentnahme für Analysen der Klima-Zuwachs-Beziehungen

Name	Revier + Teilfläche	RW	HW	H [m]	Alter TEI [a]	Dg TEI [cm]	Alter GKI [a]	Dg GKI [cm]
K1	Kümmernitz 1672 a	310370	5856889	50	140	40,0	140	45,1
K2	Rochau 5149 b2	399744	5738515	130	90-180	42,7	180	46,8
K3	Schernsdorf 156 b3	464458	5782597	70	125	34,7	120	40,6
K4	Sycow 97 b	705354	5674608	200	110	34,6	110	40,1
K5	Staszów 14 c	514735	5603058	230	120	36,7	120	38,2

Stand: 01.01.2006, Alter auf Brusthöhe gerundet, RW = Rechtswert, HW = Hochwert (UTM WGS84; K1-K4: 33U, K5: 34U), H = Höhe über Normalnull, TEI = Trauben-Eiche, GKI = Gemeine Kiefer, Dg = Durchmesser des Grundflächenmittelstamms

von Sachsen-Anhalt bis Ostpolen organisiert („K1“ bis „K5“, Tab. 1) und stockt auf edaphisch und hydrologisch vergleichbaren Standorten mittlerer Nährkraft bei durchschnittlicher Wasserversorgung. Zusätzlich wurden hier nicht gesondert dargestellte Versuchsflächen mit Mischbeständen anderer Alterszusammensetzung und teilweise nach oben („K-Standorte“) sowie nach unten („Z-Standorte“) abweichender Trophie einbezogen (KOPP und SCHWANECKE 1994).

Eine weitere Grundlage der Auswertungen bilden Zeitreihen in Tagesauflösung für die Witterungsparameter Niederschlag (Tagessumme) und Temperatur (Tagesmittel). Für K1 bis K3 lagen sie flächenspezifisch für den Zeitraum 1951 – 2007 aus Messungen nahegelegener Wetterstationen vor, für die polnischen Flächen wurden Werte aus Interpolationsmodellen des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung auf Basis polnischer Messwerte von 1958 bis 2002 verwendet (ELMER et al. 2009).

#### Auswertung von Bohrkernproben

Für die Analysen der Beziehungen zwischen Witterung und Radialzuwachs wurden auf jeder Versuchsfläche an 15-20 Trauben-Eichen und Kiefern aus der herrschenden Bestandesschicht auf 1,3 m Höhe je zwei Bohrkern senkrecht versetzt zueinander entnommen. Die Vermessung der Jahrringbreiten an den getrockneten, fixierten und geschliffenen Kernen erfolgte rechnergestützt auf einem LINTAB-V-Messtisch der Firma Rinntech, Heidelberg. Die arithmetischen Mittel der beiden Verläufe je Baum bildeten nach Ausschluss von Bäumen mit auffällig abweichendem Wachstumsgang die Basis für flächen- und baumart-spezifische Jahring-Chronologien (zur Methodik im Detail vgl. BECK 2007 und SCHRÖDER und BECK 2009), d. h. für mittlere Jahrringbreiten-Zeitserien des herrschenden Bestandes. Diese Zeitreihen wurden über entsprechende Transformationen (sog. Prewhitening durch Trendeliminierung und autoregressive Modellierung) in Zeitreihen des mittleren Jahring-Index überführt. Je nach Alter der Bäume reichen die Zeitreihen bis in das 19. Jahrhundert zurück, in die Klima-Zuwachs-Analysen ging jedoch nur die Zeit ab 1950 ein, für die auch Witterungsdaten vorlagen.

#### Zeitreihenanalyse

Die Jahring-Index-Zeitserien haben den Mittelwert 1 und sind trendlos, sie erfüllen damit die notwendigen

Bedingungen für die Anwendung von Methoden der Zeitreihenanalyse. Zur Untersuchung der Reaktion von Bäumen auf Umwelteinflüsse werden aus diesen Methoden die Autokorrelation und die Sensitivität ausgewählt. Die Autokorrelation bildet den Einfluss der vorjährigen Jahrringbreite auf die aktuelle ab, ihr Maß ist der Korrelationskoeffizient zwischen einer Zeitreihe und ihrem um ein Jahr in die Vergangenheit verschobenen Duplikat. Die Sensitivität gibt Aufschluss über die Reaktionsstärke, d. h. über den Jahr-zu-Jahr-Wechsel der Jahrringbreite. Die jährliche Sensitivität  $S_t$  und der mittlere Wert  $S$  für eine Spanne von  $n$  Jahren berechnen sich wie folgt:

$$S_t = \left| \frac{2 \cdot (JRB_t - JRB_{t-1})}{JRB_t + JRB_{t-1}} \right| \quad \text{bzw.} \quad S = \left( \sum_{t=2}^n S_t \right) \cdot (n-1)^{-1}$$

**Formel 1: Jährliche und mittlere Sensitivität mit  $JRB =$  Jahrringbreite,  $t =$  aktuelles Jahr,  $t-1 =$  Vorjahr.**

Der Informationsgehalt der beiden Parameter ist eng miteinander gekoppelt (BONN 1998): Während die Autokorrelation als Ausdruck des Puffervermögens gegenüber externen Einflüssen und somit als Stabilitätsmaß aufgefasst werden kann, drückt die Sensitivität aus, in welchem Maße äußere Faktoren das Reaktionsvermögen der Bäume beansprucht haben (vgl. BECK 2007). Sie ist komplementär zur Autokorrelation als Empfindlichkeitsmaß zu verstehen. Der Durchschnitt über den gesamten von den Bohrkernen abgedeckten Zeitraum sagt relativ wenig aus, relevanter für die Risikoabschätzung ist die Entwicklung der beiden Größen über die Zeit. Diese lässt sich anhand der Mittelwerte (Sensitivität) und der Korrelationskoeffizienten (Autokorrelation) für kürzere Fenster von 21 Jahren Länge untersuchen, die vom Beginn des Untersuchungszeitraums an jeweils ein Jahr vorrücken, bis die Gegenwart erreicht ist.

#### Rechnergestützte Analysen der Klima-Zuwachs-Beziehung

Zur Untersuchung und modellhaften Nachbildung der Witterungswirkung auf Jahrringbreiten sind vielfältige methodische Ansätze entwickelt worden (FRITTS 1976; SCHWEINGRUBER 1996). Im Mittelpunkt dieser Verfahren steht meist die Gegenüberstellung von Jahringindex-Zeitserien mit dem Verlauf von einzelnen oder kombinierten Witterungsvariablen. Die kontinuierlichen Verläufe sind häufig in Monatsabschnitte unterteilt, z. B. in Monatssummen der Niederschläge und Monatsmit-

teltemperaturen. Zur Quantifizierung des Einflusses werden Korrelationsanalysen, Regressionsverfahren oder komplexe Analysen mit Hilfe von *response functions* benutzt, die z. T. in Rechnerprogramme zur standardisierten Datenverarbeitung integriert sind. Aus dieser Gruppe wurde die Software DENDROCLIM2002 zur Anwendung auf das zur Verfügung stehende Datenmaterial ausgewählt (BIONDI und WAIKUL 2004). Als Alternative zur häufig willkürlichen und den biologischen Prozessen nicht adäquaten Setzung der Monatsgrenzen entwickelte BECK (2004 und 2007) das Analysewerkzeug CLIMTREG, das eine objektivierte Auswahl der Witterungsvariablen mit Hilfe automatisierter Regressionsanalysen erlaubt. Eingangsgrößen sind die mittleren relativen Bilanzen (d. h. die mittlere, kumulative, tägliche Abweichung vom Durchschnittswert 1951 – 2000 in Prozent) von Temperatur und Niederschlag. Daraus werden die folgenden Witterungsvariablen für das Regressionsmodell hergeleitet:

- (1) die mittlere relative Niederschlagsbilanz,
- (2) das Quadrat von (1) zur Abbildung nichtlinearer Zusammenhänge,
- (3) die mittlere relative Temperaturbilanz sowie
- (4) das Produkt von (1) und (3) zur Berücksichtigung von Interkorrelationen.

Der Einfluss dieser vier Variablen auf die Jahrringindex-Zeitreihe wird in gleitenden Zeitfenstern steigender Länge für das Sommerhalbjahr (April bis Oktober) und die vorangegangene Winterperiode (Dezember bis März) berechnet und bewertet. Die Länge der Zeitfenster beträgt maximal 184 Tage (für das gesamte Sommerhalbjahr) und minimal 21 Tage. Die am Ende automatisiert ausgewählten Variablen des Regressionsmodells bestehen aus Kombinationen der vier Witterungsvariablen mit Zeitfenstern bestimmter Lage und Länge. In mehreren Durchläufen werden auch die Zeitabschnitte geprüft, die die jeweils bis dahin gefundene beste Lösung nicht erfasst hatte. Nach der Phase des „Modellaufbaus“ folgt die Entfernung nicht signifikanter Variablen, damit alle Ursachevariablen des danach verbleibenden Modells statistisch signifikant sind. Weitere Optimalitätskriterien der regressionsanalytischen Anpassung sind das Gesamt-Bestimmtheitsmaß, eine der

Jahrringindex-Messwertreihe entsprechende Sensitivität der Modellwerte-Zeitreihe sowie eine hohe Gleichläufigkeit zwischen diesen beiden Kurven. Das Resultat dieses Verfahrens sind Regressionsgleichungen, die eine sehr genaue Anpassung an die Jahrringindex-Zeitreihe erzeugen und biologisch interpretierbar sind.

## Möglichkeiten der Risikoabschätzung

### Zuwachsverhalten in der Vergangenheit

Die langfristige Zuwachsdynamik weist keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Flächen auf und wird in Abb. 2 am Beispiel der fünf Flächen der Kontinentalitäts-Sequenz dargestellt. Die typischen Wachstumsmuster beider Baumarten in der Einzelbaummischung sind von K1 bis K5 in ähnlichen Relationen festzustellen. Während die Kiefer als Pionierbaumart nach hohen Zuwächsen in der Jugendphase fallende Trends zeigt, steigt der Radialzuwachs der untersuchten Eichen nach (u. a. durch die Konkurrenzwirkung der schneller wüchsigen Kiefer) zurückhaltendem Beginn kontinuierlich und überschreitet meist ab dem Altersbereich 50-70 die Durchschnittswerte der Kiefern. Bemerkenswert sind die in der jüngeren Vergangenheit wieder steigenden Zuwachstrends bei Kiefer, die auch auf anderen Flächen festgestellt wurden. Zum Teil ist das Phänomen durch die Mittelbildung aus herrschenden Bäumen zu erklären, zusätzlich wirken sich aber positive klimatische Wachstumsbedingungen in dieser Periode aus. Die Stärke des Witterungseinflusses in einzelnen Jahren lässt sich u. a. mit Hilfe von „Weiserjahren“ abschätzen, in denen ein auffällig hoher Anteil der Bäume einer Art gleichläufige Zuwachsschwankungen zeigte (SCHWEINGRUBER 1996; SCHRÖDER et al. 2009). Die vergleichende Betrachtung der Jahrringindex-Verläufe mehrerer Versuchsflächen kann ebenfalls Jahre bzw. Abschnitte mit auffällig ähnlichen Richtungsänderungen identifizieren, die auf die Wirkung exogener Faktoren verweisen, die unabhängig von der einzelnen Fläche großflächig wirksam waren. Abb. 3 zeigt die Jahrringindex-Kurven für Traubeneichen aus dreizehn Mischbeständen mit Kiefer, die zusätzlich zur Kontinentalitätssequenz untersucht wur-

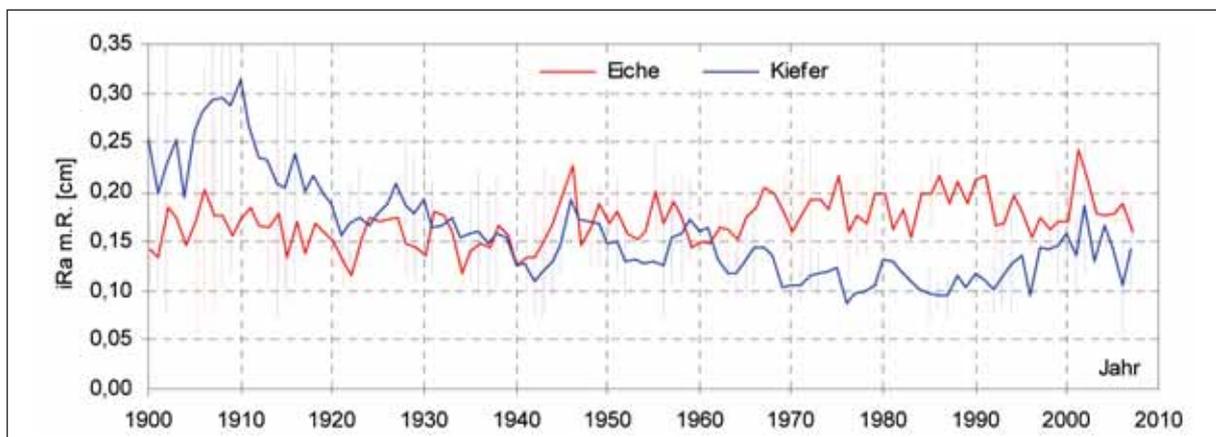


Abb. 2: Jährlicher Radialzuwachs mit Rinde (iRa m. R.) herrschender Kiefern und Trauben-Eichen im Mittel der Flächen K1-K5 von 1900 bis 2007 mit der Standardabweichung als Fehlerindikator

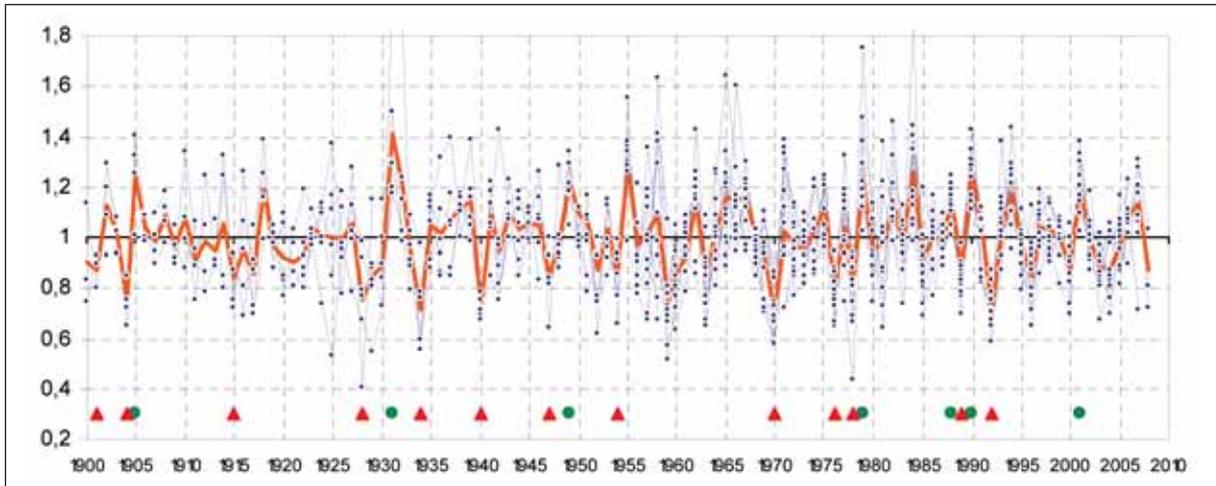


Abb. 3: Jahrringindex-Kurven für Trauben-Eichen des herrschenden Bestands auf dreizehn Zusatz-Versuchsflächen des OakChain-Projekts. Der durchschnittliche Verlauf sowie Jahre mit auffälligen Abweichungen sind hervorgehoben: Kreise markieren einheitlich positive, Dreiecke einheitlich negative Abweichungen vom Mittelwert 1

den. Deutlich erkennbar ist der stark gleichläufige Verlauf der Zeitreihen z. B. in den Jahren 1970 – 1980 sowie 1987 – 1997.

Der zeitliche Verlauf von Autokorrelation und Sensitivität folgt auf den einzelnen Flächen ähnlichen Trends, zeigt aber größere Differenzen zwischen den Kollektiven als beim Radialzuwachs. In Perioden hoher Autokorrelation ist die Sensitivität in der Regel gering und umgekehrt. Im Vergleich zwischen Eiche und Kiefer fällt die in jüngerer Vergangenheit im Durchschnitt abnehmende Autokorrelation bei gleichzeitig steigender Sensitivität der Kiefer auf. Die Pufferung externer Einflüsse ist damit aktuell auf das Niveau der Eiche gesunken, während die Empfindlichkeit bzw. Reaktionsstärke über die der Eiche hinausgeht (Abb. 4).

#### Korrelationsanalysen auf Monatsbasis

Das Programm DENDROCLIM2002 ermöglicht die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Zuwachs und Witterung auf Monatsbasis anhand von Korrela-

tionskoeffizienten und response functions. Auf Grund der geringeren Anzahl von Ergebnissen bei response-function-Analysen und der Probleme, diese biologisch zu interpretieren, konzentrieren sich die folgenden Darstellungen auf die Korrelationsanalysen zwischen monatlichen Witterungswerten und jährlichen Radialzuwachsdaten. Die Analysen des Gesamtzeitraums seit 1950 zeigen im Durchschnitt etwas höhere Korrelationskoeffizienten der Zuwachsdaten mit den Monatsniederschlägen als mit den Monatsmitteltemperaturen auf den Versuchsflächen. Betrachtet man die Zeit seit 1975, dann werden die Beziehungen in der Regel noch etwas straffer. Die Zahl signifikanter Korrelationen ist für die Eichen größer als für die Kiefer (Abb. 5). Am stärksten gekoppelt sind positive Zuwachsdaten an vergleichsweise hohe Niederschläge im Februar (vor allem Kiefer) und im Juni (vor allem Eiche). Hinsichtlich der Temperatur fördern milde Spätwinter das Wachstum der Kiefer (besonders im Fall der polnischen Flächen), die Eiche profitiert dagegen eher von kühlen Sommern. Die deutlichsten Abhängigkeiten zeigen sich für die Eichen auf der westlichsten Versuchsfläche K1.

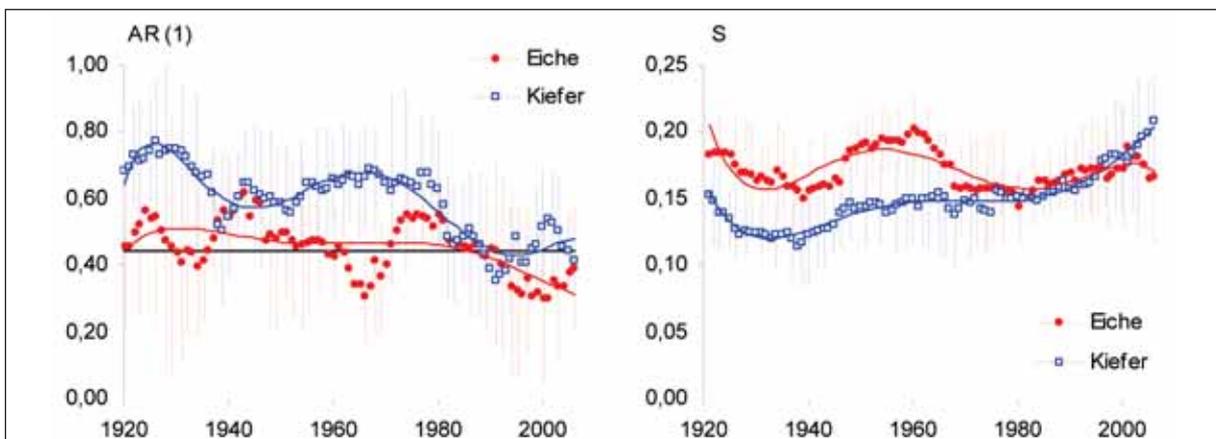


Abb. 4: Autokorrelation erster Ordnung (AR (1)) und Sensitivität (S) der Jahrringbreite bei herrschenden Eichen und Kiefern im Mittel der Flächen K1-K5 mit der Standardabweichung als Fehlerindikator. Datenpunkte sind die Mittelwerte gleitender 21-Jahres-Perioden, aufgetragen über dem Endjahr der Periode. Die waagerechte Linie im Diagramm links ist die Signifikanzschwelle für den Korrelationskoeffizienten erster Ordnung bei  $\alpha = 0,05$

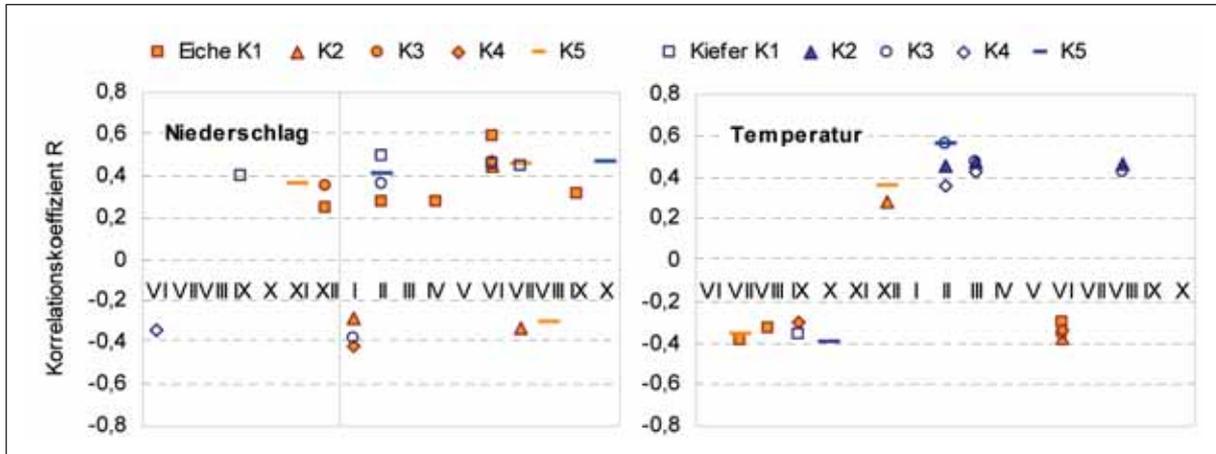


Abb. 5: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen Zuwachsraten und Monatsniederschlägen (links) bzw. Monatsmitteltemperaturen (rechts) für Eiche und Kiefer auf den Versuchsflächen K1-K5 im Zeitraum 1975 – 2006. Im Bereich links der Ordinate sind jeweils die Beziehungen zum Monat im Vorjahr dargestellt (Juni – Dezember), rechts die zum Monat im laufenden Jahr (Januar – Oktober)

Neben der Untersuchung statischer Zeiträume bietet DENDROCLIM2002 auch die Möglichkeit, wandernde Zeitfenster variabler (d. h. wachsender oder abnehmender) und fester Länge zu betrachten. Entsprechende Analysen bestätigen eine seit 1950 zunehmende Abhängigkeit zwischen Zuwachsraten und Monatsniederschlägen. Auch hier gilt, dass bei Eiche im Mittel höhere Korrelationskoeffizienten erreicht werden als bei Kiefer. Für beide Baumarten war der Juni im untersuchten Zeitraum am wichtigsten, wobei die Abhängigkeit bei Kiefer z. Z. wieder abgenommen hat. Auffällig ist die in letzter Zeit festzustellende Relevanz des Februars (siehe auch Abb. 5) für das Wachstum der Kiefer: Niederschläge in dieser Zeit füllen den Bodenspeicher besonders effektiv, von dem die Bäume bei der Frühholzbildung zehren. Speziell für Eiche sind zunehmend die April- und Septemberrniederschläge von Bedeutung.

Objektivierte Auswahl von Witterungsparametern mit CLIMTREG

Das Analysewerkzeug CLIMTREG führt im Vergleich mit monatsbasierten Verfahren zu deutlich strafferen Beziehungen zwischen Witterungsgrößen und Zuwachs. Mit dem Programm können entweder die gesamte Länge der zur Verfügung stehenden Zeitreihen oder auch Ausschnitte daraus untersucht werden. In der Regel steigt die Übereinstimmung zwischen Messwerte- und Modellzeitreihe, wenn zur regressionsanalytischen Anpassung kürzere Zeitabschnitte herangezogen werden. Ein Grund liegt darin, dass die Beziehungen zwischen externen Faktoren und Jahrringbreitenbildung nicht konstant sind, sondern durch das zunehmende Alter der Bäume, durch Anpassungsprozesse und durch sich ändernde Umweltbedingungen einem stetigen Wandel unterworfen sind. Abb. 7 und Tab. 2

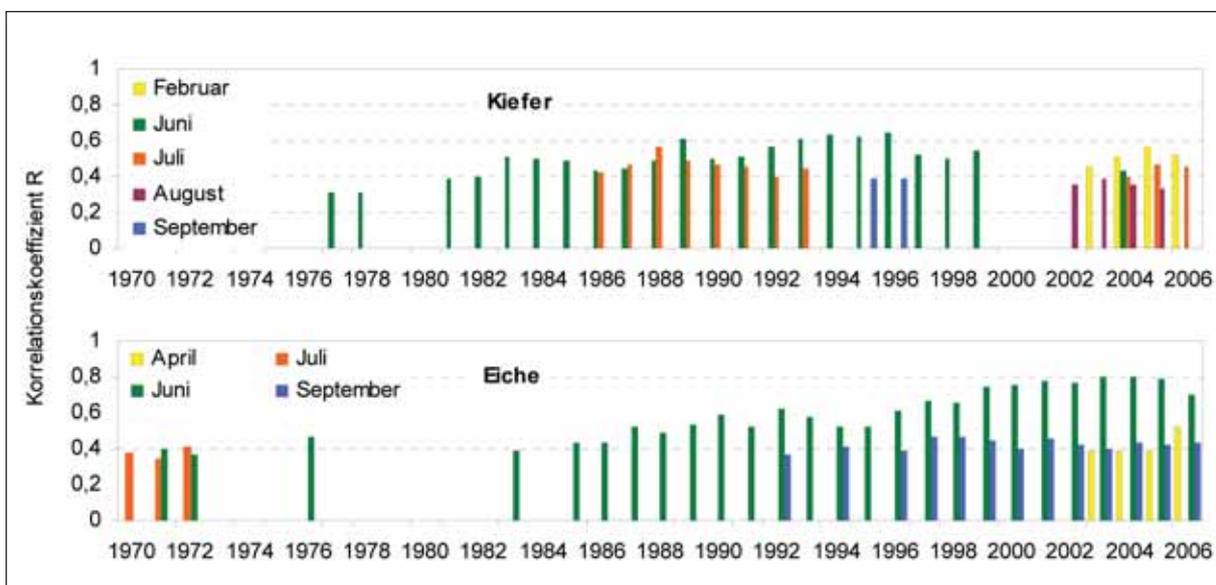


Abb. 6: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen Monatsniederschlägen und Radialzuwachsraten bei Eiche und Kiefer am Beispiel der Fläche K1. Dargestellt sind die Werte für gleitende Fenster von 18 Jahren Länge über dem Endjahr der Periode (1970: Korrelation der Werte 1953 – 1970 usw.)

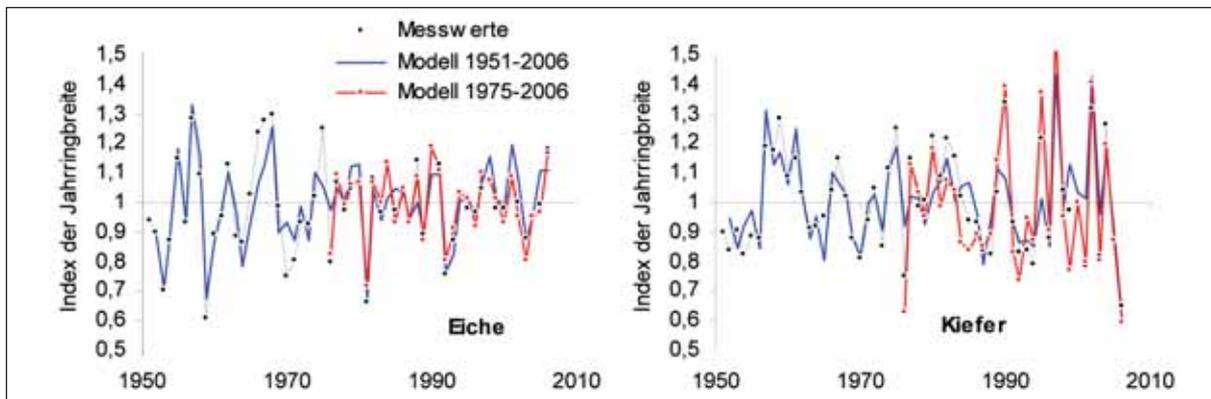


Abb. 7: Vergleich der Zeitreihen des Jahring-Index für die Gesamt-Referenzperiode 1951 – 2006 und für die Periode 1975 – 2006 für Trauben-Eiche und Kiefer, herrschender Bestand, Versuchsfläche K3

zeigen beispielhaft die Ergebnisse der Modellbildung mit CLIMTREG auf Basis verschiedener Bezugszeiträume für die Fläche K3 in Ostbrandenburg.

Tabelle 2: Bestimmtheitsmaße der Regressionsmodelle und Gleichläufigkeit (GLK) zwischen Modell- und Messwertzeitreihe für Eiche und Kiefer für die Anpassung an verschiedene Zeiträume, Fläche K3

Zeit	Eiche: R <sup>2</sup>	Eiche: GLK	Kiefer: R <sup>2</sup>	Kiefer: GLK
1951 – 2006	0,77	0,83	0,68	0,82
1975 – 2006	0,92	0,96	0,94	0,96

In der von Westen nach Osten reichenden Versuchsflächen-Abfolge repräsentiert die Fläche K3 mittlere Kontinentalitätsbedingungen. Die Jahresniederschläge in der Region betragen 1961-1990 im Mittel 533 mm bei 8,9 °C Durchschnittstemperatur. Für die Vegetationsperiode von Mai bis September ergaben sich Mittelwerte von 291 mm bzw. 16,2 °C. Nach der Auswertung mit CLIMTREG entscheidet unter diesen Bedingungen der Niederschlag über das Maß der Jahringbreitenbildung (Formel 1). Für die Eiche zum Beispiel identifiziert das Analysetool bei Betrachtung des Zeitraums 1951 – 2006 vier Perioden im Jahresverlauf, die signifikanten Einfluss auf den Jahring-Index hatten (Tab. 3).

Formel 1: Modell für den Jahring-Index  $JRI_m$ , Beispiel Trauben-Eiche ( $a_0$ - $a_{10}$  = Koeffizienten)

$$JRI_m = a_0 + a_1 \cdot N_1 + a_2 \cdot N_1^2 + a_3 \cdot (N_1 \cdot T_1) + a_4 \cdot JRI_{t-1} + a_5 \cdot N_2^2 + a_6 \cdot T_2 + a_7 \cdot (N_2 \cdot T_2) + a_8 \cdot N_3^2 + a_9 \cdot N_4 + a_{10} \cdot N_2^4$$

Einzelne Jahre mit auffälligen Jahring-Indexwerten, d. h. mit deutlichen Abweichungen vom mittleren Verlauf, lassen sich mit Hilfe der im Programm hinterlegten Witterungsdaten genauer analysieren. Im Fall der Eiche auf K3 sind das z. B. die Jahre 1957 und 1959

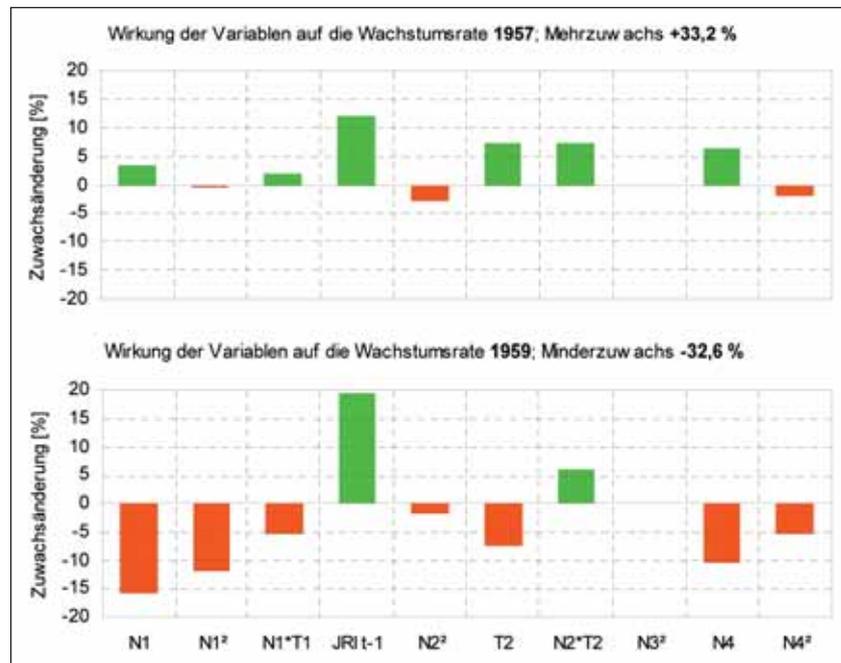
mit dem höchsten bzw. dem niedrigsten Wert für den Index der Jahringbreite im Bezugszeitraum. Das Jahr 1957 zeichnete sich durch ein ausgeglichenes Frühjahr und einen kühlen, feuchten Sommer aus, im Jahr 1959 dagegen war das Frühjahr überdurchschnittlich warm und bis in den Hochsommer hinein fielen weniger Niederschläge als üblich. Während des Analyseablaufs stellt CLIMTREG u. a. den Beitrag jeder einzelnen Variablen an der Zuwachsänderung im entsprechenden Jahr dar (siehe Abb. 8). Auch auf dieser Untersuchungsebene wird die dominierende Bedeutung der Niederschlagsmengen sowohl im Spätsommer als auch zu Beginn der Vegetationsperiode deutlich: Am Minderzuwachs im Jahr 1959 sind vor allem die negativen Niederschlagsbilanzen beteiligt. Die Jahringbreite des Vorjahres wirkt in beiden Jahren wie ein Puffer in die entgegen gesetzte Richtung.

Die Höhe der Säulen in Abb. 8 entsteht als Produkt der Variablen-Koeffizienten in Formel 1 mit den Werten der Variablen, d. h. mit der kumulativen Bilanz der jeweiligen Witterungsgröße im betreffenden Jahr. Der jährliche Mehr- oder Minderzuwachs entspricht dann der Summe der von den einzelnen Variablen verursachten Zuwachsänderungen. Der von dem Analysewerkzeug vermittelte detaillierte Einblick in die Witterungs-Zuwachs-Beziehungen einer bestimmten Periode lässt die Frage entstehen, ob eine verlässliche Abschätzung der zukünftigen Entwicklung durch Übertragung der gefundenen Zusammenhänge auf andere Zeiträume möglich ist. Auf Grund der erwähnten Dynamik des zugrundeliegenden Wirkungsgefüges sollten solche Extrapolationen jedoch nur mit großer Zurückhaltung vorgenommen werden. Die Ursachen für die Jahringbildung waren schon im Referenzzeitraum 1951 – 2006 so veränderlich, dass ein Modell, das in der einen Hälfte dieser Periode optimal an die beobachtete Jahringindex-Zeitreihe angepasst war, in der anderen Hälfte eine wesentlich schlechtere Anpassung

Tabelle 3: Zuwachswirksame Perioden und Einflussgrößen 1951 – 2006 nach CLIMTREG für Eiche auf K3

Zeitraum	31.08.-24.10.	09.04. – 31.07.	04.08. – 30.08.	10.03. – 30.03.
Einflussgrößen	$N_1, N_1^2, N_1 \cdot T_1$	$N_2^2, T_2, N_2 \cdot T_2$	$N_3^2$	$N_4, N_4^2, JRI_{(t-1)}$
N = mittlere kumulative Niederschlagsbilanz, T = mittlere kumulative Temperaturbilanz, $JRI_{(t-1)}$ = Jahring-Index des Vorjahres				

Abb. 8: Anteil der Variablen im Modell des Jahring-Index nach Formel 1 und Tab. 3 für Traubeneiche auf der Versuchsfläche K3 an den Zuwachsdifferenzen 1957 und 1959



zeigte. Abb. 9 stellt dieses Problem anhand der Mittelkurve der beprobten herrschenden Kiefern auf der Fläche K5 in Ostpolen dar.

Im Modellierungszeitraum 1959 – 1980 liegt die Gleichläufigkeit zwischen der Modellzeitreihe und der Indexzeitreihe der gemessenen Jahringbreiten bei 95 %, das Bestimmtheitsmaß der Korrelation zwischen beiden Zeitreihen beträgt  $R^2 = 0,98$ . Die Extrapolation des Regressionsmodells auf die Jahre 1981 – 2002 führt zu einer Gleichläufigkeit von nur noch 60 % bei einem nicht mehr signifikanten Bestimmtheitsmaß.

### Schlussfolgerungen

Für die Untersuchung der Beziehungen zwischen Witterung und Zuwachs liegen eine Reihe geeigneter Verfahren und Modelle vor, die je nach Skalenebene der Analysen die Ableitung von Aussagen in unterschied-

licher Detailtiefe erlauben. Die vergleichende Betrachtung der Zuwachsentwicklung für die herrschende Baumschicht auf verschiedenen Flächen gibt Aufschluss darüber, in welchen Jahren regional wirksame Witterungsschwankungen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu gleichgerichteten Zuwachsabweichungen auf vielen oder allen Flächen führten. Zur Prüfung der Dynamik möglicher Veränderungen in der Reaktionsweise der Bäume auf die externen Einflüsse eignen sich Untersuchungen zur Entwicklung von Autokorrelation und Sensitivität in Jahring-Index-Zeitreihen. Welche Witterungsfaktoren in welcher Ausprägung für die Zuwachsschwankungen verantwortlich waren, lässt sich näherungsweise auf Grundlage der relativ leicht zugänglichen Monatswerte von Temperatur und Niederschlag feststellen. Obwohl signifikante Korrelationen der monatlichen Witterungsgrößen mit den Jahring-Index-Werten auf den untersuchten Beispielflächen nicht überall und auch nur für wenige Monate vorliegen, ergibt sich auf dieser Analyseebene doch bereits ein

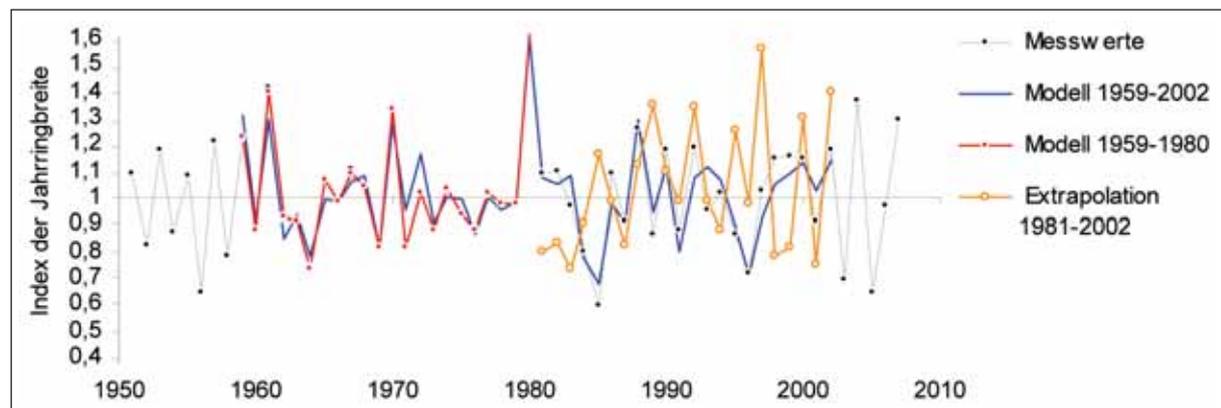


Abb. 9: Vergleich der Messwerte-Zeitreihe des Jahring-Index mit der Modellierung durch CLIMTREG auf Basis des gesamten durch Witterungsdaten abgedeckten Zeitraums (1959 – 2002) und auf Basis der Jahre 1959 – 1974. Mit dargestellt ist die Zeitreihe, die sich aus der Übertragung des Modells 1959 – 1974 auf den Folgezeitraum 1975 – 2002 ergibt („Extrapolation“)

orientierendes Bild zur Bedeutung einzelner innerjähriger Phasen. Danach ergeben sich überdurchschnittliche Zuwächse bei Kiefer aus hohen Niederschlägen im Februar und milden Temperaturen im Spätwinter bzw. zeitigen Frühjahr. Die Eiche profitiert im Wachstum vor allem von starken Juniniederschlägen und kühlen Sommern. Aus diesen Kombinationen wird die Problematik der starken gegenseitigen Bedingtheit (Interkorrelation) zwischen den Witterungsgrößen deutlich: Feuchte Sommermonate sind oft relativ kühl, ein trockenes Frühjahr ist meist überdurchschnittlich warm. Im Rahmen der vorgestellten Korrelationsanalysen auf Monatsbasis mit DENDROCLIM2002 ist eine Trennung der Interkorrelationen nicht möglich. Die Berechnung von response functions soll durch eine Hauptkomponentenanalyse dieses Problem umgehen, die Anwendung auf die Versuchsflächendaten brachte jedoch wegen der Kürze der Zeitreihen keine befriedigenden Ergebnisse. Korrelationsanalysen mit gleitenden Zeitfenstern zeigen häufig einen mit der Zeit steigenden Einfluss von Witterungsgrößen, ihre Ergebnisse schwanken jedoch oft beträchtlich in Abhängigkeit von der gewählten Intervall-Länge. Die stärkere Bedeutung des Niederschlags ist zum Teil auch durch die größeren Schwankungen der entsprechenden Monatssummen im Vergleich zu den wegen der Mittelbildung relativ geringen Unterschieden der Monatstemperaturen bedingt.

Die objektivierte Auswahl der zuwachswirksamen Witterungsvariablen in Tagesauflösung mit dem Analysewerkzeug CLIMTREG erlaubt eine sehr genaue Nachbildung der Radialzuwachsraten durch kumulative Niederschlags- und Temperaturbilanzen. Für einen bestimmten Zeitraum lassen sich Phasen im Jahresablauf identifizieren, in denen die Witterungsfaktoren die Zuwachsbildung entscheidend beeinflusst haben. Dies ist für retrospektive dendroökologische Analysen und den Vergleich der gefundenen Zusammenhänge zwischen verschiedenen Flächen von hohem Wert. Das relativ komplexe Wirkungsgefüge, das aus einer solchen Modellierung hervorgeht, kann jedoch nur sehr eingeschränkt auf andere Versuchsflächen übertragen werden. Zu unterschiedlich sind im Detail die Wechselwirkungen zwischen den Faktoren, die den Wuchs beeinflussen, und dem Baumbestand. Auch die zeitliche Extrapolation der Regressionsmodelle sollte nur zu Schätzzwecken vorgenommen werden und in dem Bewusstsein erfolgen, dass dies die unveränderte Wirksamkeit der Beziehungen zwischen der Jahrringbildung und den Witterungsfaktoren unterstellt. Die räumliche und zeitliche Übertragbarkeit wird auch dadurch begrenzt, dass für die untersuchten Bestände in der Regel keine extremen Abhängigkeiten von einem Minimum-Umweltfaktor bestehen, wie sie nach FRITTS (1976) Voraussetzung für signifikante Ergebnisse dendrochronologischer Analysen sind. Die analysierten Baumarten stehen in der betrachteten Region nicht an ihrer physiologischen Leistungsgrenze, deshalb liegen auch die Ergebnisse der response-function- und Korrelationsanalysen auf dem gefundenen, nicht allzu hohen Niveau.

Die zunehmende Sensitivität der Kiefer, die durch die Jahrringanalysen deutlich wurde, ergänzt die Erkennt-

nisse zu den Weiserjahren in den untersuchten Mischbeständen: Die Trauben-Eiche zeigt mehr Jahre mit gleichgerichteten Zuwachsänderungen als die Kiefer, diese sind aber gleichmäßiger auf die vergangenen 100 Jahre verteilt. Die wenigen Weiserjahre der Kiefer konzentrieren sich dagegen auf den Zeitraum der letzten 20 Jahre und deuten damit auf eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber externen Faktoren hin, die nicht mehr in dem Maße abgepuffert werden können wie in der Vergangenheit. Dass es sich dabei nicht um einen altersbedingten Trend handelt, zeigen ähnliche Ergebnisse u. a. von BECK (2004), der einen Zusammenhang zwischen höherer Sensitivität und akzeleriertem Wachstum durch Eutrophierung der Standorte herstellt. Die in den letzten Jahrzehnten wieder steigenden Radialzuwächse der Kiefer auf den Untersuchungsflächen (Abb. 2) belegen in Verbindung mit der zunehmenden Sensitivität nach Abb. 4 diese These sehr deutlich. Da für ein „hypertrophes“ Wachstum mehr Wasser benötigt wird, dessen Verfügbarkeit im nordostdeutschen Tiefland jedoch häufig der Wuchs limitierende Faktor ist, sind bei abnehmenden Niederschlägen und/oder bei Verlagerung in nicht wachstumsrelevante Perioden noch höhere Sensitivitäten mit entsprechenden Risiken für das Überleben der Bäume zu erwarten.

Die Interpretation der vorgestellten Ergebnisse muss neben der Dynamik in den Witterungs-Zuwachs-Beziehungen auch berücksichtigen, dass die modellierten Zusammenhänge durch wirklich extreme Ereignisse auf andere Niveaus verschoben werden können. Das Trockenjahr 1976 etwa hat in einer Reihe Brandenburger Kiefernbestände zu regelrechten „Trendbrüchen“ in Form starker Zuwachsrückgänge geführt, von deren Folgen sich die Bäume zum Teil bis heute nicht erholt haben. Begleitende oder von anderen Einflüssen erst hervorgerufene Schädigungen der Bäume, z. B. durch Insekten oder Pilze, sind in den beschriebenen witterungsbasierten Risikoschätzungen nicht enthalten, werden aber eine absehbar große Rolle in der weiteren Entwicklung der Wälder, nicht nur in Nordostdeutschland, spielen.

## Literatur

- BECK, W. (2004): Wirkung der Witterung auf Wachstum und Vitalität von Waldbäumen und Waldbeständen. In: Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (Hrsg.): Auswirkung der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 2/2004. Eberswalde/Hamburg: 36-56.
- BECK, W. (2007): Analyse des Wachstumsverhaltens von Kiefern-Beständen auf unterschiedlichen zeitlichen Skalenebenen. In: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (Hrsg.): Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalde/Potsdam. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 341-356.

- BIONDI, F.; WAIKUL, K. (2004): DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers & Geosciences*, 30: 303-311.
- BOHN, S. (1998): Dendroökologische Untersuchung der Konkurrenzdynamik in Buchen/Eichen-Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen durch Klimaänderungen. Dresden (Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt/Contributions to Forest Sciences 5).
- DOBBERTIN, M. (2005): Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124 (4): 319-333.
- ELMER, M.; GUTSCH, M.; BACHMANN, U.; BENS, O.; SUCKOW, F.; HÜTTL, R. F. (2009): Der Einfluss des Umbaus von Kiefern-Reinbeständen in Traubeneichen-Kiefern-Mischwäldern auf Standortqualität und Bestandesklima. *Forst und Holz*, 64 (3): 12-17.
- FRITTS, H. C. (1976): *Tree Rings and Climate*. Reprint of Second Printing 2001. Caldwell, New Jersey (The Blackburn Press).
- GERSTENGARBE, F.-W.; BADECK, F.-W.; HATTERMANN, F.; KRYSANOVA, V.; LAHMER, W.; LASCH, P.; STOCK, M.; SUCKOW, F.; WECHSUNG, F.; WERNER, P. C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Potsdam (PIK Reports 83).
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S.; MÖLLER, K.; HEYDECK, P.; KALLWEIT, R. (2006): Das Eichensterben als Komplexkrankheit. In: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.): Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Potsdam, Eberswalde (Hendrik Bäßler Verlag; Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXV: 94-96).
- KOPP, D.; SCHWANECKE, W. (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft. Grundzüge von Verfahren und Ergebnissen der forstlichen Standorterkundung in den fünf ostdeutschen Bundesländern. Berlin (Deutscher Landwirtschaftsverlag).
- LASCH, P.; LINDNER, M.; EBERT, B.; FLECHSIG, M.; GERSTENGARBE, F.-W.; SUCKOW, F.; WERNER, P. C. (1999): Regional impact analysis of climate change on natural and managed forests in the Federal State of Brandenburg, Germany. *Environmental Modeling and Assessment*, 4 (4): 273-284.
- SCHRÖDER, J. (2008): Wachstum von Traubeneiche und Kiefer in Mischbeständen des nordostdeutschen Tieflands. In: NAGEL, J. (Hrsg.): Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung in Trippstadt 2008: 53-62.
- SCHRÖDER, J.; LÖFFLER, S.; MICHEL, A.; KÄTZEL, R. (2009): Genetische Differenzierung, Zuwachsentwicklung und Witterungseinfluss in Mischbeständen von Traubeneiche und Kiefer. *Forst und Holz*, 64 (3): 18-24.
- SCHRÖDER, J.; BECK, W. (2009): Risikoabschätzung durch witterungsbasierte Modelle für Eiche und Kiefer in Nordostdeutschland. In: NAGEL, J. (Hrsg.): Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung in Ascona 2009: 104-113.
- SCHWEINGRUBER, F. H. (1996): *Tree Rings and Environment. Dendroecology*. Bern, Stuttgart, Wien (Paul Haupt).
- THOMAS, F. M.; BLANK, R.; HARTMANN, G. (2002): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology*, 32: 277-307.
- UFNALSKI, K.; SIWECKI, R. (2000): Dendrochronological analysis of radial growth dynamics of oaks in the Smolarz forest district. In: OSZAKO, T.; DELATOUR, C. (eds.): Recent advances on oak health in Europe. Selected papers from a conference held in Warsaw, Poland, 22-24 November 1999. Warszawa: 259-266.
- WECHSUNG, F.; GERSTENGARBE, F.-W.; LASCH, P.; LÜTTGER, A. (Hrsg.) (2008): Die Ertragsfähigkeit ostdeutscher Ackerflächen unter Klimawandel. Potsdam (PIK Reports 112).

# Biodiversitätserhaltung in Zeiten des (Klima-)Wandels: Risikomanagement als Grundlage eines systemischen, nichtwissenbasierten Naturschutzes

PIERRE L. IBISCH, BRITTA KUNZE UND STEFAN KREFT

## Einleitung

Moderner Naturschutz bedeutet sowohl die Bewahrung der biologischen Vielfalt und die Erhaltung eines leistungsfähigen Naturhaushaltes als auch die ökologisch nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen (vgl. z. B. IUPN 1950; CBD 1992; BNATSCHG 2002; TNC 2008) – und dies unter sich zusehends rascher verändernden Umweltbedingungen. Verschiedene Faktoren, wie beispielsweise biophysikalische Parameter, naturwissenschaftliche Erkenntnisse oder die dahinter liegenden politischen, juristischen, volkswirtschaftlichen, sozialen oder technischen Trends, bedingen erfolgreiches Gelingen bzw. Versagen von Naturschutzbemühungen (WILLOWS und CONNELL 2003). Entsprechend arbeitet Naturschutz in einem Spannungsfeld von systemisch verbundenen Fakto-

ren, dessen Komplexität eine Vielzahl von mitunter nur schwer einschätzbaren Gefahren für die Erreichung seiner Zielstellungen hervorruft (siehe auch Abb. 2).

Die konventionellen Naturschutzansätze haben dieser immensen Komplexität bisher nur unzulänglich Rechnung getragen. Auch wenn ein Blick in die Entstehungsgeschichte des Naturschutzes ausreicht, um dessen reaktive, „bewahrend-konservierende“ (HEILAND und KOWARIK 2008) und „konstruktivistisch-technomorphe“ Vorgehensweise (IBISCH und KREFT 2009) zu verstehen, so ist ein Fortbestehen dieser herkömmlichen Paradigmen in Zeiten eines nicht-linear und rasch voranschreitenden Umweltwandels unzureichend (IUCN 2003; HANNAH et al. 2005; IBISCH 2005; HANNAH et al. 2007). Nachdem zu Beginn des

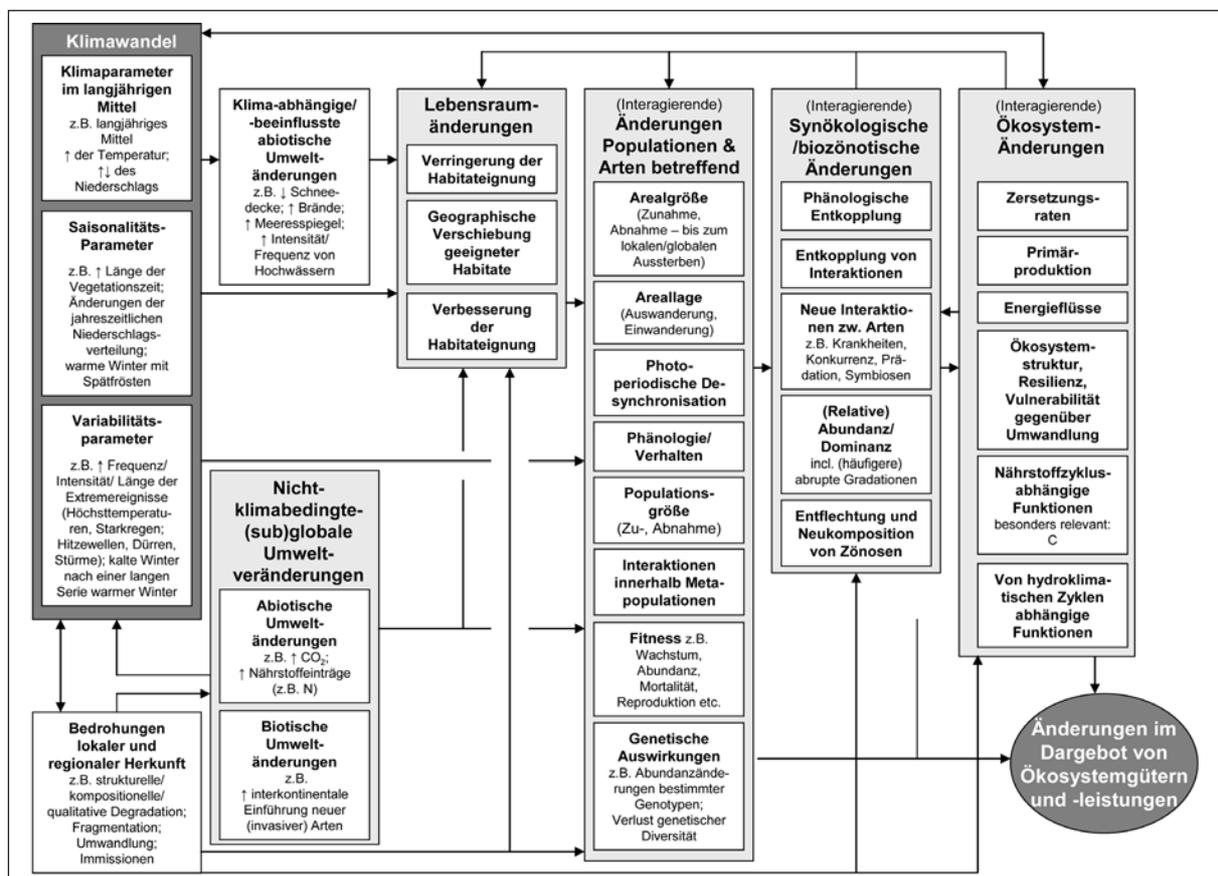


Abb. 1: Generische systemische Analyse von Klimawandelwirkungen auf die Biodiversität (IBISCH und KREFT angenommen)

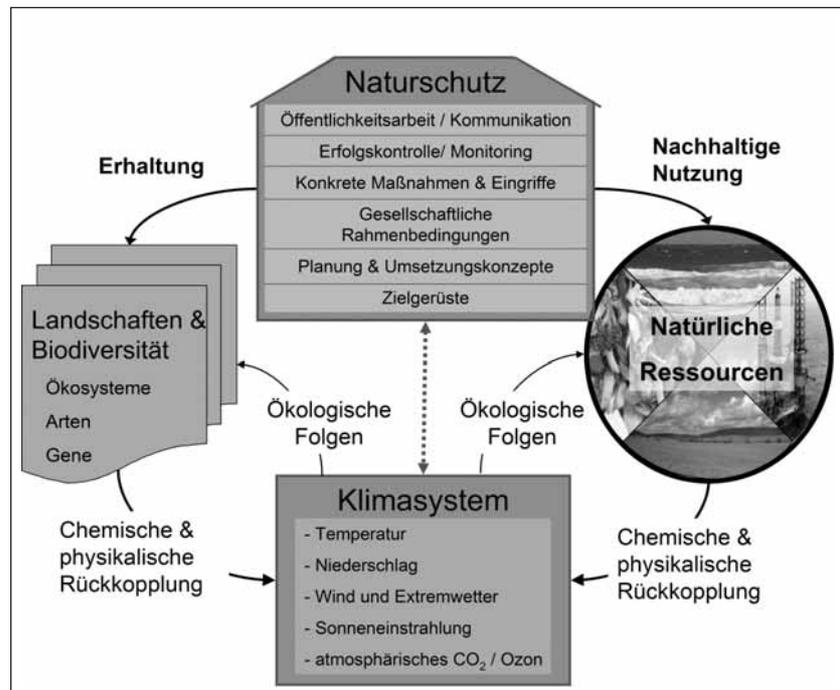


Abb. 2: Veranschaulichung der Wechselbeziehungen zwischen Naturschutz(-system) und Klimasystem

modernen Naturschutzes überwiegend auf einfachere lokale Bedrohungen reagiert werden musste, traten zusehends komplexere und atopische Wirkungen hinzu (IBISCH und KREFT 2009). Die Vulnerabilität lokaler Systeme wird gegenwärtig vermehrt von Systemen höherer Ordnung und räumlich sehr entfernten Wirkungen beeinflusst („nested and teleconnected vulnerabilities“, ADGER et al. 2009). Eine entscheidende Ursache hierfür ist die sich rasch differenzierende und komplex werdende Globalisierung der Teilsysteme der menschlichen Gesellschaft, welche im Wesentlichen auf der Industrialisierung und einer anschwellenden Ressourcen-Nutzungsrate beruht.

Vor allem der anthropogene Klimawandel, u. a. einhergehend mit Veränderungen von Durchschnittstemperaturen, -niederschlagsmengen und Saisonalität sowie der vergrößerten Variabilität mit vermehrtem Auftreten von Extremwetterereignissen, birgt – aus anthropozentrischer Sicht – enorme Gefahren für die Stabilität von sozialen, ökologischen und ökonomischen Systemen (McCARTY 2001; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005; STERN 2006; IPCC 2007; SRU 2008). Wurde in der Vergangenheit bereits die Erreichung von Naturschutzziele durch divergierende gesellschaftliche Interessen sowie ‚klassische‘ anthropogene Einflüsse (wie die Fragmentierung der Landschaft, die Übernutzung der Ressourcen oder die Auswirkungen von Luft- und Bodenverunreinigung) erschwert bzw. konterkariert, so stellt der prinzipiell nicht prognostizierbare Klimawandel eine neuartige Herausforderung für den Naturschutz des 21. Jahrhunderts dar (siehe Abb. 1 sowie LOVEJOY und HANNAH 2005; EU KOMMISSION 2006; HANNAH et al. 2007; TAYLOR und FIGGIS 2007; IBISCH und KREFT 2009; SRU 2008).

Es ist davon auszugehen, dass der Klimawandel u. a. zur Folge hat, dass

- sich die Arealgrenzen einzelner Populationen bzw. ganzer Arten immer rascher verschieben werden, was verstärkt Abundanzänderungen, lokales Aussterben, Zu- und Abwanderung oder gar globales Aussterben und damit die Veränderung von Lebensgemeinschaften nach sich zieht,
- die Bereitstellung ökosystemarer Dienstleistungen (wie z. B. Trinkwasserneubildung, Regenerierung der Bodenfruchtbarkeit oder Kohlenstoffsequestrierung) regional vermindert oder irreversibel verhindert wird und
- eine generationsübergreifende Nutzung lokal und regional vorkommender natürlicher Ressourcen (wie beispielsweise bestimmter Gewässer oder Waldgebiete) nicht garantiert werden kann.

(Für detaillierte Übersichten siehe z. B. HUGHES 2003, PARMESAN 2005, PARMESAN 2006; SCHOLZE et al. 2006; IPCC 2007).

Der bereits in den 80er Jahren des vergangenen Jahrhunderts thematisierte Klimawandel (vgl. ENQUETE KOMMISSION 1988) hat in der bisherigen Naturschutzplanung und im Kontext von Naturschutzmaßnahmen, -leitlinien und -gesetzen kaum Beachtung gefunden (LEMIEUX und SCOTT 2005; LOVEJOY und HANNAH 2005; LOHNER 2007; LEMIEUX et al. 2008; IBISCH und KREFT 2009). Aus der zukünftigen Konzeption von Naturschutzaktivitäten wird dieser nicht mehr wegzudenken sein (IUCN 2003). Nach einer lang andauernden Konzentration des gesellschaftlichen Diskurses auf die Herausforderung des Klimaschutzes rückt zusehends auch die *Anpassung* an die Folgen des Klimawandels ins Zentrum der Aufmerksamkeit. Hierbei werden im Kontext des Naturschutzes u. a. auch mögliche Synergien von Natur- und Klimaschutz diskutiert (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2006). Aufgrund der komplexen Wechselbezie-

hungen von Klima- und Ökosystemen muss ein dem Klimaschutz förderlicher Naturschutz sowohl die Vulnerabilität der Ökosysteme gegenüber einem „gefährlichen Umweltwandel“ senken (siehe Abb. 2) als auch zu einer Minderung der Treibhausgasemissionen beitragen (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2006; SRU 2008; IBISCH und KREFT 2008, 2009).

Der Naturschutz besteht hier aus aufeinander aufbauenden Elementen. Während die unteren drei „Etagen“ die Rahmenbedingungen, also das Fundament, für den Naturschutz vorgeben, betreffen die oberen Stockwerke das eigentliche Naturschutzmanagement. Die verschiedenen Handlungsebenen können stabilisierend oder destabilisierend aufeinander wirken und werden von unterschiedlichen gesellschaftlichen Akteursgruppen beeinflusst oder gar dominiert.

Wer eine Anpassung der verschiedenen Ebenen des Naturschutzes an den globalen Umweltwandel diskutiert, sieht sich mit Fragen konfrontiert wie beispielsweise:

- Welches sind die „kritischen Schwellenwerte“ (*critical thresholds*), nach deren Überschreiten Populationen oder Ökosysteme kollabieren?
- Welche nicht-linearen Rückkopplungseffekte (*feedback-loop effects*) werden die Veränderungen der biotischen Systeme im Klimasystem auslösen (SRU 2008)?
- Welchen möglichen Wechsel gesellschaftlicher Norm- und Wertvorstellungen werden die sich bereits abzeichnenden Veränderungen in der Verfügbarkeit ökosystemarer Dienstleistungen (JONES 2001; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005; CLARKE 2007) sowie der klimawandelbedingte Stress (vgl. WELZER 2008) einläuten?
- Wie sind die beschränkten, für Naturschutzmaßnahmen zur Verfügung stehenden Ressourcen angesichts der sich immer weiter öffnenden Handlungsbedarfs-Machbarkeitsschere bei gleichzeitig unzureichender wissenschaftlicher Evidenz am effektivsten einzusetzen?

Die Erkenntnis, dass weder empirisches noch theoretisches Wissen – sei es in der Form von Datenaufzeichnungen, Experimenten oder von Szenarien – in der Lage ist, präzise Antworten zu geben, untermauert die Forderung nach einem antizipierenden und dynamischen Naturschutzansatz, welcher die Unsicherheiten künftiger Entwicklung (IBISCH und NOWICKI 2004; DOYLE und RISTOW 2006; PRESSEY et al. 2007; MILLAR et al. 2007; HANNAH et al. 2007; IUCN 2008a; IUCN 2008b; HEILAND und KOWARIK 2008; IBISCH und KREFT 2009) und ein geradezu explodierendes Nichtwissen (WILLKE 2002) berücksichtigt.

Naturschutz bedarf eines breiten gesellschaftlichen Zuspruchs, um erfolgreich bestehen zu können (FOX et al. 2006; KNIGHT et al. 2006). Das bedeutet, dass sowohl das Ausmaß bereitgestellter Ressourcen (Zeit, Geld, Flächen etc.) als auch die Integration von Naturschutzbelangen in sozioökonomische Prozesse von

der Kompetenz der Naturschützer abhängt, die aktuellen Probleme, Risiken und deren Implikationen verständlich an gesellschaftliche Entscheidungsträger zu vermitteln (DIERßEN und BORK 2007). Hierfür ist es notwendig, dass sie sich, obgleich häufig als Wissenschaftler sozialisiert, einer Sprache bedienen, die von einem großen Teil der Gesellschaft verstanden wird (MAGUIRE 1991).

In der jüngeren Vergangenheit wurde der Ruf nach der Übertragung der Instrumentarien von Entscheidungs- und Risikoanalyse sowie Risikomanagement auf die Naturschutzplanung und -kommunikation zusehends lauter. Diese Instrumente sollten auf transparente, nachvollziehbare, systemische, quantitative und qualitative Weise einerseits der Komplexität von Problemen und Systemen Rechnung tragen und andererseits die damit einhergehenden Unsicherheiten explizit in den Entscheidungsprozess integrieren (MAGUIRE 1991; HARWOOD 2000; SALAFSKY et al. 2001; HARWOOD und STOKES 2003; SUTER II 2007; IBISCH und KREFT 2008).

Im Rahmen des vorliegenden Beitrags werden Konzepte des präventiven, strategischen Risikomanagements, wie sie in den Bereichen von Finanzwirtschaft, Entwicklungszusammenarbeit oder Technologieentwicklung gebräuchlich sind, untersucht und bezüglich ihrer Anwendbarkeit im Naturschutz beurteilt. Die zugrunde liegenden Forschungsfragen lauten demzufolge:

- 1) Welche Techniken, Konzepte und Instrumente des (Klima-) Risikomanagements existieren in Sektoren außerhalb des Naturschutzes?
- 2) Existieren bereits Versuche, Risikomanagement im Zusammenhang mit Klimawandel in Naturschutzansätze zu integrieren?
  - a. Wenn ja, welche? Wie sind sie hinsichtlich Effektivität und Umsetzbarkeit zu bewerten?
  - b. Falls nein: Wie könnte ein Klimawandel-Risikomanagementkonzept für den Naturschutz aussehen?
- 3) Welcher Entwicklungsbedarf ergibt sich für Risikomanagementansätze angesichts von prinzipiell unauflösbarem Nichtwissen?

### Methodik

Die Beantwortung der genannten Forschungsfragen erfolgte auf Grundlage einer umfangreichen Literaturrecherche einer Bandbreite von Managementdisziplinen sowie der Diskussion mit verschiedenen Akteuren der Bereiche Naturschutz und Risikomanagement (vor allem Entwicklungszusammenarbeit, Versicherungswesen, Landwirtschaft).

Es galt zunächst, einen Überblick über die beobachteten und prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels auf die bestehenden Naturschutzziele und -strategien zu erlangen und bestehende Ansätze der Risikoabschätzung und des Risikomanagements zu erfassen. Hernach erfolgte eine genauere Betrachtung der

Methoden, die einen Bezug zum Klimawandel und zu den Klimawandelanpassungsmöglichkeiten nehmen. Hierbei galt den folgenden Konzepten, welche in die Entwicklung des Klimawandel-Risikomanagementkonzepts für den Naturschutz eingeflossen sind, besondere Aufmerksamkeit (mit absteigender Relevanz):

- 1) „Climate change risk-uncertainty-decision making framework“ (WILLOWS und CONNELL 2003: Konzept zur Entscheidungsfindung im Kontext Klimawandelrisiken und Ungewißheit);
- 2) „climate change impacts and risk management framework“ (AUSTRALIAN GREENHOUSE OFFICE 2006: Konzept zu Klimawandelwirkungen und Risikomanagement);
- 3) die von USAID (2007) publizierte Richtlinie „Steps to incorporate climate change into project planning“ („Schritte zur Integration von Klimawandel in die Projektplanung“);
- 4) „Characterizing and managing risks in the agricultural sector“ (HAY 2007: Methodik zur Charakterisierung und zum Management von Risiken in der Landwirtschaft) sowie
- 5) „Environmental risk assessment and management framework for climate change impact assessments“ (JONES 2001: Konzept zur Abschätzung und zum Management von Umweltrisiken für Wirkungsabschätzungen des Klimawandels).

### Ergebnisse und Diskussion

#### Risikomanagement: Konzepte, Techniken und Instrumente

Wirtschaftszweige, welche die Entwicklung von Risikomanagementansätzen maßgeblich vorangetrieben und beeinflusst haben, sind das Versicherungs- und Finanzwesen, die Ingenieurwissenschaften, die Pharma- und Chemieindustrie, sowie Landwirtschaft und Nahrungsmittelindustrie (BERNSTEIN 1996; VESPER 2006). In diesem Zusammenhang werden Risiken oft als strategische, operative und finanzielle Risiken oder „Risiken höherer Gewalt“ (z. B. Naturkatastrophen) verstanden und beziehen sich auf Unternehmensziele und Menschen (IRM et al. 2002; KNAPPE 2003; BURGMAN 2005).

Allgemein wird unter Risikomanagement ein konzeptionelles und strategisches Vorgehen verstanden, welches Unternehmen und Organisationen darin unterstützen soll, ihre Ziele langfristig zu erreichen, indem

- geplante Aktivitäten und laufende Projekte kontinuierlich auf ihre (zukünftige) Durchführbarkeit hin untersucht werden,
- alle Ziele bei vergleichender Betrachtung der Risiken und des Ressourcenaufwandes gegeneinander abgewogen werden und
- vorbeugend Maßnahmen (wie z. B. Frühwarnsysteme, Aufklärung, Notfallplan) zur Minderung ihrer Anfälligkeit gegenüber den Risikowirkungen getroffen werden können.

Erfolgreiches Risikomanagement kann dazu beitragen, Gewinne zu maximieren oder die Qualität von Dienstleistungen, Programmen oder Projekten nachhaltig sicherzustellen. Es konzentriert sich sowohl auf organisationsinterne (z. B. Mitarbeiter, Personalfuktuation, Liquidität, Forschung und Entwicklung, Entscheidungen des Managements, Wissenstransfer) als auch externe (z. B. Lieferkette, Veränderung politischer Rahmenbedingungen, Finanzmärkte, Naturereignisse) Prozesse und Abläufe und bündelt die daraus hervorgehenden Risiken und Chancen in den Strategieentwicklungs- und Planungsvorgang des Unternehmens ein (IRM et al. 2002; KUSTER et al. 2006). In diesem Kontext umfasst Risikomanagement sowohl die systematische Erfassung und Beurteilung von Risiken (inkl. der Chancen) als auch die Benennung, Evaluierung und Implementierung möglicher Handlungsoptionen, welche die zuvor erkannten Risiken vermindern, verhindern, verzögern oder transferieren. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, ein Risiko bewusst einzugehen und eventuelle Misserfolge zu akzeptieren (PROJECT MANAGEMENT INSTITUTE 2000). Alle Risikomanagement-Konzepte folgen einem ähnlichen formalen Aufbau (siehe Abb. 3).

Auch wenn der Begriff „Management“ suggeriert, dass ein Risiko handhabbar sei, gilt es darauf hinzuweisen, dass die allen Systemen immanente stochastische Unsicherheit nicht zu umgehen ist (MANGEL et al. 1996; PAVYER 2004). Es bleibt ein Restrisiko, welches sich aus dem akzeptierten Risiko und dem unbekanntem Risiko (inkl. des Risikos aufgrund menschlichen Versagens) zusammensetzt (MERZ und EMMERMANN 2006). Im Rahmen der Risikoanalyse ist es besonders wichtig, eine spezielle Risikoart gebührend zu würdigen, welche in komplexen, vernetzten und nicht mehr ohne weiteres dekomponierbaren Systemen auftritt: nämlich das Systemrisiko (WILLKE 2002). Systemrisiken können als emergente Eigenschaften von Systemen begriffen werden, welche sich erst durch Interaktion der Systemelemente ergeben. Im Kontext des Klimawandels ergeben sich Systemrisiken für betroffene biologische Systeme u. a. durch Synergieeffekte mit weiteren Schädwirkungen auf die Biodiversität – ein Beispiel ist

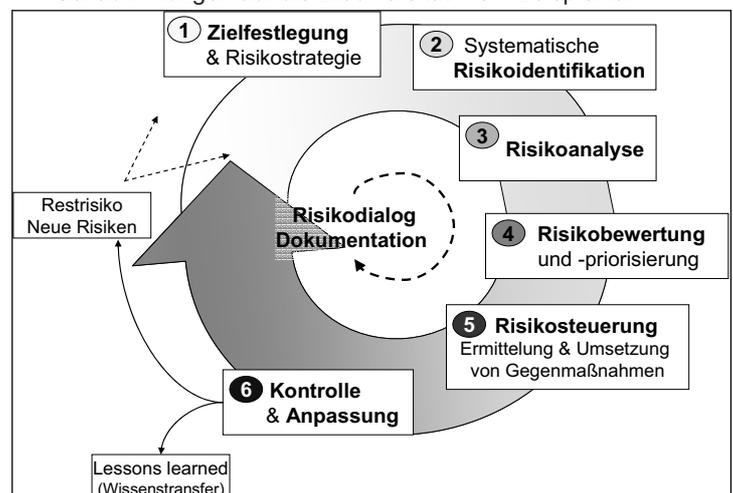
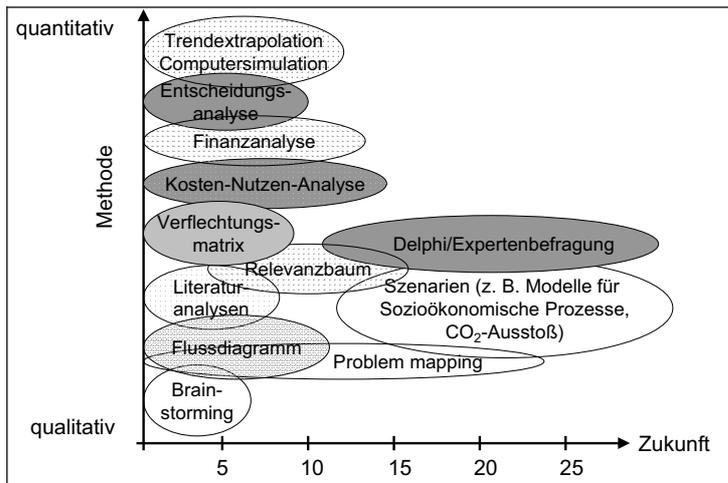


Abb. 3: Vereinfachter Regelkreislauf des Risikomanagements (verändert nach MÜNDEL und JENNY 2005)

**48 Biodiversitätserhaltung in Zeiten des (Klima-)Wandels: Risikomanagement als Grundlage eines systemischen, nichtwissenbasierten Naturschutzes**



**Abb. 4: Verschiedene Methoden zur Risikoabschätzung (verändert nach REGER 2001)**

die derzeit in vielen Teilen Deutschlands auftretende Schädigung von Eichen durch das komplexe Zusammenwirken von Fraßfeinden, pathogenen Pilzen, Trockenheit und immissionsbedingten Bodenveränderungen. Verständlicherweise treten Systemrisiken oftmals unvermutet auf, was zum einen Grenzen der Risikoidentifikation aufzeigt, zum anderen aber auch ermutigt, unkonventionell und grundsätzlich präventiv-vorsorgend zu denken (vgl. *precautionary principle* UN 1992).

Ein wichtiges Element des Risikomanagements ist die sogenannte Risikowahrnehmung, die maßgeblich für die subjektive Bewertung eines Risikos ist (MURRAY-WEBSTER und HILLSON 2008). Verschiedene Studien weisen darauf hin, dass Risiken, die ein potenziell katastrophales (irreversibles) Schadensausmaß implizieren (z. B. Wohnsitz neben einem Kernkraftwerk) oder als unkontrollierbar und kaum erfassbar empfunden werden, auf geringe gesellschaftliche Akzeptanz stoßen (SLOVIC 1987; MORGAN und HENRION 1990; RENN 1998). Die daraus abgeleitete Risikoeinstellung (*risk attitude* oder *risk appetite*) ist die subjektive Haltung, die ein Individuum, ein Unternehmen oder eine Gesellschaft einem Risiko gegenüber einnimmt (JAEGER et al. 2001). Systemrisiken sind besonders schwer zu vermitteln und werden deshalb generell unterschätzt.

Der fallweise zur Anwendung gebrachte Methodensatz aus dem verfügbaren Methodenbaukasten zur Risikoabschätzung variiert je nach Zielsetzung. Es lassen sich quantitative – auch analytisch oder fälschlicherweise objektiv genannte – und (eher) qualitative, also mehr oder weniger intuitive („subjektive“) Methoden unterscheiden (siehe Abb. 4). Während traditionelles Risikomanagement auf betriebswirtschaftlich-mathematische Instrumente, wie Kosten-Nutzenanalyse, Abzinsung, Wahrscheinlichkeitsverteilungen oder BAYESISCHE Statistik zurückgreift, werden derzeit vermehrt qualitative Techniken, wie Rollenspiele oder Gesprächsgruppen, eingeführt bzw. quantitative und qualitative Daten in Form von Szenarien oder Fuzzylogik kombiniert.

In den Umweltwissenschaften liegt das Augenmerk bislang auf den durch den Menschen verursachten physikalischen, chemischen und biologischen Risiken für die belebte und unbelebte Umwelt (BARNHOUSE und SUTER 1986 in SUTER II 2007). Die sogenannte „ökologische Risikoanalyse“ wurde in Deutschland Ende der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts entwickelt und folgt dem Verursacher-Auswirkungs-Prinzip (AULIG et al. 1977; BACHFISCHER 1978). Im Fokus stehen die Beeinträchtigung der Qualität und Quantität natürlicher Ressourcen, welche deren Nutzung durch den Menschen erschweren oder unmöglich machen. Daraus

**Tabelle 1: Bedeutung und Rolle des Risiko(-management)-Begriffs in Conservation Biology von 1987 bis heute**

Suchraum	Inhalt (oder „Suchbegriff“)	Trefferzahl (Artikel)
alle Artikel	–	4463
gesamte Publikationen	„risk“	283
gesamte Publikationen	„risk management“	4
Titel	„risk“	67
Abstracts von Publikationen mit „risk“ im Titel	Lebensfähigkeitsanalyse	22 <sup>1</sup>
Abstracts von Publikationen mit „risk“ im Titel	Klimawandel	5 <sup>1</sup>
Abstracts von Publikationen mit „risk“ im Titel	weder Lebensfähigkeitsanalyse noch Klimawandel	40

<sup>1</sup> Lebensfähigkeitsanalyse und Klimawandel in 2 Publikationen gemeinsam behandelt

Tabelle 2: Vergleich der Methoden zur Abschätzung der Risiken (Sensitivitätsanalysen) für biologische Systeme

	(statistische/dynamische.) Modelle	Monitoring	expertenbasiert Index
Methodische Transparenz	niedrig	mäßig	hoch
Anwendungseffizienz (Ertrag/Arbeitsaufwand)	niedrig	niedrig	hoch
Bandbreite der betrachtbaren Faktoren	niedrig (statistische)	–	hoch
	hoch (dynamische)		
Szenarienbasierung möglich	ja	Nein	ja
Attraktivität als „vordere Forschungsfront“	hoch	mäßig	niedrig
Exaktheit der Darstellung von zukünftigen Zuständen	hoch	niedrig	niedrig
Aussage über zukünftige geografische Verbreitung	ja	Nein	nein
Aussage über Fitness der Populationen	nein	ja (?)	ja
Potenzial für die Ableitung/Diskussion von Optionen	ja	Ja	ja

hervorgegangen sind die Planungsmethoden der Umweltverträglichkeitsprüfung (SCHOLLES 2006). Das in den 90er Jahren in den USA entwickelte „ecological risk assessment“, beschäftigt sich mit der Dosis-Wirkungs-Beziehung von Schadstoffen auf Ökosysteme (EPA 1992). Beide Ansätze basieren nicht auf einer ganzheitlichen Betrachtungsweise, welche den komplexen Wechselwirkungen zwischen den Teilsystemen eines sozial-ökologischen Systems gerecht würde.

In der naturschutzfachlichen Forschung spielt die Risikobewertung seit langem vor allem in Form von Lebensfähigkeitsanalysen (*population viability analysis*) eine Rolle. Sie beruhen gemeinhin auf der Betrachtung aktueller Stressfaktoren. Dabei wird ein Risiko (z. B. Aussterben, Überlebensfähigkeit, Anpassungsfähigkeit etc.) als prozentuale Wahrscheinlichkeit zum Ausdruck gebracht (z. B. BAKKER und DOAK 2008). Eine quantitative Auswertung des Forschungsinteresses am Beispiel einer der weltweit führenden naturschutzfachlichen Fachzeitschriften *Conservation Biology*, untermauert diese Beobachtung (Tab. 1, Stichtag 19.04.2009).

In gut 5 % aller in *Conservation Biology* erschienenen Artikel taucht der Begriff „risk“ auf (283 von 4463). Es lassen sich immerhin noch 67 Artikel finden, die Risiko im Titel erwähnen (ihm also wahrscheinlich besondere Aufmerksamkeit widmen). Lebensfähigkeitsanalysen im engeren Sinne spielen tatsächlich eine vergleichsweise überragende Rolle. Nur selten ist Risiko dagegen bislang in Verbindung mit Klimawandel betrachtet worden. Sämtliche der betreffenden Artikel sind allerdings jüngsten Datums (von 2007 oder später), ein Anzeichen dafür, dass die Forschung sich diesem Problem in der Zukunft verstärkt widmen wird. Nach der Analyse der Lebensfähigkeit von Populationen sind Betrachtungen zu invasiven Arten (vor allem Wahrscheinlichkeit ihrer Einwanderung) der zweitwichtigste Kontext für Risikoanalysen (zehn Artikel). Auffallend häufig wird Risiko auch im Zusammenhang mit der Erarbeitung und Nutzung Roter Listen als Maßstab für Aussterberisiken diskutiert. Weitere betreffende Kontexte sind z. B. Aussterberisiken für Arten durch Veränderungen ihres Habitats (Größe, Qualität, Randeffekte) oder auch Detailanalysen von Risikofaktoren wie Hybridisierung oder Veränderungen der Artenarealgröße. Während Risiko also durchaus

als in der naturschutzfachlichen Forschung etablierter Begriff gelten kann, wird auch offensichtlich, dass er ganz vorwiegend auf den Bereich einer statischen Risikoabschätzung, gemeinhin für das Aussterben von Arten, ohne Nutzung von Szenarien beschränkt bleibt. Die Implikationen von Risiken für das Management werden bis heute noch kaum wahrgenommen.

Ein jüngerer, inzwischen recht starker Zweig der Erforschung von Risiken für Biodiversität baut nunmehr jedoch auf die Erkenntnis der Notwendigkeit, auch zukünftige Risiken in das Naturschutzmanagement zu integrieren. Risiken, die der Klimawandel entstehen lässt, spielen hier gegenüber den Wirkungen anderer Aspekte des globalen Wandels, wie z. B. Landnutzungsänderungen, eine hervorragende Rolle. Die Forschung verfügt über verschiedene methodische Herangehensweisen (Tab. 2).

Eine wohl auch wegen der reizvollen EDV-Herausforderungen aktuell viel beachtete Methode verwendet Modelle, in denen mit Hilfe statistischer Verfahren die den Arten eigenen „bioklimatischen Hüllen“ (*bioclimatic envelopes*) in ihrer aktuellen Verbreitung auf zukünftige bioklimatische Bedingungen projiziert werden (z. B. THULLER et al. 2005; HUNTLEY et al. 2007; NORMAND et al. 2007). Ein anderer Typ von Modellierung berechnet mögliche eintretende Veränderungen aufgrund von Kalkulationen zugrundeliegender (z. B. physiologischer) Prozesse; z. B. KÜHN et al. 2009). Die Verschiebung des Areals über eine große Distanz oder eine deutliche Veränderung des modellierten Areals weist auf ein erhöhtes Risiko hin, welchem das biologische System ausgesetzt sein könnte. Eine „klassische“ und nach wie vor am häufigsten verwendete Methode von Risikoabschätzung ist das Biodiversitätsmonitoring. Es geht davon aus, dass die Faktoren, die den beobachteten Trends des Zustandes von Biodiversität zugrunde liegen, fortschreibbar sind, so dass auch die Trends selbst extrapoliert werden können. Ergebnisse des Monitorings sind zudem als Grundlage für die Modellierung von bioklimatischen Hüllen unabdingbar. Ein dritter Weg, zukünftige Risiken für Biodiversität abzuschätzen, ist die Erstellung und Anwendung von Sensitivitätsindices. Hierzu werden die betrachteten biologischen Systeme in ihrer prinzipiellen Anfälligkeit gegenüber Änderungen von

abiotischen und biotischen Lebensbedingungen abgeschätzt (z. B. GARTHE und HÜPPOP 2004). Dazu bedient sich ein Index Bewertungen von für ihre Fitness relevanten Faktoren auf Punkteskalen, die anschließend durch einen Algorithmus verrechnet werden und in eine Indexzahl münden, die Aufschluss über die Sensitivität des Systems gegenüber den betrachteten Änderungen gibt. Fachliteratur als Informationsquelle zur Identifikation von Faktoren und zu ihrer Bewertung wird oft durch Expertisen ergänzt.

Eine vergleichende Betrachtung dieser drei Hilfsmittel zur Risikoabschätzung für Biodiversität durch Umweltänderungen (Tab. 2) zeigt, dass alle Methoden sowohl Stärken als auch Schwächen aufweisen. Aus Modellierungen bioklimatischer Hüllen können Karten generiert werden, die die hohe Suggestionskraft räumlicher Explizität besitzen. Diskussionen um ihr Anwendungspotenzial zeigen jedoch, wie leicht in Vergessenheit gerät, dass diese Karten eben nicht zukünftige Areale, sondern die potenzielle zukünftige Habitataignung für Arten unter Berücksichtigung einer Auswahl aus der Vielfalt möglicher wichtiger Faktoren abbilden. Das Potenzial dieses an sich durchaus nützlichen Ansatzes wird bislang noch häufig durch falsche Wortwahl und der damit aus ihr resultierenden Missverständlichkeit gefährdet (siehe hierzu auch BOLTE et al. 2008). Monitoring wiederum weist den Vorzug auf, realen Zuständen nahe kommen zu können und somit kaum ambivalent zu sein. In dieser Stärke liegt gleichzeitig auch dessen vielleicht größte Schwäche begründet: Die Folgen möglicher künftiger Umweltänderungen (Szenarien) sind im Rahmen des (stets vergangenheitsbezogenen) Monitorings nicht abbildbar. Die Vorzüge der experten- (und literatur-)basierten Indices bestehen zweifellos im relativ geringen Aufwand ihrer Erstellung und Anwendung, für die keine nennenswerten EDV-Kenntnisse nötig sind. Gleichzeitig können solche Indices eine vergleichsweise große Bandbreite an für die Anfälligkeit der betrachteten Biodiversität relevanten Faktoren erfassen. Anstelle von Aussagen über geografische Veränderungen geben Indices naturschutzfachlich aufschlussreiche Information über mögliche Änderungen der generellen Fitness von Populationen. Sensitivitätsindices sind auch offen für die Integration von Szenarien. Da die verschiedenen Ansätze sich in ihren Stärken ergänzen, erscheint es letztlich sinnvoll, eine größtmögliche Bandbreite voneinander unabhängiger methodischer Zugänge zu kombinieren. Übereinstimmungen von Ergebnissen über mehrere Methoden hinweg sind starke Anzeichen für die Solidität der Abschätzungen. Zu Tage tretende Abweichungen wiederum ermöglichen es, den Gründen nachzugehen, Schwächen in den Methoden offen zu legen und so die Abschätzungen weiter verbessern zu können.

Risikoabschätzungen haben bislang nur selten Eingang in die Naturschutzplanung gefunden. Strategische und adaptive Ansätze, welche sich vom Projektmanagement ableiten, bilden eine Ausnahme (vgl. das vom US-amerikanischen Naturschutzverband *The Nature Conservancy* erarbeitete „*Conservation Action*

*Planning*“, welches eine Risikomatrix beinhaltet). Die systematische Integration von zukünftigen Bedrohungen und Chancen in die konkrete (räumliche) Naturschutzplanung und -arbeit ist noch seltener (z. B. IBISCH et al. 2002; IBISCH und NOWICKI 2004).

#### Klimawandel und Risikomanagement

Nach Inkrafttreten der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen im Jahre 1994 wurde Ende der 90er Jahre der Begriff „Klimawandelrisikomanagement“ in wissenschaftlichen Publikationen gebräuchlich (siehe z. B. TRUSCOTT und EGAN 1999). Das Klimawandelrisikomanagement hat sich offenkundig im Zuge der Klimawandelfolgenforschung entwickelt (JONES 2001). Der IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) regte damals an, bestehende Risikomanagement-Methoden für den Zweck der sektorübergreifenden Anpassung an den Klimawandel zu nutzen (IPCC 1998). Die Praxis der (Klimawandel-)Anpassungsplanung wird heute methodisch von den Prinzipien der Risikoanalyse bestimmt und vor allem in den Bereichen der Katastrophenvorsorge, der Entwicklungszusammenarbeit und des Klimaschutzes weiterentwickelt (vgl. UNDP 2002; GTZ 2004; ADB 2005; OECD 2005; SPERLING und SZEKELY 2005; WORLD BANK 2006; SCHUCHARDT und SCHIRMER 2007; FRÖDE und SCHOLZE 2008).

#### Anpassung des Naturschutzes an den Klimawandel und Risikomanagement

Obgleich sich viele Naturschützer und Institutionen mit den Auswirkungen von Klimawandelrisiken auf die Biodiversität und das sozial-ökologische „System Naturschutz“ und mit der Ausarbeitung von Handlungs- und Anpassungsoptionen befassen (vgl. PARMESAN und YOHE 2003; KORN und EPPLE 2006; MENZEL et al. 2006; SCHOLZE et al. 2006; EU KOMMISSION 2007; BADECK et al. 2007; TNC 2007; BARON et al. 2008; RSPB 2008; UBA 2008; WILSON und HEBDA 2008; IBISCH und KREFT 2008; IBISCH und KREFT 2009; IBISCH und KREFT angenommen), deuten die Ergebnisse der Recherche darauf hin, dass die Prinzipien des modernen (Klima-) Risikomanagements in der Naturschutzplanung bisher praktisch keine Anwendung finden. Das von dem Sekretariat der Biodiversitäts-Konvention (SECRETARIAT OF THE CBD 2006) vorgestellte strategische, risikobasierte Konzept für die Erarbeitung von Klimawandelanpassungen, welche den Schutz der Biodiversität umfasst, zielt darauf ab, die Synergien von Naturschutz- und Klimapolitik voranzutreiben. Für die Naturschutzpraxis bedarf es jedoch eines Leitfadens, der eine systemische und vorbeugende Anpassung an (Klimawandel-)Risiken auf allen Handlungsebenen des Naturschutzes zu fördern vermag.

In Anlehnung an die Prinzipien der Katastrophenvorsorge (BLANCHARD et al. 2007) sollten effektive, nachhaltige und klimawandelangepasste Naturschutzstrategien folgende Kriterien erfüllen, indem sie

1. *umfassend* alle Risiken, deren Auswirkungen, alle Akteure, und alle klimawandelbezogenen Min-

- derungs- und Anpassungsaspekte mit einbeziehen,
2. *proaktiv* zukünftigen Herausforderungen und Gefahren vorbeugen, indem sie antizipativ sowohl die Widerstands- als auch die Umwandlungsfähigkeit von Schutzzielen fördern und begleiten<sup>2</sup>,
  3. *risikobasierte* Analysen, wie sie in dieser Arbeit vorgestellt werden, der Entwicklung von Schutzzielen oder der Planung von Naturschutzmaßnahmen zu Grunde legen,
  4. *ganzheitliche, systemische* Betrachtungsweisen zulassen,
  5. *einem gemeinschaftlichen Ansatz folgen*, der die Vernetzung unterschiedlicher Naturschutzorganisationen und weiterer Interessensgruppen vorantreibt,
  6. *koordiniert* Aufgaben und Verantwortlichkeiten abgestimmt haben und eine Kohärenz der Aktivitäten verschiedener Akteure zum Erreichen eines gemeinsamen Zieles sicherstellen und
  7. *flexibel* sein und bleiben, indem sie anpassungsfähige, innovative und kreative Lösungsansätze zur Bewältigung aktueller und zukünftiger Bedrohungen aufweisen.

Das nachstehend vorgeschlagene Risikomanagementkonzept für den Naturschutzsektor (Abb. 5) wurde in Anlehnung an die in der Methodik erwähnten Klimawandelrisikomanagement-Konzepte entwickelt (WILLOWS und CONNELL 2003; AUSTRALIAN GREENHOUSE OFFICE 2006; USAID 2007; HAY 2007; JONES 2001). Die einzelnen Schritte werden ebenfalls erläutert.

<sup>2</sup> Zu diesem Zwecke erscheint die folgende Klassifikation der Einstellungen gegenüber Unsicherheit und möglichen Zukünften nützlich (nach GODET 1994, in DE JOUVENEL 2000): 1. Passiv (abwarten und Veränderungen hinnehmen), 2. Reaktiv (Veränderungen abwarten und dann handeln, u. a. um sie ggf. abzumildern), 3. Propektiv: a) Präaktiv (Veränderungen antizipieren, um besser gewappnet zu sein), b) Proaktiv (Veränderungen antizipieren und Handlungen präventiv einleiten, um Einfluss auf Veränderungen zu nehmen).

## 0. Akteursdialog und Dokumentation

Der hier vorgestellte Risikomanagementansatz lässt ein teambasiertes und möglichst partizipatives Vorgehen wünschenswert erscheinen (vgl. VAN AALST et al. 2008). Es bietet sich demzufolge an, vor allem die Schritte 1 bis 4 gemeinsam mit einer repräsentativen Auswahl von Interessenvertretern aller relevanten Bereiche (siehe unten) in Form von Workshops oder Diskussionsrunden zu erarbeiten.

Allen Planungsschritten geht demzufolge eine vorherige Identifikation und Vernetzung (anfänglich) relevant erscheinender Akteure voraus. Interessensgruppen, welche für Naturschutzmaßnahmen von Bedeutung sind, umfassen je nach Kontext Politiker, staatliche Behörden, Naturschutzverbände und natürlich die Land- und Naturressourcennutzer (Gemeinden, Zweckverbände, Unternehmen, Industrie, Privatpersonen).

Für klimawandelangepasste Strategien sollten vor allem die lokale Bevölkerung und regionale Entscheidungsträger in den Strategieentwicklungs- und Planungsprozess mit eingebunden werden. Dieses Vorgehen garantiert, dass lokale Besonderheiten Eingang in die Risikoanalyse finden, die entwickelten Handlungsoptionen endogene Potenziale einbinden und der ausgelöste Risikodialog dazu beisteuert, dass Vorsorgemaßnahmen lokal verstanden und unterstützt werden (MERZ und EMMERMANN 2006). Zudem können Experten verschiedener wissenschaftlicher Disziplinen (naturschutzfachliche Forschung, Ökologie, Klimatologie, Katastrophenvorsorge, Betriebswirtschaftslehre etc.) eingeladen werden. Die Teilnahme von Akteuren vieler Bereiche und Sektoren, auf staatlicher, privater und zivilgesellschaftlicher Ebene, kann die Akzeptanz und den Erfolg der entwickelten Anpassungs- und Handlungsoptionen merklich erhöhen (JONES 2001; KERNS und AGER 2007). Unterschiedliche Blickwinkel ermöglichen es, Voreingenommenheiten zu klären, einseitige Verzerrungen zu vermeiden und eine systemische Betrachtungsweise zu erlangen, welche der Komplexität der Um- bzw. Mitwelt Rechnung trägt (VESTER 2007).

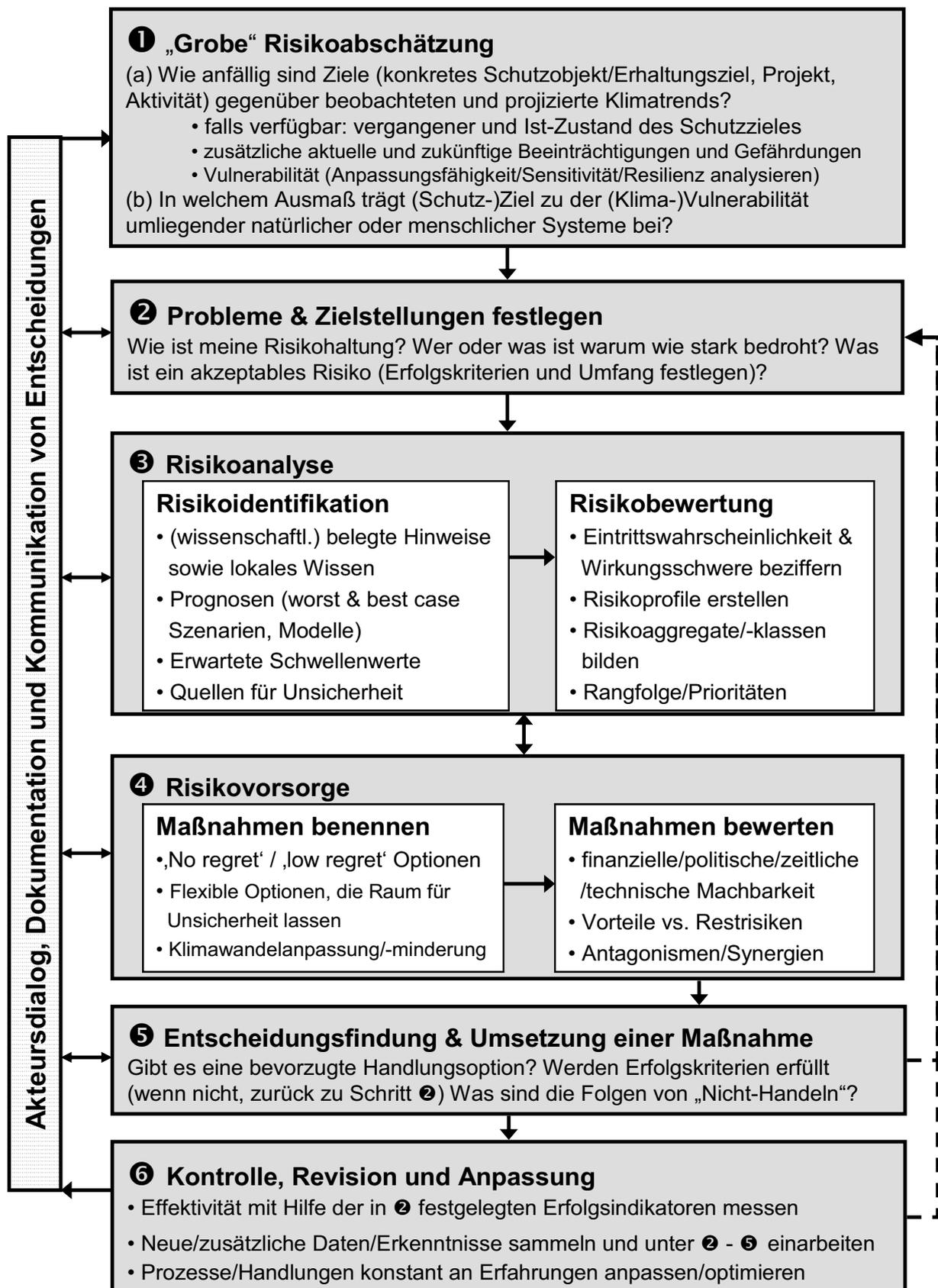


Abbildung 5: Kreislauf eines strategischen Risikomanagementkonzepts für den Naturschutzsektor, welcher Klimawandelrisiken und Klimawandelanpassung berücksichtigt.

### 1. Grobe Risikoabschätzung

In einem kleinen, repräsentativen Teilnehmerkreis werden die (Schutz-) Ziele im Hinblick auf folgende mögliche Probleme hinterfragt (vgl. BURTON und VAN AALST 2004):

- die beobachteten und prognostizierten Klimarisiken und sozioökonomischen Entwicklungstrends für ein Land oder eine Region,
- die spezifischen (Klima-) Risiken, denen eine (aus den Zielgerüsten abgeleitete) Naturschutzmaßnahme ausgesetzt ist und
- die möglichen, negativen Auswirkungen (sekundären Risiken), welche die Durchführung einer (aus den Zielgerüsten abgeleiteten) Naturschutzmaßnahme für betroffene/umliegende natürliche und menschliche Systeme zur Folge haben kann.

Als Techniken eignen sich z. B. die Betrachtung existierender Szenarien und Modelle, die Einbindung lokalen Wissens (ggf. von ortskundigen Erfahrungsträgern, Überlieferungen), dokumentierte Beobachtungen (Literaturrecherchen) sowie strukturierte Hypothesen auf Grundlage von *Brainstorming*, Expertenbefragungen, Flussdiagrammen, *Mindmaps* und ähnlichen Instrumenten. Zum einen fördert die Risikoabschätzung das Risikobewusstsein und eine Sensibilisierung für die in der Zukunft zu erwartende Schadensanfälligkeit von Naturschutzzielen und -maßnahmen, zum anderen schafft sie eine Basis für veränderte Sicht- und Verhaltensweisen (nach ROTH 2003)<sup>2</sup>.

Eine auf einzelne (vorgegebene) Ziele oder Projekte bezogene Sichtweise soll zugunsten einer systemischen und holistischen Annäherung überwunden werden. So kann eine Maßnahme bei isolierter Betrachtungsweise zwar einen positiven Beitrag zum lokalen Naturschutz leisten (z. B. die Pflege eines Sekundärbiotops), entpuppt sich jedoch in Bezug auf ein übergeordnetes Naturschutzziel (evtl. die Förderung von funktionalen, anpassungs- und transformationsfähigen Ökosystemen) oder auf die Anpassungs- und Entfaltungsmöglichkeiten eines anderen Sektors als nachteilig bzw. sogar hemmend. Grundsätzlich ist die Integration von abschirmenden und gestaltenden, statischen und dynamischen (vgl. SCHERZINGER 1990; WEGENER 1998) sowie integrativen und segregativen Ansätzen auf verschiedenen räumlichen Ebenen natürlich möglich. Allerdings gilt es stets, die Allokation (im Grunde zu) knapper Ressourcen im Auge zu haben. Das dem Naturschutz immanente Dilemma, priorisieren und damit auch depriorisieren (opfern!) zu müssen, verschärft sich im Zuge des Klimawandels.

Die Ergebnisse der vorläufigen Risikoabschätzung ermöglichen es, klare Ziele zu formulieren und Prioritäten (hinsichtlich des Handlungsbedarfs) zu setzen. Für die dringlichsten Risiken gilt es, eine detaillierte Risikoanalyse durchzuführen.

<sup>2</sup> Entscheidungen, welche eine andere Verhaltensweise verlangen, müssen emotional so vorbereitet werden, dass die Entscheidungsträger und andere Betroffene spüren, dass die Neuerung für sie potenziell vorteilhaft ist.

### 2. Probleme und Zielstellungen benennen

Zu diesem Zeitpunkt ist ein Risikobewusstsein entstanden und es besteht Konsens über die grundlegenden Ziele, Risiken und den vorrangigen Handlungsbedarf. Die Bedenken und Risikohaltungen der verschiedenen Akteure sind schriftlich erfasst (WILLOWS und CONNELL 2003; AUSTRALIAN GREENHOUSE OFFICE 2006), so dass getroffene Entscheidungen von Außenstehenden nachvollzogen bzw. nach außen hin gerechtfertigt werden können. Es ist möglich, je nach Bedarf weitere Akteure (z. B. Experten, Unternehmen, spezielle Bevölkerungsgruppen) zur detaillierten Risikoanalyse hinzu zu ziehen.

Nach der Festlegung expliziter Ziele gilt es, diese in operative, d. h. konkret beschriebene und messbare Erfolgskriterien zu übersetzen, welche später helfen, die Effektivität verschiedener identifizierter Handlungsoptionen gegeneinander abzuwägen (HAY 2007).

Die Beantwortung folgender Fragen hilft, den Umfang der Risikoanalyse abzuschätzen:

- Welches *exposure unit* wird betrachtet (z. B. eine bestimmte Waldgesellschaft, ein politischer oder soziokultureller Prozess, ein Projekt, eine Werbekampagne, ein abgegrenzter Aufgabenbereich, eine Art oder Population, die FFH-Richtlinie, der Finanzhaushalt; idealer Weise aber ein vollständiges, in sich abgeschlossenes System: ein Schutzgebiet, eine definierte Region)?
- Welche Planungszeiträume werden betrachtet (z. B. Monate, Jahre, Jahrzehnte, Jahrhunderte)?
- Welche finanziellen Mittel stehen zur Verfügung?
- Was soll erreicht werden (z. B. 50 % Sicherheit, dass Ereignis X nicht eintreffen wird oder die Zielstellung, dass der Klimawandel in 90 % der Schutzgebietsmanagementpläne bedacht wird)?

### 3. Risikoanalyse

Auf Grundlage der verfügbaren Daten werden die Eintrittswahrscheinlichkeit (z. B. absolut sicher, sehr wahrscheinlich, möglich, unwahrscheinlich oder hoch, mittel, niedrig) und das Wirkungsausmaß (z. B. überaus bedeutend, bedeutend, mäßig, geringfügig, unbedeutend) der verschiedenen Risikoereignisse mit Hilfe von lokalem Wissen, aktuellen Beobachtungen oder Szenarien ermittelt. In dieser Phase ist es wichtig,

- die relative Anfälligkeit des von Klimarisiken und nicht-klimabedingten Risiken betroffenen untersuchten Systems miteinander zu vergleichen,
- die autonome Klimawandel-Anpassungsfähigkeit des untersuchten Systems und
- die Existenz kritischer (ökologischer, klimatischer, ökonomischer) Schwellenwerte abzuschätzen sowie
- Unsicherheiten bzw. Nichtwissen (siehe auch weiter unten; z. B. Wissenslücken, fehlerhafte oder unzureichende Daten, Rückkopplungseffekte) – soweit möglich – zu benennen

(JONES 2001; WILLOWS und CONNELL 2003).

Die Konsequenzen eines Risikos müssen bezüglich der unter Schritt 2 festgelegten Zielstellungen und Erfolgskriterien beurteilt werden. Dabei sollten sowohl die Wirksamkeit von aktuellen Managementmaßnahmen als auch die eigenständige Anpassungsfähigkeit der Untersuchungseinheit bedacht werden (AUSTRALIAN GREENHOUSE OFFICE 2006). Wenn möglich, können je nach Art der Bedrohungen, der Eintrittswahrscheinlichkeit und dem Wirkungsausmaß quantitative (z. B. Ausmaß der Kosten in Euro, Konfidenzintervall) oder semiquantitative (z. B. extremes, hohes, mittleres, niedriges Risiko) Risikoklassen gebildet werden. Das hilft, die Gefahren zu Gruppen zu bündeln und Rangfolgen zu erstellen. Risikoprofile geben Überblick über die Palette an Risiken, denen eine Naturschutzmaßnahme ausgesetzt ist.

Grundsätzlich bietet es sich an, dass im Rahmen der Risikoanalyse systemische Beziehungen verschiedener Faktoren in einem konzeptionellen Modell illustriert werden (z. B. analog Abb. 1), wie es im Rahmen von strategischer Naturschutzplanung grundsätzlich empfehlenswert ist (SALAFSKY und MARGOLUIS 1999). Dabei gilt es vor allem auch, mögliche Systemrisiken zu erahnen und zu beschreiben.

#### 4. Risikovorsorge

In diesem Stadium werden Gegenmaßnahmen/Handlungsoptionen erarbeitet und auf ihre zu erwartende Wirksamkeit hin beurteilt. Maßnahmen, die unter beobachteten und projizierten Klimaveränderungen gleichermaßen nutzbringend sind oder die sich ebenso hinsichtlich nicht-klimabedingter Risiken positiv auswirken können, auch „no regret“- oder „low regret“-Optionen genannt (KLEIN und MACIVER 1999). Diese sollten, insofern sie rasch und kostengünstig umzusetzen sind, auf jeden Fall durchgeführt werden. Als Beispiel für eine „no-regret“-Handlungsoption, die sowohl indirekt klimabedingte (z. B. gesellschaftlicher Wertewandel, verstärkter Fokus auf erneuerbare Energien) als auch nicht-klimabedingte Risiken (z. B. grundsätzliche Zweifel an Naturschutzbemühungen in Teilen der Gesellschaft) positiv beeinflussen dürfte, sei eine verbesserte Öffentlichkeitsarbeit und Naturschutzkommunikation genannt.

Eine weitere Möglichkeit ist die Planung flexibler Handlungsoptionen, die beispielsweise stufenweise über einen längeren Zeitraum an Intensität zunehmen. Diese Art der Maßnahmen schafft Raum für adaptives Management und erlaubt es, „unterwegs“ neu gewonnene Erkenntnisse einzuarbeiten. Auch muss versucht werden, sich einem „point of no return“ sehr bewusst und vorsichtig anzunähern (MALIK 2008). Flexible Optionen sind auch im Sinne einer „mehrdeutigen Zielwahl“ (MALIK 2008) zu interpretieren. Es geht dabei um die Auswahl von Maßnahmen, die potenziell in die Lage versetzen (bis auf weiteres oder in letzter Konsequenz), mehrere Ziele anzusteuern.

Gemäß der Ziele der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen sind Handlungsoptionen zu bevor-

zugen, welche sowohl Minderung des Klimawandels als auch Anpassung an den Klimawandel beinhalten. Darunter fällt beispielsweise die Ausdehnung des internationalen Biotopverbundes oder die Erhaltung von Ökosystemen mit hoher Kohlenstoffspeicherkapazität (ODPM et. 2007). Denkbare Synergien zwischen klimawandelbedingten, nicht-klimawandelbedingten Risiken und dem verbleibenden Restrisiko sollten berücksichtigt werden. Zum Beispiel können es heimische oder allochthone Arten sein, die eine landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Nutzungsaufgabe besiedeln. Je nach übergeordnetem Naturschutzziel kann die Kolonisation durch allochthone Arten als negativ, neutral oder gar positiv bewertet werden (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2006). Um die Leistungsfähigkeit einer Palette von Handlungsoptionen miteinander vergleichen zu können, schlagen WILLOWS und CONNELL (2003) die folgende Vorgehensweise vor:

1. Systematische, qualitative Analyse, welche den Umfang, die Gültigkeit und die relative Bedeutung der betrachteten Risiken sowie die Kosten und den Nutzen jeder einzelnen Handlungsoption zusammenfasst.
2. Ranking der Handlungsoptionen nach Kosten-Nutzen hilft, eine lange Liste vermeintlich unverzichtbarer Handlungsoptionen zu kürzen.
3. Quantitative Analyse der verbleibenden Optionen hinsichtlich ihrer (technischen, finanziellen, politischen, wirtschaftlichen, zeitlichen, räumlichen) Machbarkeit, ihrer Akzeptanz durch Entscheidungsträger oder ihrer Klimawandelanfälligkeit.
4. Überprüfung der Optionen hinsichtlich der in Planungsschritt 2 festgelegten Erfolgskriterien.

Wenn keine der erarbeiteten Handlungsmaßnahmen angemessen erscheint, die Erfolgskriterien zufriedenstellend zu erfüllen, ist es angebracht, die Problemdefinition und die Zielstellungen zu überarbeiten. Gegebenenfalls erweist sich die Umsetzung eines Ziels als ausgesprochen teuer, oder es kristallisiert sich heraus, dass die Zielstellung einer von der Gesellschaft gewünschten (nachhaltigen) Entwicklung im Wege steht. Vielleicht müssen jedoch auch die Erfolgskriterien verfeinert oder überarbeitet werden, da diese die Klimaanpassungskapazität anderer Sektoren behindern oder verzögern.

#### 5. Entscheidungsfindung und Umsetzung der Maßnahme(n)

Nachdem

- Informationen zu Auswirkungen, Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß gesammelt und ausgewertet wurden (Schritt 1-3),
- die vorgeschlagenen Risikoanpassungsmaßnahmen auf ihre Effektivität und ihr mögliches Gelingen hin untersucht wurden (Schritt 4) und
- mögliche ökonomische, ökologische und soziale Folgen verschiedener Handlungsoptionen beurteilt wurden (Schritt 4 und 5),

können die am Risikomanagement beteiligten Akteure sich entweder (a) (idealerweise) auf eine (oder mehrere) bevorzugte Maßnahme(n) einigen, (b) beschließen, das Risiko zu akzeptieren, oder (c) sich darauf verständigen, vorerst abzuwarten, bis mehr oder detailliertere Informationen zur Verfügung stehen (WILLOWS und CONNELL 2003).

Insofern Maßnahmen realisiert werden sollen, ist ein Plan zu erstellen, der das weitere Vorgehen schriftlich festhält, indem er

- Verantwortlichkeiten und Pflichten einzelner Akteure/Akteursgruppen klärt,
  - langfristige Wunschziele sowie Erfolgsindikatoren festlegt (welche nicht präskriptiv auf einen spezifischen Zustand fixiert sein sollten),
  - einen klaren Zeitplan, welcher Termine und Fristen für Erfolgskontrollen und für eine Aktualisierung der Information aufstellt sowie
  - die benötigten (finanziellen, räumlichen, personellen) Ressourcen kalkuliert
- (USAID 2007).

Die Inhalte dieses „Managementplanes“ sollten von allen Beteiligten getragen werden. Bei der Umsetzung von technisch komplizierten Maßnahmen oder Handlungsoptionen, welche eine komplette Umstrukturierung des Naturschutzes per se (oder aber auch anderer Sektoren sowie der politischen Rahmenbedingungen) beinhalten, kann mit wesentlichen Sekundärrisiken gerechnet werden (HM Treasury 2001).

#### 6. Kontrolle, Revision, Anpassung

Die Ergebnisse des anfänglichen Risikomanagementprozesses müssen regelmäßig überarbeitet und hinsichtlich neuer Informationen, Sachverhalte oder Entwicklungen angepasst werden. Erfolgskontrollen helfen dabei, Fortschritte oder Missstände zu dokumentieren und das weitere Vorgehen entsprechend der gesammelten Erfahrungen und Schlussfolgerungen („*lessons learned*“) zu verbessern. Insofern ist Risikomanagement immer auch adaptives Management.

Die Ergebnisse des Risikomanagements sollten „konstruktiv“ (WILLOWS und CONNELL 2003) nach innen (Mitarbeiter der betroffenen Organisationen/Unternehmen) und außen (Öffentlichkeitsarbeit) kommuniziert werden. Eine transparente Dokumentation, welche Unsicherheiten, bedenkliche und wissenschaftlich umstrittene Hypothesen oder Fehler umfasst, die während des Entscheidungsfindungsprozesses von Bedeutung waren, ermöglicht sowohl die Nachvollziehbarkeit der getroffenen Entscheidungen als auch eine Übertragbarkeit auf andere Situationen und Herausforderungen. Nur so kann, wie von SALAFSKY und MARGOLUIS (1999) oder SALAFSKY et al. (2001) gefordert, ein kontinuierlicher und adaptiver Lernprozess in Gang gesetzt werden, bei welchem Fehler nicht unverzeihliche Missgeschicke, sondern unerschöpfliche Quelle des Erkenntnisfortschritts darstellen.

#### Ausblick: Systemischer nichtwissenbasierter Naturschutz

Die Übertragung der Konzepte und der Instrumente des Risikomanagements auf den Naturschutz ist scheinbar eine einfache technische Angelegenheit. In Wahrheit geht es um eine tragische Erschütterung der Grundfesten des Naturschutzes – tragisch insofern, als wissensbasiertes naturschutzfachliches Handeln sich noch kaum hat verfestigen können. Immer noch muss ja festgestellt werden, dass Managemententscheidungen oftmals nicht auf der Grundlage von dokumentiertem Wissen getroffen werden – diese Tatsache bewog Andrew PULLIN und Kollegen zur Konzeption des evidenzbasierten Naturschutzes (z. B. PULLIN und KNIGHT 2001, 2003; PULLIN et al. 2004). Während gegen die bestmögliche Ausnutzung vorhandenen Wissens wahrhaftig nichts einzuwenden ist, besteht doch auch das Problem, dass die Betonung von wissenschaftlicher Evidenz zu sehr davon ablenken kann, dass effektiver, proaktiver Naturschutz prinzipiell nicht (allein) auf gesicherten Befunden zu begründen ist.

Ohne auf den globalen Umweltwandel und naturschutzrelevante Fragestellungen abzuheben, sieht WILLKE (2002) angesichts des Eintritts in die globalisierte Wissensgesellschaft die zukünftige Geschichte als „Folge eines Selektionsprozesses, in dem die gegenwärtig erkennbaren Optionen einer verzweigten Zukunft in Entscheidungen gepresst werden“. Die zentrale Herausforderung der Wissensgesellschaft sei es, Expertise im Umgang mit Nichtwissen zu generieren und verfügbar zu machen. Nichtwissen ist u. a. Wissen, von dem wir dank des Erkenntnisfortschritts wissen, dass wir es (noch) nicht haben. Im Falle des Fundes einer zuvor unbekanntem Art wissen wir beispielsweise zunächst nur, dass sie existiert – das durch seine Entdeckung erzeugte Nichtwissen erstreckt sich u. a. auf ihre Lebensweise und die systematische Zugehörigkeit; es besteht aber die Hoffnung, dass sich die offenen Fragen im Zuge weiterer Forschung aufklären.

Zu Recht macht WILLKE deutlich, dass in Zeiten eines wachsenden Wissens um mögliche Zukünfte und entsprechender zukunftsorientierter Entscheidungen Nichtwissen vor allem auch eine prinzipiell nicht aufhebbare Ungewissheit möglicher Ereignisse bezeichnet. Das unvermeidbar mit dem Wissen „miterzeugte Nichtwissen verschärft die Problematik der Steuerung von Systemen, da Steuerung auf zukünftige Konstellationen und Systemzustände zielt, also mit Hypothesen, Projektionen, Simulationen und Unterstellungen arbeiten muss, die dem implizierten Nichtwissen eine überwältigende Bedeutung verleihen“ (WILLKE 2002). Entsprechend werde ein neues Instrumentarium für den kompetenten Umgang mit Nichtwissen benötigt. Im zuvor skizzierten Falle der neu entdeckten Art bleibt selbst bei sehr guter Erforschung ihrer aktuellen Ökologie z. B. das Nichtwissen bezüglich ihrer Antwort auf den zukünftigen Umweltwandel.

Unsere Gesellschaft ist dank des explosionsartigen Wissenszuwachses in den letzten Jahrhunderten von

der Hoffnung geprägt, dass zukünftige intensivere Forschung das Nichtwissen zurückdrängt. Dieser Optimismus geht Hand in Hand mit einer Fortschrittsgläubigkeit, die darauf vertraut, dass die Menschheit bestehende Grenzen überwindet. Folgerichtig reagieren einem eher technomorph-konstruktivistischen Weltbild verhaftete, kausalanalytisch geschulte Naturwissenschaftler auf die sich nunmehr rasch verbreitende Erkenntnis des globalen Umweltwandels mit dem Wunsch, mehr spezialisiertes Wissen zu generieren. Sie folgen dem über Jahrhunderte gewachsenen und verfestigten Prinzip, dass alle Dinge verstanden werden können, und zwar nur dann, wenn sie in immer kleinere Teile geteilt werden und die kleinsten Teile in allen Einzelheiten verstanden werden – ein Prinzip, welchem sich komplexe Systeme in „kritischen Zuständen“<sup>3</sup> entziehen (SORNETTE 2004). Mit immer spezialisierterem Wissen sollen z. B. mögliche Reaktionen der Biodiversität besser verstanden bzw. ggf. modelliert werden. Auf dem Felde emergenter Systemrisiken haben jedoch nicht nur viele modellierende Wissenschaftler einen „blinden Fleck“, dessen Existenz sie noch nicht einmal erahnen (IBISCH und KREFT 2009; vgl. WILLKE 2002).

Eine gängige Argumentation von gelernten „evidenzbasierten Naturschutz-Biologen“ ist auch, dass man auf die derzeitige Krise mit intensivierter taxonomischer Forschung und biologischem Monitoring reagieren müsse („Man kann nur schützen, was man kennt und versteht“). Dabei wird allerdings verkannt, dass die die Biodiversität bedrohenden Prozesse eine derartige Dynamik und Geschwindigkeit aufnehmen, dass Erkenntnis und Evidenz (allein) immer seltener in Managementoptionen umgesetzt werden können. Abgesehen davon ist uns das auf die globale Artenvielfalt bezogene Nichtwissen insofern hinlänglich bekannt geworden, als wir wissen, dass vermutlich so viele Arten existieren, dass sie bei Beibehaltung des Tempos taxonomischer Forschung nur zu einem Bruchteil beschrieben werden können, ehe die globale Biodiversitätskrise einen entsprechenden Fortschritt abrupt zum Stillstand bringen wird.

Längst ist beklagt worden, dass sich der Erkenntnisfortschritt der Naturschutzbiologie nicht in effektivem Naturschutz niedergeschlagen hat: WHITTEN et al. (2001) interpretieren naturschutzfachliche Forschung als Übersprungverhalten ohnmächtiger Wissenschaftler („*But if conservation biology is ineffective in helping to stop something as globally significant as the devastation of Indonesian forests, then what, please, is the point of it?*“). Auch nach dem Aufkommen der modernen Klimawandelforschung haben sich die Emissionen von Treibhausgasen und der Klimawandel immerzu nur verstärkt. In beiden Fällen ist die Wissenschaft nicht für die Existenz der Probleme anzuklagen, welche sie beschreibt – jedoch stünde vielen Wissenschaftlern eine gewisse Demut angesichts der effektiven Wirkungslosigkeit des unzweifelhaften Wissens-

zuwachses gut an. Vor allem dann, wenn sie litaneiarig – aber ohne Belege und unkritisch – ihre zweifelsfrei wissenschaftlich relevanten Forschungsprogramme mit deren so gut wie garantierten Beiträgen zur Errettung der Welt begründen.

In den von mystischer Natursicht geprägten Zeiten wurde mit Nichtwissen anders umgegangen – zur Erklärung von Nichtgewusstem verlegte man sich auf Religion und Glauben. Im Grunde existierte Nichtwissen gar nicht, da Glaube mit Wissen auf derselben Stufe stand. Glaube sorgte so für ein Maß an Orientiertheit und Sicherheit, wie wir es uns angesichts der Explosion unseres Nichtwissens, dessen wir uns immer bewusster werden, gar nicht mehr vorstellen können. Zwar führten „religiöse Unaufgeklärtheit“ und entsprechende Tabus durchaus regelmäßig auch zu – im Sinne des nachhaltigen Naturressourcenmanagements – angemessenen Verhaltensweisen, doch ist eine Rückkehr zu einem mystischen Naturschutzansatz offenkundig keine Option für die moderne Gesellschaft, die durch die Entdeckung des Nichtwissens mithin ihre Unschuld verloren hat. Inzwischen scheinen also weder Wissensfortschrittsgläubigkeit noch religiöser Umgang mit Nichtwissen angemessene Ansätze für den proaktiven Naturschutz darzustellen.

Wir stehen am Beginn eines nichtwissenbasierten Naturschutzes, der die Grundsätze des Risikomanagements sowie der Analyse komplexer Systeme und eines entsprechenden Systemmanagements beherzigt. Nach MALIK (2008) kann die Lenkung eines komplexen Systems mit einem Spiel verglichen werden, das durchaus Spielregeln folgt, welche aber zu Beginn nicht feststehen, sondern vielmehr durch eine wechselnde Zahl von Mitspielern mitbestimmt werden (wobei einer der Mitspieler Zufall heißt). Ein wichtiger Grundsatz des von MALIK für die Steuerung von Unternehmen vorgeschlagenen Systemmanagements bezieht sich auf die metasystemische Lagebeurteilung: man müsse sich immer die Frage stellen, auf welcher Systemebene die Lagebeurteilung vorgenommen werden solle; „nur zu leicht unterläuft einem nämlich der Fehler, von der metasystemischen in die objektsystemische Ebene abzugleiten und dann in einer Fülle von Details den Überblick über das Ganze zu verlieren“. Im Unternehmensmanagement gehe es wesentlich darum, sich in seine „Gegner“ oder „Mitspieler“ hineinzusetzen, um wesentliche strategische Zugmöglichkeiten zu verstehen. Eine analoge Vorgehensweise erscheint auch im Naturschutz erfolgversprechend, wobei die „Mitspieler“ eben nicht mehr nur soziale Systeme sind, in die man sich empathisch hineinzusetzen hat, sondern auch komplexe atopische „Gegner“ wie der Klimawandel.

Die Herausforderungen für die Naturschutzwissenschaft sind enorm. Es geht um die Anforderung, dass sich die analytischen und auf Einzelteilstudium spezialisierten Naturwissenschaftler, die den Naturschutz dominieren, der Arbeit mit nicht-quantitativen und nicht gemessenen, also aus ihrer Sicht „unwissenschaftlichen“ Daten und Methoden abgeben. Außerdem müssen sie grundsätzlich die Grenzen des möglichen Wis-

<sup>3</sup> An sogenannten „kritischen Punkten“, wenn bestimmte, normalerweise gut definierte Größen in einem System zur Unendlichkeit tendieren, wechseln, mathematisch gesehen, komplexe Systeme in einen Zustand kritischer Instabilität (Sornette 2004).

senserwerbs bzw. das rasante Wachstum des Nichtwissens anerkennen. In dieser sich fortwährend verschärfenden Situation mag Nichtwissen, oder der bewusste und konstruktive Umgang mit ihm, zu einer „Tugend“ oder jedenfalls zu einer zunehmend vorteilhaften Option werden („*the virtues of ignorance*“; VITEK et al. 2008). So ist es denkbar, dass es die Effektivität des Naturschutzes befördern könnte, wenn auf kleinteilige und scharfe Analysen bzw. Zielfestlegungen verzichtet würde. Es kann (nicht mehr) um die Erhaltung möglichst vieler einzelner und gut verstandener Arten gehen; es muss nunmehr um die Erhaltung möglichst vieler funktionaler und vergleichsweise störungsarmer Ökosysteme gehen, in denen sowohl bekannte als auch unbekannte Arten überhaupt noch eine Chance haben, langfristig zu existieren. Die Verteidigung dieser Ökosysteme gegen Entwicklungsvorhaben und Ressourcenhunger bedarf einer guten (strategischen) Einschätzung der entsprechenden „Gegenspieler“ und der mit ihrem wahrscheinlichen zukünftigen Verhalten verbundenen Risiken, aber im Grunde bedarf sie nicht einer sehr guten Kenntnis der zu schützenden biologischen Vielfalt, ... von der wir längst in ausreichendem Maße wissen, warum wir sie erhalten sollten. Diesen Herausforderungen muss der Naturschutz nicht mit leeren Händen begegnen: Der Ökosystemansatz, angefangen bei der von der Konvention über die Biologische Vielfalt eingeführten Managementstrategie, versetzt in die Lage, über den Umgang mit Komplexität und Unsicherheit zu einer sozial und ökologisch nachhaltigen Ressourcennutzung zu gelangen (WALTNER-TOEWS et al. 2008). Darüber hinaus verdient die metasystemische Steuerung im Malik'schen Sinne (MALIK 2008) eine Erprobung im Naturschutz – dabei stehen nicht die direkten Inhalte eines Problemlösungsprozesses im Vordergrund, sondern die Eigenschaften dieses Ablaufs: „Metasystemische Variablen sind beispielsweise die Bedeutung, die das Problem aus der umfassenden Perspektive des Meta-Systems hat, die angestrebte Lösungsqualität, die vorhandenen Ressourcen an Zeit, materiellen und personellen Mitteln, die möglichen Informationsquellen (...), der Stress, dem das Problemlösungssystem ausgesetzt werden soll oder darf, die Einhaltung gewisser ethischer Grundsätze oder Regeln (...)“.

Im Interesse der Kommunikation und der endlich zu erreichenden Wirksamkeit des Naturschutzes müssen Naturschützer einsehen, dass es letztlich weniger um den Umgang mit den unzähligen Risiken für Abertausende und Millionen von Arten geht als um ganz wenige, jedoch mächtige, bedrohliche Risiken für die menschlichen Gesellschaften. Die Integration eines komplexen und systemischen Risikomanagements in den Instrumentenmix des modernen Naturschutzes wird auch dessen Konzeption nachhaltig verändern.

### Zusammenfassung

Nachdem der moderne Naturschutz zu Beginn überwiegend auf einfachere lokale Bedrohungen reagieren musste, traten zusehends komplexere und atopische

Wirkungen hinzu. Reaktive und rein wissens- bzw. evidenzbasierte Ansätze, wie bislang im Naturschutz etabliert, stoßen angesichts des raschen globalen Umweltwandels an die Grenzen der Effektivität. Konzepte des präventiven, strategischen (Klimawandel-) Risikomanagements, wie sie in den Bereichen von Finanzwirtschaft, Entwicklungszusammenarbeit oder Technologieentwicklung gebräuchlich sind, können gewinnbringend zur Gestaltung eines proaktiven Naturschutzes übertragen werden. Ein hier vorgeschlagenes systemisch-zyklisches Klimawandel-Risikomanagement umfasst die Elemente Akteursdialog und Dokumentation, grobe Risikoabschätzung, Problem- und Zielfestlegung, Risikoanalyse, Risikovorsorge, Entscheidungsfindung und Umsetzung der Maßnahme(n) sowie Kontrolle, Revision und Anpassung. Dem angesichts der notwendigen Zukunftsorientierung explodierenden Nichtwissen kommt für eine proaktive Entscheidungsfindung und Aktion eine zentrale Rolle zu. Die Einbeziehung des Nichtwissens ist in den existierenden Risikomanagementkonzepten noch nicht ausreichend gelöst. Vor allem muss der Existenz unbekannter Systemrisiken eine noch größere Aufmerksamkeit zuteil werden. Dies wird nicht durch immerzu detailliertere Einzelteilerforschung bzw. -modellierung gelingen. Anstelle einer einzelobjektsystemischen Lagebeurteilung muss eine metasystemische treten. Wir stehen am Beginn eines nichtwissenbasierten Naturschutzes, der die Grundsätze des komplexen Systemmanagements beherzigt und analytisch-reduktionistisch geschulten Naturwissenschaftlern einiges Umdenken zumutet. Einige Schlüsselbegriffe aus dem Naturschutz- und Risiko-Management sind im Glossar dargestellt.

### Danksagung

Der vorliegende Beitrag ist im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz finanzierten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel“ entstanden. Das Vorhaben wird vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) koordiniert (Prof. Dr. Wolfgang Cramer, Dr. Katrin Vohland). Die hier vorgestellte Arbeit beruht größtenteils auf den Ergebnissen der Bachelorarbeit von Britta Kunze (KUNZE 2008; Studiengang International Forest Ecosystem Management, FH Eberswalde). Wir danken der Mainzer Akademie der Wissenschaften und der Literatur für die großzügige Unterstützung unserer Beschäftigung mit adaptivem Naturschutzmanagement im globalen Umweltwandel (Vorhaben Biodiversität im Wandel: Prof. Dr. Wilhelm Barthlott). Eric Fee übernahm dankenswerterweise die englische Übersetzung der Zusammenfassung.

### Literatur

VAN AALST, M. K.; CANNON, T.; BURTON, I. (2008): Community level adaptation to climate change: The potential role of participatory community risk assessment. *Global Environmental Change*, 18: 165-179.

- ADGER, W. N.; EAKIN, H.; WINKELS, A. (2009): Nested and teleconnected vulnerabilities to environmental change. *Front. Ecol. Environ.*, 7: 150-157.
- ALBY, T. (2009): Projektmanagement: Definitionen, Einführung und Vorlagen. <http://www.projektmanagement-definitionen.de/impressum/> (20.04.2008).
- ARMSTRONG, J. S. (2001): Principles of forecasting: a handbook for researchers and practitioners. Kluwer Academic Press, Norwell.
- ADB (Asian Development Bank) (2005): Climate proofing: a risk-based approach to adaptation. Pacific Studies Series. ADB. [www.adb.org/Documents/Reports/Climate-Proofing/exec-summary.pdf](http://www.adb.org/Documents/Reports/Climate-Proofing/exec-summary.pdf).
- AULIG, G.; BACHFISCHER, R.; DAVID, J.; KIEMSTEDT, H. (1977): Wissenschaftliches Gutachten zu ökologischen Planungsgrundlagen im Verdichtungsraum Nürnberg – Fürth – Erlangen – Schwabach. München.
- AUSTRALIAN GREENHOUSE OFFICE (2006): Climate change impacts and risk management. A guide for business and government. Commonwealth of Australia.
- BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse. Dissertation. TU München.
- BADECK, F.-W.; BÖHNING-GAESE, K.; CRAMER, W.; IBISCH, P. L.; KLOTZ, S.; KREFT, S.; KÜHN, I.; VOHLAND, K.; ZANDER, U. (2007): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 46: 151-167.
- BAKKER, V. J.; DOAK, D. F. (2008): Population viability management: ecological standards to guide adaptive management for rare species. *Front. Ecol. Environ.*, 7: 158-165.
- BARON, J. S.; JOYCE, L. A.; KAREIVA, P.; KELLER, B. D.; PALMER, M. A.; PETERSON, C. H.; SCOTT, J. M. (2008): Preliminary review of adaptation options for climate-sensitive ecosystems and resources. In: S. H. JULIUS und J. M. WEST (Hrsg.) A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research (CCSP). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- BERNSTEIN, P. L. (1996): Against the gods: the remarkable story of risk. Wiley, New York.
- BLANCHARD, B. W.; CANTON, L. G.; CWIAK, C. L.; GOSS, K. C.; MCENTIRE, D. A.; NEWSOME, L.; SELVES, M. D.; SORCHIK, E. A.; STENSON, K.; TURNER, J. E.; WAUGH, W. L.; WEST, D. (2007): Principles of emergency management supplement. Federal Emergency Management Agency (FEMA).
- BNATSCHG (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege – Bundesnaturschutzgesetz) i. d. F. vom 25. März 2002, BGBl. I S.1193.
- BOLTE, A.; IBISCH, P. L.; MENZEL, A.; ROTHE, A. (2008): Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Was Klimahüllen uns bisher verschweigen. *AFZ-Der Wald*, 15: 800-803.
- BÖSCHEN, S.; KASTENHOFER, K.; MARSCHALL, L.; RUST, I.; SOENTGEN, J.; WEHLING, P. (2006): Scientific cultures of non-knowledge in the controversy over genetically modified organisms (GMO): the cases of molecular biology and ecology. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society*, 15: 294-301.
- BS IEC (British Standards Institute, International Electrotechnical Commission) (2001): 62198:2001. Project risk management. Application guidelines.
- BURGMAN, M. (2005): Risk and decisions for conservation and environmental management. Cambridge University Press. UK.
- BURTON, I.; VAN AALST, M. (2004): Look before You Leap. A risk management approach for incorporating climate change adaptation into World Bank operations. International Bank for Reconstruction and Development/The Worldbank Group. Washington, DC.
- CLARKE, H. (2007): Conserving biodiversity in the face of climate change. <http://kalimna.blogspot.com/2007/01/conserving-biodiversity-in-face-of.html> (13.07.2008).
- DE JOUVENEL, H. (2000): A brief methodological guide to scenario building. *Technological Forecasting and Social Change*, 65: 37-48.
- DIERßEN, K.; BORK, H. R. (2007): Wo steht der Naturschutz im Jahr 2020? *Natur und Landschaft*, 82: 45-49.
- DOYLE, U.; RISTOW, M. (2006): Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 38: 101-107.
- ENQUETE-KOMMISSION des Deutschen Bundestages „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ (1988): Schutz der Erdatmosphäre. Eine internationale Herausforderung. Schriftenreihe des Deutschen Bundestages „Zur Sache“, 5/88. Deutscher Bundestag, Bonn.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1992): Framework for ecological risk assessment. EPA/630/R-92/001. U.S. Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum, Washington, DC.
- EU KOMMISSION (2006): Communication from the Commission: Halting the loss of biodiversity by 2010 – and beyond. Sustaining ecosystem services for human well-being. Europäische Kommission, Brüssel.
- EU KOMMISSION (2007): Green Paper: Adapting to climate change in Europe – options for EU action

- {SEC(2007) 849}. Europäische Kommission, Brüssel.
- FOX, H.; CHRISTIAN, C.; NORDBY, J. C.; PERGAMS, O. R. W.; PETERSON, G. D.; PYKE, C. R. (2006): Perceived barriers to integrating social science and conservation. *Conservation Biology*, 20: 1817-1820.
- FRÖDE, A.; SCHOLZE, M. (2008): Climate Proofing: Erfahrungen aus Pilotanwendungen in Marokko und Indien. Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit u. Entwicklung, Eschborn. <http://www.gtz.de/de/dokumente/de-klima-climate-proofing-marokko-indien.pdf> (20.04.2009).
- GARTHE, S.; HÜPPOP, O. (2004): Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology*, 41: 724-734.
- GODET, M. (1994): From anticipation to action. UNESCO, Paris.
- GTZ (Gesellschaft für technische Zusammenarbeit und Entwicklung) (2004): Guidelines: Risk analysis – a basis for disaster risk management. [KÖHLER, A.; JÜLICH, S.; BLOEMERTZ, L. (Hrsg.)]. Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit und Entwicklung, Eschborn.
- HANNAH, L.; LOVEJOY, T.; SCHNEIDER, S. (2005): Biodiversity and climate change in context. In: T. LOVEJOY UND L. HANNAH (Hrsg.), *Climate change and biodiversity*. Yale University Press, New Haven, London.
- HANNAH, L.; MIDGLEY, G.; ANDELMAN, S.; AURAUJO, M.; HUGHES, G.; MARTINEZ-MEYER, E.; PEARSON, R.; WILLIAMS, P. (2007): Protected area needs in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.*, 5: 131-138.
- HARWOOD, J. (2000): Risk assessment and decision analysis in conservation. *Biological Conservation*, 95: 219-226.
- HARWOOD, J.; STOKES, K. (2003): Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 617-622.
- HAY, J. (2007): Extreme weather and climate events and farming risk. In: M. V. K. SIVAKUMAR und R. P. MOTHA (Hrsg.), *Managing weather and climate risks in agriculture*. Springer, Berlin.
- HEILAND, S.; KOWARIK, I. (2008): Anpassungserfordernisse des Naturschutzes und seiner Instrumente an den Klimawandel und dessen Folgewirkungen. In: *Räumliche Anpassung an den Klimawandel. Informationen zur Raumentwicklung* 6/7: 415-422.
- HM TREASURY (2001): *The orange book: management of risk – a strategic overview*. HM TREASURY, London.
- HUGHES, L. (2003): Ecological Interactions. In: L. HANNAH UND T. LOVEJOY (Hrsg.), *Climate change and biodiversity: synergistic impacts*, *Advances in applied biodiversity science*. Centre for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington DC.
- HUNTLEY, B.; GREEN, R.; COLLINGHAM, Y.; WILLIS, S. G. (2007): *A climatic atlas of European breeding birds*. Lynx Edicions, Barcelona.
- IBISCH, P. L.; COLUMBA, K.; REICHLÉ, S.; VIDES, R.; JUSTINIANANO, H. (Hrsg.) (2002): *Plan for the conservation and sustainable development of the Chiquitano Dry Forest, Pantanal and Bolivian Cerrado: abridged version*. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivien.
- IBISCH, P. L.; NOWICKI, C. (2004): Biodiversity patterns, conservation planning and science – general reflections and examples from the tropical developing country Bolivia In: S.-W. BRECKLE; B. SCHWEIZER und A. FANGMEIER (Hrsg.): *Results of worldwide ecological studies*. Verlag Günter Heimbach, Stuttgart: 181-197.
- IBISCH, P. L. (2005): Globaler Umweltwandel – Zeit für Paradigmenwechsel in Forstwirtschaft und Naturschutz. In: *Fachhochschule Eberswalde, Landesforstanstalt Eberswalde, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (Hrsg.), 175 Jahre Lehre und Forschung in Eberswalde. Die Festschrift: 125-136*.
- IBISCH, P. L.; KREFT, S. (2008): Anpassung an den Klimawandel: eine systematische Analyse von Handlungsoptionen für den Naturschutz. *ANLIEGEN Natur*, 32: 3-23.
- IBISCH, P. L.; KREFT, S. (2009): Klimawandel gleich Naturschutzwandel? In: NABU-Bundesverband (Hrsg.): *Klimawandel und Biodiversität. Tagungsdokumentation 8./9. April 2008*. NABU-Bundesverband, Berlin: 36-58.
- IBISCH, P. L.; KREFT, S. (angenommen): *Natura 2000 im Klimawandel. Tagungsband des Deutschen Naturschutztages 2008 in Karlsruhe*.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1998): *Expert meeting on risk management methods: report*. Toronto, Ontario, Canada, April 30-May 01 1998.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): *Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [SOLOMON, S.; D. QIN; M. MANNING; Z. CHEN; M. MARQUIS; K. B. AVERYT; M. TIGNOR und H. L. MILLER (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge-New York.

- IRM (Institute of Risk Management); AIRMIC (Association of Insurance and Risk Managers); ALARM (The National Forum for Risk Management in the Public Sector) (2002): A risk management standard. [http://www.theirm.org/publications/documents/Risk\\_Management\\_Standard\\_030820.pdf](http://www.theirm.org/publications/documents/Risk_Management_Standard_030820.pdf) (17.08.2008).
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2003): Climate change and nature. Adapting for the future. <http://www.iucn.org/themes/climate/docs/climateandnature.pdf>. (15.09.2007).
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2008a): Biodiversity and climate change (Agenda Item 4.5). Position Paper for the 9th COP Meeting of the CBD in Bonn, Germany, 19-30 May 2008 [http://cmsdata.iucn.org/downloads/biodiversity\\_climate\\_change\\_cop9.pdf](http://cmsdata.iucn.org/downloads/biodiversity_climate_change_cop9.pdf) (06.06.2008).
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2008b): Protected Areas (Agenda item 4.7). Position Paper for the 9th COP Meeting of the CBD in Bonn, Germany, 19-30 May 2008 [http://cmsdata.iucn.org/downloads/pas\\_cop9.pdf](http://cmsdata.iucn.org/downloads/pas_cop9.pdf) (06.06.2008).
- IUPN (1950): Proceedings and papers: International technical conference on the protection of nature, Lake Success, NY, August 1949, 22-29. IUPN, Brüssel.
- JAEGER, C. C.; RENN, O.; ROSA, E. A.; WEBLER, T. (2001): Risk, uncertainty, and rational action. Earthscan Publications, London.
- JONES, R. (2001): An environmental risk assessment/management framework for climate change impact assessments. *Natural Hazards*, 23: 197-230.
- KERNS, B. K.; AGER, A. (2007): Risk assessment for biodiversity conservation planning in Pacific Northwest forests. *Forest Ecology and Management*, 246: 38-44.
- KLEIN, R. J. T.; MACIVER, D. C. (1999): Adaptation to climate variability and change: Methodological Issues. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 4: 189-198.
- KNAPPE, T. (2003): Systematisierung unternehmensex-terner und -interner Risikofelder. [http://www.4managers.de/fileadmin/4managers/fohlen/Risikofelder\\_Thomas\\_Knappe\\_05\\_2003.pdf](http://www.4managers.de/fileadmin/4managers/fohlen/Risikofelder_Thomas_Knappe_05_2003.pdf) (10.02.2009).
- KNIGHT, A. T.; COWLING, R. M.; CAMPBELL, B. M. (2006): An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology*, 20: 408-419.
- KORN, H.; EPPLE, C. (2006): Biologische Vielfalt und Klimawandel – Gefahren, Chancen, Handlungsoptionen. BfN Skripten 148. BfN, Bonn.
- KÜHN, I.; VOHLAND, K.; BADECK, F.-W.; HANSPACH, J.; POMPE, S.; KLOTZ, S. (2009): Aktuelle Ansätze zur Modellierung der Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die biologische Vielfalt. *Natur und Landschaft*, 84: 8-12.
- KUNZE, B. (2008): Risk management: an approach to conservation planning and management in a changing climate. Bachelorarbeit. FH Eberswalde.
- KUSTER, J.; HUBER, E.; LIPPMANN, R.; SCHMID, A.; SCHNEIDER, E.; WITSCHI, U.; WUEST, R. (2006): Handbuch Projektmanagement. Springer, Berlin.
- LEMIEUX, C. J.; SCOTT, D. J. (2005): Climate change, biodiversity conservation and protected area planning in Canada. *Canadian Geographer/ Le Géographe canadien*, 49: 384-397.
- LEMIEUX, C. J.; SCOTT, D. J.; DAVIS, R. G.; GRAY, P. A. (2008): Changing climate, challenging choices: Ontario parks and climate change adaptation. University of Waterloo, Department of Geography, Waterloo, Ontario.
- LOHNER, H. (2007): Preliminary conclusions of the discussion on climate change and biodiversity in Germany from the point of view of BUND Berlin. In: Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Hrsg.), *Emerging issues for biodiversity conservation in a changing climate. Abstracts of poster presentations at the 12th Meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice of the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Technical Series no. 29: 17-18.
- LOVEJOY, T. E.; HANNAH, L. (Hrsg.) (2005): Climate change and biodiversity. New Haven, Yale University Press.
- MAGUIRE, L. A. (1991): Risk analysis for conservation biologists. *Conservation Biology*, 5: 123-125.
- MALIK, F. (2008): Strategie des Managements komplexer Systeme. Ein Beitrag zur Management-Kybernetik evolutionärer Systeme. 10. Auflage. Haupt, Bern.
- MANGEL, M.; TALBOT, L. M.; MEFFE, G. K.; AGARDY, M. T.; ALVERSON, D. L.; BARLOW, J.; BOTKIN, D. B.; BUDOWSKI, G.; CLARK, T.; COOKE, J.; CROZIER, R. H.; DAYTON, P. K.; ELDER, D. L.; FOWLER, C. W.; FUNTOWICZ, S.; GISKE, J.; HOFMAN, R. J.; HOLT, S. J.; KELLERT, S. R.; KIMBALL, L. A.; LUDGWIG, D.; MAGNUSON, K.; MALAYANG III, B. S.; MANN, C.; NORSE, E. A.; NORTHBRIDGE, S. P.; PERRIN, W. F.; PERRINGS, C.; PETERMAN, T. M.; RABB, G. B.; REGIER, H. A.; REYNOLDS III, J. E.; SHERMAN, K.; SISSEWINE, M. P.; SMITH, T. D.; STARFIELD, A.; TAYLOR, R. J.; TILLMAN, M. F.; TOFT, C.; TWISS, J. R.; WILEN, J.; YOUNGET, T. P. (1996): Principles for the conservation of wild living resources. *Ecol. Appl.*, 6: 338-362.
- MCCARTHY, J. J.; CANZIANI, O.; LEARY, N. A.; DOKKEN, D. J.; WHITE, K. S. (Hrsg.) (2001): Climate change

2001. Impacts, adaptation and vulnerability. IPCC Working Group II. Cambridge University Press, Cambridge: 533-590.
- MENZEL, A.; SPARKS, T. H.; ESTRELLA, N.; KOCH, E.; AASA, A.; AHAS, R.; ALM-KUBLER, K.; BISSOLLI, P.; BRASLAVSKA, 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.; SCHEIFINGER, H.; STRIZ, M.; SUSNIK, A.; VAN VIET, A. J. H.; WIELGOLASKI, F.; ZACH, S.; ZUST, A. (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology*, 12: 1969-1976.
- MERZ, B.; EMMERMANN, R. (2006): Dealing with natural hazards in Germany: from reaction to risk management. *GAIA* 15: 265-274. [http://helmholtz-eos.dlr.de/docs/GAIA\\_4\\_06\\_265\\_274\\_Merz.pdf](http://helmholtz-eos.dlr.de/docs/GAIA_4_06_265_274_Merz.pdf).
- MILLAR, C. I.; STEPHENSON, N. L.; SCOTT, L. S. (2007): Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17: 2145-2151.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- MORGAN, M. G.; HENRION, M. (1990): Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in risk and policy analysis. Cambridge University Press, Cambridge.
- MÜNZEL, C.; HERMANN, J. (2005): Risikomanagement für kleine und mittlere Unternehmen – Wegleitung zur Einführung und zum Unterhalt eines Risikomanagementsystems. Schulthess-Verlag, Zürich.
- MURRAY-WEBSTER, R.; HILLSON, D. (2008): Managing group risk attitude. Gower, London.
- NORMAND, S.; SVENNING, J.-C.; SKOV, F. (2007): National and European perspectives on climate change sensitivity of the habitats directive characteristic plant species. *Journal for Nature Conservation*, 15: 41-53.
- ODPM (Office of the Deputy Prime Minister, Welsh Assembly Government and Scottish Executive) (2007): Strategic Environmental Assessment (SEA) and climate change: guidance for practitioners. [http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/seaccjune07\\_1797458.pdf](http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/seaccjune07_1797458.pdf) (17.08.2008).
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2005): Bridge over troubled waters: linking climate change and development. OECD Publishing, Paris.
- PARMESAN, C.; YOHE, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37-42.
- PARMESAN, C. (2005): Biotic response: range and abundance changes. In: T. E. LOVEJOY UND L. HANNAH (Hrsg.), *Climate change and biodiversity*. Yale University Press, New Haven: 41-55.
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669.
- PAVYER, E. (2004): Elevating project risk: use risk management as a vital tool for project success. *Strategic Risk*, 8: 24-25.
- PETERS, H.; HELBIG, P. (2005): Toolbox. Relevanzbaum. <http://www.peters-helbig.de/toolbox.html> (20.04.2008).
- PRESSEY, R.; CABEZA, M.; WATTS, M.; COWLING, R.; WILSON, K. (2007): Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 583-592.
- PROJECT MANAGEMENT INSTITUTE (2000): A guide to the project management body of knowledge. Project Management Institute, Inc. Pennsylvania.
- PULLIN, A. S.; KNIGHT, T. M. (2001): Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology*, 15: 50-54.
- PULLIN, A. S.; KNIGHT, T. M. (2003): Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. *Journal for Nature Conservation*, 11: 83-90.
- PULLIN, A. S.; KNIGHT, T. M.; STONE, D. A.; CHARMAN, K. (2004): Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation*, 119: 245-252.
- REGER, G. (2001): Risikoreduktion durch Technologie-Früherkennung. In: GASSMANN, O.; KOBE, C.; VOIT, E. (Hrsg.), *High-Risk-Projekte. Quantensprünge in der Entwicklung erfolgreich managen*. Springer, Berlin Heidelberg: S. 251-277.
- RENN, O. (1998): The role of risk perception for risk management. *Reliability Engineering and System Safety*, 59: 49-62.
- RESILIENCE ALLIANCE (2008): Glossary. <http://wiki.resalliance.org/index.php/Glossary> (21.01.2008).
- ROTH, G. (2003): *Fühlen, Denken, Handeln*, 3. Auflage. Springer, Berlin.
- RSPB (The Royal Society for the Protection of Birds) (2008): Climate change: wildlife and adaptation. 20 tough questions, 20 rough answers. [http://www.rspb.org.uk/Images/climatechange20questions\\_tcm9-170121.pdf](http://www.rspb.org.uk/Images/climatechange20questions_tcm9-170121.pdf) (12.08.2008).

- SALAFSKY, N.; MARGOLUIS, R. (1999): Greater than the sum of their parts: designing conservation and development programs to maximize results and learning. Biodiversity Support Program. Washington DC.
- SALAFSKY, N.; MARGOLUIS, R.; REDFORD, K. H. (2001): Adaptive management: a tool for conservation practitioners. Biodiversity Support Program. Washington, DC.
- SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. *Natur und Landschaft*, 65: 292-298.
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCHOLLES, F. (2006): Planungsmethoden am Beispiel der Projekt Umwelterträglichkeitsprüfung. [http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm\\_Uvp.htm](http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm_Uvp.htm) (10.02.2009).
- SCHOLZE, M.; KNORR, W.; ARNELL, N. W.; PRENTICE, I. C. (2006): A climate change risk analysis for world ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103: 13116-13120.
- SCHUCHARDT, B.; SCHIRMER, M. (2007): Küstenschutz als Anpassung an den Klimawandel: Übersicht über die Ergebnisse und Empfehlungen des Verbundvorhabens KRIM. In: B. SCHUCHARDT UND M. SCHIRMER (Hrsg.): *Land unter? Klimawandel, Küstenschutz und Risikomanagement: die Perspektive 2050*. Oekom. Verlag München: 217-224.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2006): *Guidance for promoting synergy among activities addressing biological diversity, desertification, land degradation and climate change*. Technical Series, Montréal: 25 (4).
- SLOVIC, P. (1987): Perception of risk. *Science*, 236: 280-285.
- SORNETTE, D. (2004): *Critical phenomena in natural sciences. Chaos, fractals, self-organization and disorder: concepts and tools*. 2. Auflage. Springer Verlag, Heidelberg.
- SPERLING, F.; SZEKELY, F. (2005): *Disaster risk management in a changing climate*. VARG. Washington DC.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2008): *Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels*. [http://www.umweltrat.de/02gutach/download/02/umweltg/UG\\_2008.pdf](http://www.umweltrat.de/02gutach/download/02/umweltg/UG_2008.pdf) (10.02.2009).
- STERN, N. (2006): *Stern review on the economics of climate change. Executive Summary*. HM Treasury UK. [http://www.hmtreasury.gov.uk/media/4/3/Executive\\_Summary.pdf](http://www.hmtreasury.gov.uk/media/4/3/Executive_Summary.pdf) (10.12.2007).
- SUTER II, G. W. (2007): *Ecological risk assessment*. 2. Auflage. CRC Press. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- TAYLOR, M.; FIGGIS, P. (Hrsg.) (2007): *Protected areas: buffering nature against climate change*. Proceedings of a WWF and IUCN World Commission on protected areas symposium, 18-19 June 2007, Cranberra. WWF Australien, Sydney.
- THUILLER, W.; LAVOREL, S.; ARAÚJO, M. B.; SYKES, M. T.; PRENTICE, I. C. (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. *PNAS*, 102: 8245-8250.
- TNC (The Nature Conservancy) (2007): *Conservation by design. A framework for effective conservation*. <http://www.nature.org/aboutus/howwework/cbd/> (30.11.2007).
- TNC (The Nature Conservancy) (2008): *The Nature Conservancy: How we work*. <http://www.nature.org/aboutus/howwework/?src=t2> (21.02.2008).
- TRUSCOTT, M. A.; EGAN J. P. (1999) *Climate risk management resource manual*. South Australian Research and Development Institute (SARDI). GRDC published.
- UBA (2008): *Deutschland im Klimawandel. Anpassung ist notwendig*. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3468.pdf> (12.06.2008).
- UN (1992): *Rio declaration on environment and development*. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm> (20.04.2009).
- UNDP (United Nations Development Programme) (2002): *UNDP-GEF practitioner guide: adaptation policy frameworks. Developing strategies, policies and measures*. [http://www.undp.org/gef/adaptation/climate\\_change/APF.htm](http://www.undp.org/gef/adaptation/climate_change/APF.htm) (12.08.2008).
- USAID (2007): *Adapting to climate variability and change. A guidance manual for development planning*. [http://www.usaid.gov/our\\_work/environment/climate/docs/reports/cc\\_vamannual.pdf](http://www.usaid.gov/our_work/environment/climate/docs/reports/cc_vamannual.pdf) (03.08.2008).
- VESPER, J. L. (2006): *Risk assessment and risk management in the pharmaceutical Industry. Chapter 1: An Incomplete History of Risk Management*. PDA. [https://store.pda.org/bookstore/TableOfContents/Risk\\_Assessment\\_Ch01.pdf](https://store.pda.org/bookstore/TableOfContents/Risk_Assessment_Ch01.pdf) (28.03.2008).
- VESTER, F. (2007): *The art of interconnected thinking: Tools and concepts for a new approach to tackling complexity*. MCB Verlag, München.
- VITEK, W.; VITEK, B.; JACKSON, W. (2008): *The virtues of ignorance: complexity, sustainability, and the limits of knowledge*. University Press of Kentucky, Lexington, Kentucky: 368 S.

WALTNER-TOEWS, D.; KAY, J. J.; LISTER, N.-M. E. (Hrsg.) (2008): The ecosystem approach. Complexity, uncertainty, and managing for sustainability. Columbia University Press, New York.

WEGENER, U. (1998): Natur- und Kulturlandschaften und der Wandel der Naturschutzstrategie. In: Wegener (ed.): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 32-42.

WEINSTEIN, D.; WEINSTEIN, M. (1978): The sociology of nonknowledge: a paradigm. In: R. A. JONES (Hrsg.): Research in the sociology of knowledge, sciences and art. Vol. 1. JAI Press, New York: 151-166.

WHITTEN, T.; HOLMES, D.; MACKINNON, K. (2001): Conservation biology: a displacement behavior for academia? *Conservation Biology*, 15: 1-3.

WIEDEMANN, P. M.; CARIUS, R.; HENSCHEL, C.; KASTENHOLZ, H.; NOTHDURFT, W.; RUFF, F.; UTH, H. J. (2000): Risikokommunikation für Unternehmen. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. [http://www.fz-juelich.de/inb/inb-mut/vdi/vdi\\_bericht/inhalt.html](http://www.fz-juelich.de/inb/inb-mut/vdi/vdi_bericht/inhalt.html) (20.04.2008).

WILLOWS, R. I.; CONNELL, R. K. (Hrsg.) (2003): Climate adaptation: risk, uncertainty and decision-making. UKCIP (United Kingdom Climate Impacts Programme) Technical Report. UKCIP, Oxford.

WILLKE, H. (2001): Atopia. Studien zur atopischen Gesellschaft. Suhrkamp, Frankfurt (a. M.).

WILLKE, H. (2002): Dystopia. Studien zur Krisis des Wissens in der modernen Gesellschaft. Suhrkamp, Frankfurt (a. M.).

WILSON, S. J.; HEBDA, R. J. (2008): Mitigating and adapting to climate change through the conservation of nature. The Land Trust Alliance of British Columbia. <http://www.landtrustalliance.bc.ca/docs/LTAClimateChangeWebSingleP.pdf> (12.08.2008).

WORLD BANK (2006): Managing climate risk. Integrating adaptation into World Bank Group Organisation. [M. VAN AALST (Hrsg.)]. International Bank for Reconstruction and Development/The Worldbank Group. Washington, DC.

# Aktuelle Waldschutzprobleme und Risikomanagement in Brandenburgs Wäldern

KATRIN MÖLLER

## Einleitung

In Brandenburg steht die Kiefer im Mittelpunkt des Waldschutzgeschehens. Daneben spielen zunehmend Schäden in Laubholzbeständen eine Rolle, hervorgerufen durch z. B. Eichenprozessionsspinner, pilzliche Pathogene oder Komplexkrankheiten.

Die ausgedehnten, oft gering strukturierten Kiefernwälder des nordostdeutschen Tieflandes weisen sowohl im geschichtlichen Rückblick als auch in der Gegenwart eine hohe Disposition gegenüber dem Massenaufreten nadelfressender Kiefernschadinsekten auf (Abb. 1). Einschichtige Kiefernreinbestände bieten einerseits ein üppiges Nahrungsangebot für die Schadinsekten, andererseits ungünstige Bedingungen für Schädlingsantagonisten. Das Potential an Nebenwirten, Arten, in denen sich Parasitoide wie Schlupfwespen oder Erzwespen in der Latenz der Schädlinge entwickeln können, ist gering. Das erklärt u. a. die Empfindlichkeit von Kiefernreinbeständen gegenüber Störungen wie Insektenattacken, die HUNTER (2001) als „low killing power“ bezeichnet.

Unter den Bedingungen überwiegend nährstoffschwacher und gering wasserversorgter Standorte und zunehmend kontinentaler Witterungseinflüsse kommt es in den Kiefernwäldern Brandenburgs in mehr oder weniger regelmäßigen Zyklen zu Gradationen, insbesondere von Kiefernspinner (*Dendrolimus pini*), Forleule (*Panolis flammea*), Nonne (*Lymantria monacha*), Kiefernspanner (*Bupalus piniaria*) und Kiefernbuschhornblattwespen (*Diprion spec.*, *Gilpinia spec.*). Die nach 2001 abgelaufenen großflächigen Massenvermehrungen von Nonne und Kiefernspinner unterstreichen die Aktualität der Gefährdung (MÖLLER 2007a). Die Gradation der Nonne erreichte 2003 mit einer Insektizidbehandlungsfläche von 20.513 ha und Fraßschäden auf ca. 45.000 ha ihren Höhepunkt.

Zusätzlich kann in Abhängigkeit von Witterungsbedingungen und Vorschädigung der Befall durch holz- und rindenbrütende Insekten, wie Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops spec.*), zu einer teilweise deutlichen Auflichtung der Bestände führen. Vitalitätsgeschwächte Bäume erleichtern in der Folge auch pilzlichen Schaderegern die erfolgreiche Besiedlung.

Um Waldschutzprobleme, insbesondere den Beginn einer Massenvermehrung, rechtzeitig erkennen und ir-



**Abb. 1:** Durch Kiefernspinnerraupen kahl gefressener bzw. angrenzender mit Pflanzenschutzmitteln behandelter Bestand

reversible Bestandesschäden verhindern zu können, ist eine regelmäßige und flächendeckende Kontrolle der Populationsdichte der betreffenden Insektenarten zur Prognose von Populationstrends unerlässlich.

## Der Waldschutz-Meldedienst

Die Grundlage für eine regelmäßige Überwachung der auftretenden Schaderreger und die Dokumentation eingetretener Schäden bildet der Waldschutzmeldedienst, ein langjährig bewährtes Verfahren der routinemäßigen Berichterstattung zum Vorkommen von Schädlingen und zum Umfang von Schäden (BAIER et al. 2006). Mit der Einführung IT-gestützter Programme wurde ab Mitte der 1990er Jahre in den neuen Bundesländern das Verfahren modernisiert (BAIER und STÜRZ 2000; APEL 2003). Das in Brandenburg seit 2004 im Intranet der Forstverwaltung etablierte und weiterentwickelte Programm für den Waldschutzmeldedienst bietet übersichtliche Dateneingabemasken und ein umfangreiches Angebot zur Ergebnisdarstellung auf allen Ebenen der Landesforstverwaltung. Die landesweit einheitliche und kontinuierliche Dokumentation der Waldschutzsituation ist Ausgangspunkt für weitergehende quantitative Erhebungen auf Flächen mit erhöhten Schaderregerrichten.

Auch die an Hand der Meldungen aus den Forstrevieren, der stufigen Überwachungsverfahren für die Großschädlinge sowie Erhebungen der Hauptstelle für Waldschutz erstellten – in der Regel monatlichen Wald-



**Abb. 2: Titelblatt einer der ca. monatlich im Internet erscheinenden aktuellen Waldschutzinformationen**

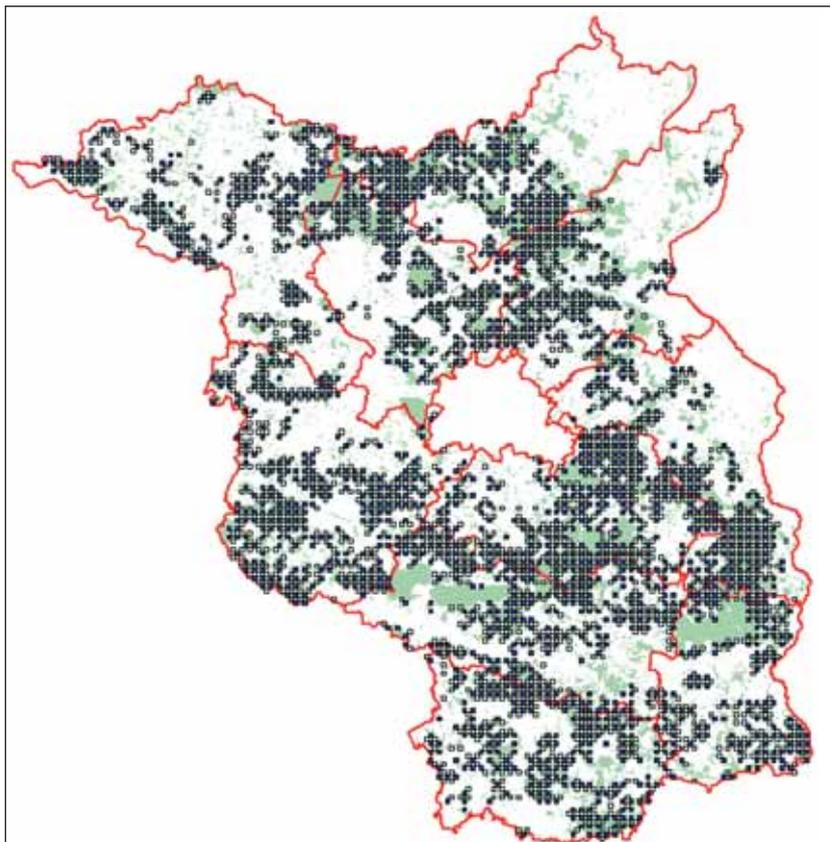
schutzinformationen – mit Prognosen und weiteren Empfehlungen zu Überwachung und Gegenmaßnahmen sowie detaillierten Anleitungen sind über das Intranet der Forstverwaltung für jeden Nutzer zugänglich. Seit 2004 bietet die Hauptstelle für Waldschutz des LFE diesen Service für alle Waldbesitzer und andere Interessierte auch im Internet unter [www.lfe.brandenburg.de](http://www.lfe.brandenburg.de) an (Abb. 2).

### Stufige Überwachung der Kieferngrößschädlinge

Die winterliche Suche nach Überwinterungsstadien der Schmetterlingsarten Kiefernspinner, Forleule, Kiefernspanner sowie der Kiefernbuschhornblattwespen in der Bodenstreu (Winterbodensuche) wird in unterschiedlicher Form bereits seit mehr als 120 Jahren

praktiziert. Innerhalb des im Waldschutz angewandten Prinzips stufiger Überwachungskonzepte gilt die Winterbodensuche zur Überwachung der Befallsentwicklung als standardisiertes Verfahren zur Prognose von Populationstrends der o. g. Insektenarten in gefährdeten Kieferngebieten Norddeutschlands (MELF 1997; HÄUßLER 1996). Mitte der 1990er Jahre wurden Genauigkeit und Aufwand des Verfahrens erneut intensiv bewertet und die gegenwärtig im gesamten nordostdeutschen Tiefland angewendete Verteilung und Größe der Suchflächen als effektivste herausgestellt (BÖHME und HAFFELDER 1999). Seit 2005/2006 wird die Winterbodensuche in Brandenburg grundsätzlich nach einem Rasterverfahren auf Standard-Suchflächen (ca. 2.000) und bei entsprechendem Gradationsgeschehen nach Maßgabe der Hauptstelle für Waldschutz ergänzend auf Zusatz-Suchflächen durchgeführt (Abb. 3) (APEL et al. 2006; MÖLLER et al. 2007b).

Bei Vergleich der ermittelten Puppen- bzw. Raupendichten mit so genannten kritischen Zahlen ist eine Prognose der zu erwartenden Nadelverluste durch den Raupenfraß möglich. Mit Hauptaugenmerk auf die Befallsschwerpunkte werden in Brandenburg stichprobenweise die sehr aufwendigen Untersuchungen des Winterbodensuchmaterials hinsichtlich Vitalität, Geschlechterverhältnis sowie der Schlupfbereitschaft bei den Kiefernbuschhornblattwespen, die „Gesundheitsuntersuchungen“, realisiert (Abb. 4 a und b). Die Ergebnisse sind Grundlage für eine differenzierte Bewertung der Vitalität der lokalen Schaderregerpopulationen und damit eine exakte, das Gegenspielerpotenzial berücksichtigende Prognose.



**Abb. 3: Rasternetz der Winterbodensuchflächen im Land Brandenburg, regelmäßige Suche auf Standard-, bei angezeigter Gefährdung ergänzend auf Zusatz-suchflächen**



**Abb. 4 a:** Untersuchung des Winterbodensuchmaterials: Körperflüssigkeit einer vitalen Kiefernspannerpuppe

Auch das Monitoring der Populationsdichte der Nonne erfolgt landesweit mit einem stufigen Überwachungsverfahren, das in der Latenz Pheromonfallenfänge und bei Populationsanstieg eine Erhöhung der Fallenzahl sowie die Einrichtung von Zählstammgruppen, d. h. die regelmäßige Erfassung der am Stamm sitzenden Falter, vorsieht (Abb. 5) (MELF 1993). Stichprobeweise Eisuchen tragen bei Überschreiten der kritischen Zahl zur Untersetzung der kleinräumigen Gefährdungsprognose bei. Die Auswertung der während der von 2002 bis 2006 stattgefundenen Gradation der Nonne gesammelten Daten hat deutlich gezeigt, dass die Erfassung der weiblichen Falter an den Zählstammgruppen von grundlegender Bedeutung für die Prognose der Fraßschäden in den Beständen und die Abgren-



**Abb. 5:** Weibchen der Nonne am Kiefernstamm (Foto: A. REICHLING)

zung der Befallsherde ist (MÖLLER et al. 2007b). Auf Grund des hohen zeitlichen Aufwandes muss die Überwachung der Nonne in Zukunft effektiver gestaltet werden. Eine Auswertung der umfangreichen Datensammlung während der letzten Nonnengradation bietet sich für eine Anpassung des Verfahrens an.

#### Datenverarbeitung unter Einsatz Geographischer Informationssysteme (GIS)

Digitale Karten dienen seit 2002 landesweit als Grundlage für die Auswahl der Flächen, wo zusätzliche Überwachungsmaßnahmen, beispielsweise nach



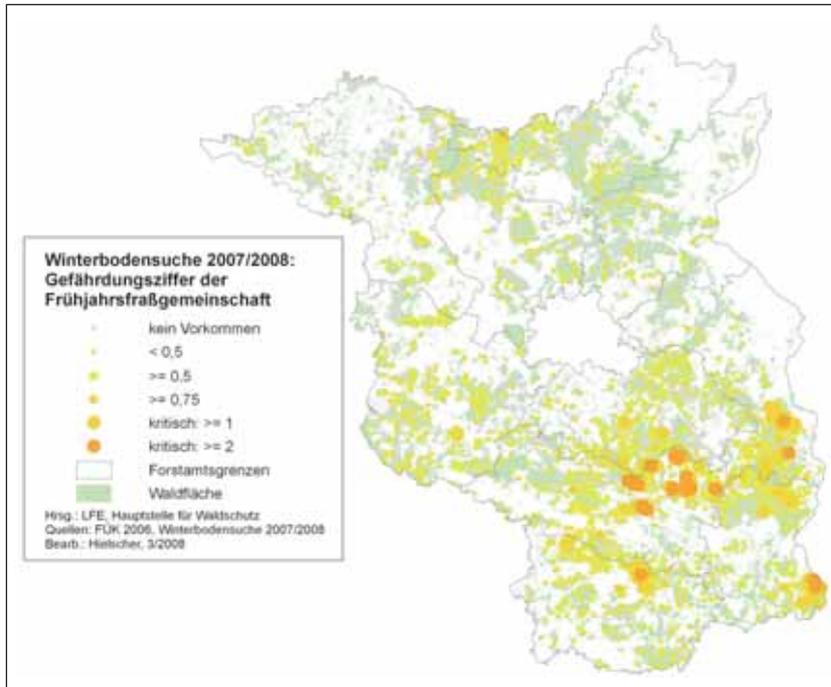
**Abb. 4 b:** Untersuchung des Winterbodensuchmaterials: Parasitierte Kiefernspannerpuppe (Larve einer Schlupfwespe)

den Winterbodensuchen, notwendig sind. Im Rahmen der Vorbereitung von Pflanzenschutzmitteleinsätzen werden alle aktuellen Überwachungsdaten mit Hilfe von GIS-Projekten dokumentiert und potenzielle Behandlungsflächen durch einen Abgleich mit den unter Berücksichtigung der Fraßschäden des Vorjahres angepassten kritischen Werten eingegrenzt (Abb. 6). Bei gleichzeitigem Auftreten mehrerer Kiefernnaedelfresser werden die kritischen Zahlen entsprechend gewichtet zusammengefasst, beispielsweise als Frühlingsfraßgemeinschaft bei Vorkommen von Kiefernspinner, Forleule und Kiefernbuschhornblattwespen.

Alle Ergebnisse weiterführender Überwachungsmaßnahmen finden Verwendung für die Aktualisierung von Befallskarten und führen zu einer präzisierten Flächenabgrenzung und damit in den meisten Fällen zur Reduzierung des Umfangs von Pflanzenschutzmittelmaßnahmen. Die GIS-Karten, die während der Vorbereitung einer aviotechnischen Pflanzenschutzmittel-Applikation entstehen, werden neben der Datendokumentation zur Prüfung durch den Pflanzenschutzdienst und andere zu beteiligende Behörden sowie für die Erstellung der Flugkarten verwendet. Sie sind gleichzeitig Nachweis der Bestandesgefährdung bei einem Pflanzenschutzmitteleinsatz in zertifizierten Beständen (u. a. PEFC, FSC).

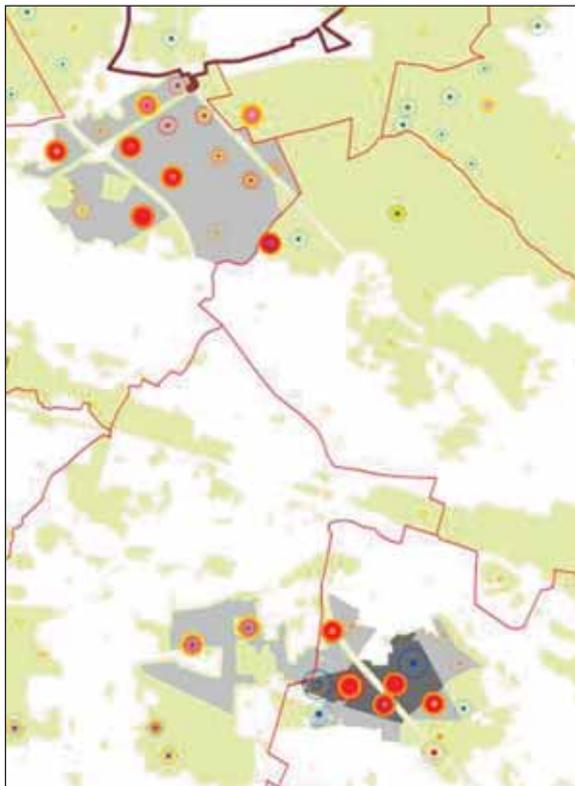
#### Bedeutung weiterführender Überwachungsmethoden – Einfluss von Witterung und Gegenspielern auf die aktuelle Gefährdung

Entsprechend der in Brandenburg geltenden Waldbau-Richtlinie finden „flächige Bekämpfungsmaßnahmen unter Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ... nur als letztes Mittel, bei existenzieller Gefährdung des Bestandes und ausschließlich auf Grundlage fachkundiger Begutachtung statt“ (MLUV 2004). In Abhängigkeit von der Biologie der zu überwachenden Forstschadinsekten kann mit Leimringuntersuchungen, Eisuchen, Schlupfpyramiden und durch mit Probefällungen kombinierte Kotfallkontrollen die Schädlingsdichte flächenbezogen aktualisiert sowie die Indi-



**Abb. 6: Dokumentation der anhand der Daten der Winterbodensuchen 2007/2008 erstellten Prognose für die Frühjahrsfraßgemeinschaft 2008 (GIS: LFE/Hielscher)**

vidualentwicklung beobachtet werden (Abb. 7). Unabhängige Voraussetzung für Durchführung und Vergleichbarkeit der Ergebnisse sind einheitliche Methoden einschließlich art- sowie methodenspezifischer kritischer Zahlen und natürlich eine ausreichende Zahl Forstpraktiker vor Ort.



**Abb. 7: Dokumentation der aktuellen Gefährdung durch Forleule und Kiefernspinner 2008, Daten der Winterbodensuchen und der Folgeüberwachung in einem ausgewählten Befallsgebiet (GIS: LFE/Hielscher)**

Insbesondere während der Vorbereitung großflächiger Insektizidapplikationen spielt die Beratung der Forstpraxis eine große Rolle. Intensivere Untersuchungen sind vor allem notwendig, wenn die Folgeüberwachung deutliche Abweichungen zur ursprünglich erstellten Prognose aufzeigt. Häufig ist dann eine komplexe Betrachtung des Schadgeschehens unter besonderer Beachtung von Witterungsgeschehen und natürlichen Gegenspielern erforderlich. Das große Potenzial an Parasitoiden, wie Schlupfwespen, Raupenfliegen und Erzwespen sowie räuberischen Insekten, erfordert bei der Bewertung der Situation eine gute Artenkenntnis und langjährige Erfahrung.

Beispielsweise waren 2005 nach intensivem Kiefernspinnerfraß im Frühsommer in den betroffenen Beständen Herbstbehandlungen gegen die neue Raupengeneration geplant. Bei Probefällungen zur Abgrenzung



**Abb. 8: Kiefernspinner-Eier parasitierende Zwergwespen, gut sichtbar sind deren Ausschluflöcher (Foto: A. REICHLING)**

der Flächen wurden dann trotz vorangegangenem intensivem Falterflug nur wenige Raupen gefunden. Als Ursache konnten hohe Parasitierungsraten der Eier durch die Zwergwespe *Telenomus laeviusculus* (Hym., Scelionidae) nachgewiesen und in der Folge auf ca. 2.000 ha Waldfläche auf Insektizidapplikationen verzichtet werden (MÖLLER 2005).

Wie sich Witterungsextreme negativ auf die Populationsentwicklung von Schadinsekten auswirken können, lässt sich ebenfalls anhand aktueller Beispiele zeigen. Die flächige Überwachung der Kiefernbestände in den Wäldern Brandenburgs hatte im Winter 2006/2007 für Kiefernspinner, Forleule und Kiefernspanner Dichten angezeigt, die Kahlfraß und damit Bestandeschäden befürchten ließen. Es folgte im Frühjahr 2007 in den als gefährdet ausgewiesenen Waldgebieten eine genaue Überprüfung der Schädlingdichten. Dabei zeigte sich, dass nur noch auf relativ kleiner Fläche, auf 517 ha, und nur noch gegen die Raupen des Kiefernspinners mit Pflanzenschutzmitteln vorgegangen werden musste.

Die beginnende Massenvermehrung der Forleule wurde 2007 – wie auch schon im Jahr 2000 (MAJUNKE et al. 2000) – durch weit über dem langjährigen Mittel liegende Temperaturen während der Hauptflugzeit der Falter im März und April gedämpft (Abb. 9). Die Lebensdauer der Falter wird bei hohen Temperaturen deutlich verkürzt. Die Forleule benötigt aber einen relativ langen Zeitraum von 14 bis 20 Tagen für die Ablage der Eier, wobei die Eiablage erst einige Tage nach dem Schlupf beginnt (ESCHERICH 1931). 2008 störten intensive Niederschläge während der Hauptflugzeit der Forleule deren Kopulation und Eiablage. Erneut blieb die Gefährdung entsprechend weit unter den Erwartungen der Winterbodensuchdaten.

Für den Kiefernspanner werden die überdurchschnittlichen, ausgiebigen Niederschläge im Juni und Juli 2007 als Ursache für unter kritische Werte sinkende Populationsdichten angesehen. Zu diesem Zeitpunkt waren die Eieräupchen sehr ungünstigen Entwicklungs-

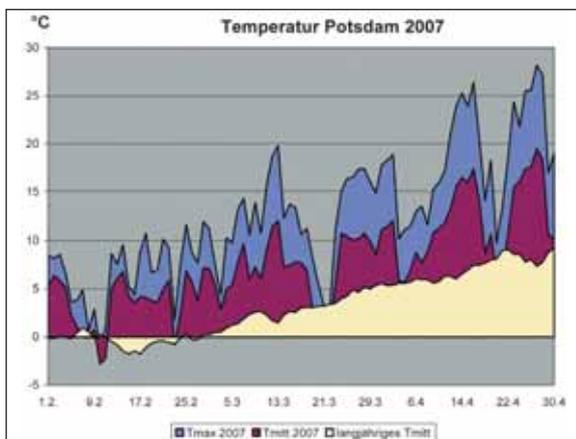


Abb. 9: Sommerliches Wetter im zeitigen Frühjahr 2007 – ungünstig für Flug und Eiablage der Forleule, aber günstig für die Entwicklung der Raupen des Eichenprozessionsspinners

bedingungen ausgesetzt, die hohe Mortalitätsraten zur Folge hatten. Für einige Befallsgebiete wiesen die Winterbodensuchen auch 2007/2008 kritische Werte für den Kiefernspanner aus. Um die Situation ganz aktuell bewerten zu können, wurde in den als gefährdet ausgewiesenen Revieren wiederum die Eiablage kontrolliert. Ende Juni konnte auf Grund hoher Anteile parasitierter Eier, die durch eine dunkle Färbung von den gesunden grünen Eiern gut zu unterscheiden sind, Entwarnung gegeben werden. Schlupfkontrollen im Labor zeigten, dass die im Freiland ermittelten Parasitierungswerte noch überschritten wurden. Die Parasitierung der Eier wird erst allmählich, im Verlauf der Entwicklung der Parasitoidenlarven und der damit verbundenen Verfärbung durch den Kot, sichtbar (Abb. 10).



Abb. 10: Mikroskopaufnahme eines Eigeleges des Kiefernspinners (hell: von Kiefernspannerräupchen verlassene Eier; dunkel: von Erzwespen verlassene Eier)

Die geschlüpften, winzigen Erzwespen, nur ca. 0,5 mm groß, wurden als *Trichogramma evanescens* (Hym., Trichogrammatidae) bestimmt. Diese Art ist als effektiver Gegenspieler des Kiefernspinners bekannt, parasitiert aber auch Eier der Forleule sowie zahlreicher anderer Insektenarten. Aus einem Ei schlüpfen bis zu 8 Erzwespen, wobei die Ausschluöffnung der ersten Wespe genutzt wird. Durch die kurze Entwicklungszeit kann in einem Sommer eine Vielzahl von Generationen aufeinander folgen (ESCHERICH 1931).

In der Gesamtbetrachtung des Massenwechselgeschehens des Kiefernspinners hat sich die überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmenge im Sommer 2007 als ungünstig für diesen Nadelfresser erwiesen. Durch die Dämpfung des Anstiegs der Populationsdichte des Kiefernspinners 2007 konnten die Gegenspieler in der Folge 2008 ausreichend wirksam werden, bevor es in Brandenburg zu ernsthaften Bestandeschäden kam. Wesentlich höhere Populationsdichten des Kiefernspinners machten in Mecklenburg-Vorpommern trotz hoher Parasitierungsraten noch kleinflächig Insektizidapplikationen notwendig (ZACHARIAS 2008). Für 2008 wurde auch eine Zunahme der Raupen- und Puppenparasitierung durch Schlupfwespen und Raupenfliegen erwartet. Entsprechend den Ergebnissen der Gesundheitsuntersuchungen des Winterbodensuchmaterials 2007/2008 und einer Diplomarbeit an der FH Eberswalde standen auch diese Nützlinge schon in den „Startlöchern“ (BRANDT 2007). Die Winterboden-

suchen 2008/2009 haben gezeigt, dass die Massenvermehrung des Kiefernspanners durch die Wirkung der Parasitoiden im gesamten Befallsgebiet zum Erliegen gekommen ist.

**Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln**

Entscheidungen zum Einsatz von Insektiziden gegen Bestandesschädlinge erfolgen auf Grundlage eines umfassenden Monitorings im gesamten Waldgebiet des Landes Brandenburg. Liegt die Prognose einer irreversiblen Bestandesschädigung vor, wird dem Waldbesitzer unter Beachtung wirtschaftlicher Ziele, waldbaulicher Möglichkeiten und ökologischer Gesichtspunkte, z. B. Schutzziele in Sondergebieten, sowie Niederschlagsbilanzen und der aktuellen Situation bei den holz- und rindenbrütenden Insekten eine Handlungsempfehlung gegeben. Abb. 11 und 12 zeigen die Reduzierung der Insektizid-Behandlungsflächen entsprechend der durch die Überwachungsmaßnahmen der Forstpraktiker aktualisierten Gefährdungseinschätzung in den Jahren 2007 und 2008.

Eingesetzt werden aktuell zugelassene Pflanzenschutzmittel, die somit in einem umfangreichen Zulassungsverfahren intensiv untersucht und bewertet wurden. Umfangreiche Freilanduntersuchungen in den letzten 15 Jahren haben gezeigt, dass in Kiefernwäldern sowohl weder akute noch nachhaltige Veränderungen in der Arthropodengemeinschaft nachweisbar waren, die eindeutig auf das applizierte Insektizid zurückgeführt werden konnten (WANNER 2006; MÖLLER 2007). Dagegen beeinflussen Verlichtung und Erwärmung nach starkem Fraß und der damit verbundene Kotfall die Biozönose entsprechend den Versuchsergebnissen nachweisbar und intensiver als ein flächiger Insektizideinsatz mit aktuell zugelassenen Wirkstoffen (MÖLLER 2002).

Die Einschätzung einer Bestandesgefährdung bei Auftreten forstschädlicher Mäuse und damit der Einsatz von Rodentiziden wird seit 2008 mit einer IT-basierten Entscheidungshilfe im Intranet der Landesforstverwaltung unterstützt (WENK und HIELSCHER 2008).

Im Januar 2009 hat das Europäische Parlament einen Entschluss über eine neue Verordnung für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln gefasst. Ziel ist, Wirkstoffe von der Anwendung in Europa auszuschließen, für die höhere Risiken für Mensch und Umwelt bestehen (Cut-off-Kriterien). Die am 13.01.2009 beschlossene Liste betrifft keine aktuellen Forst-Zulassungen (www.bvl.bund.de). In Zukunft muss aber mit weiteren Einschränkungen gerechnet werden. Das würde einerseits die Möglichkeiten eines Wirkstoffwechsels entsprechend den Grundsätzen einer „Guten fachlichen Praxis“ deutlich begrenzen, andererseits die Anforderungen an Überwachung und Prognose und auch die Beratung durch Fachinstitute erhöhen.

Das hängt sowohl mit der zum Teil unsicheren Prognose der zu erwartenden Klimaänderungen als auch mit der notwendigen komplexen Betrachtung möglicher Folgen zusammen. Schwierig zu bewerten sind auch die Auswirkungen der schnell zunehmenden Zahl eingeschleppter Arten als Folge der Globalisierung von Verkehr und Handel auf die einheimische Fauna. Die Gefährdung der Wälder durch Quarantäneschädlinge, für die bei Einschleppung ökonomische und ökologische Schäden angenommen werden, wie beispielsweise den Asiatischen Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) oder den Gefährlichen Kiefernholznematoden (*Bursaphelenchus xylophilus*) (SCHÖNFELD 2007) ist hoch (Abb. 13). Der Aufwand für die Überwachung von Quarantäneschädlingen ist bereits groß und wird mit neuen Schadorganismen ständig steigen. Der Aufwand für eine Bekämpfung ist schwer einzuschätzen.

**Risikomanagement unter den Vorzeichen von Klimaveränderungen und Globalisierung**

Die Bedeutung von Klima und Witterung für die Entstehung von Massenvermehrungen von Insekten ist schon lange bekannt (u. a. SCHWENKE 1978). Bei Betrachtung von Häufigkeit und Ausmaß des Auftretens der Wärme liebenden Schmetterlingsarten wird die Wirkung insbesondere überdurchschnittlich warmer und trockener Sommer offensichtlich.

Für den Kiefernspinner ist bekannt, dass Anfänge einer Massenvermehrung immer in Jahre mit trockenen,

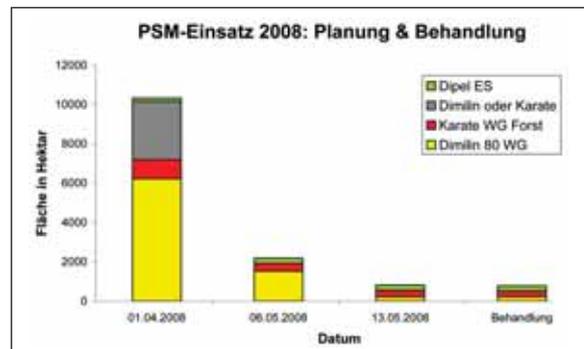
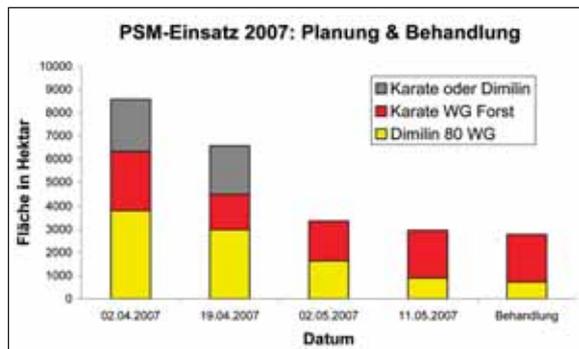


Abb. 11 und 12: Reduzierung mit Insektiziden behandelter Flächen entsprechend der aktualisierten Gefährdungseinschätzung in den Jahren 2007 und 2008

warmen Vegetationszeiten fallen (MAJUNKE 2000). Nachdem im Nordostdeutschen Tiefland bereits die 1990er Jahre von einer großflächigen und lang anhaltenden Massenvermehrung des Kiefernspinners geprägt waren, erreichten die Populationsdichten bereits 2005 wieder kritische Werte. Die Gradation hielt lokal bis 2008 an. Die sehr milden Winter 2006/07 und 2007/08, mit bis zu 6 K über dem langjährigen Mittel liegenden Temperaturen, haben allerdings eine erhöhte Mortalität der im Boden überwinterten Raupen verursacht (MÖLLER et al. 2008).

Gerechnet werden muss mit der Arealausweitung Wärme liebender Insekten entsprechend des Trends der Zunahme der Jahresmitteltemperaturen. Ein Beispiel ist der Wärme liebende Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea*) der in den letzten Jahren, vor allem in Südwestdeutschland, enorm an Bedeutung gewonnen hat. Auch in Brandenburg ist seit 2003 eine deutliche Zunahme von Fläche und Ausmaß zu verzeichnen. Das massive Auftreten 2007 war unter anderem auch auf die für die Entwicklung der ersten Larvenstadien sehr günstigen Witterungsverhältnisse im April, mit überdurchschnittlich hohen Temperaturen (Abb. 9) und geringen Niederschlägen, zurückzuführen. Abb. 14 zeigt die Entwicklung der Befallsflächen in Brandenburg. Bei mehrjährigem Fraß muss mit negativen Auswirkungen auf die Vitalität der Eichen bis hin zu Bestandsschäden gerechnet werden. Daneben beeinträchtigt das sehr hohe Potenzial der Haare dieser Schmetterlingsraupe, beim Menschen allergische Reaktionen der Haut und der Atemwegsorgane auszulösen, die Bewirtschaftung der betroffenen Bestände, den Tourismus und das öffentliche Leben.

Die durch das Potsdam Institut für Klimafolgenforschung e. V. für Brandenburg prognostizierte Zunahme von Witterungsextremen wird vielfältige Folgen für den Wald haben (GERSTENGARBE et al. 2003). Dabei sind die komplexen Wirkungen auf Schädling, Wirtspflanze und natürliche Gegenspieler schwer einzuschätzen. Unter Umständen lässt eine witterungsbedingt rasant ablaufende Progradation der Schädlinge den Wirtspflanzen keine Chance für Abwehr-Reaktionen und/oder die Regeneration der Fraßschäden. Die Wirkung der natürlichen Gegenspieler bleibt begrenzt. Andererseits kann davon ausgegangen werden, dass, wie an aktuellen Beispielen belegt, bei einer witterungsbedingten Verzögerung des Kulminationspunktes einer Massenvermehrung die Wirkung der natürlichen Gegenspieler begünstigt wird. Unter Umständen bleiben dann bestandesgefährdende Dichten der Schadinsekten aus.

Die Zunahme der Wahrscheinlichkeit von Witterungsextremen, insbesondere die Verringerung von Sommerniederschlägen, beeinflusst in hohem Maße auch die Prognose der Bestandesgefährdung bei absehbaren Fraßschäden durch die Kieferngrößschädlinge und damit Entscheidungen zum Einsatz von Insektiziden. Einbezogen in die Bewertung der Bestandesgefährdung werden Untersuchungsergebnisse zum Regene-



**Abb. 13: Symptome des Befalls durch den Gefährlichen Kiefernholz-nematoden an *Pinus pinaster* in Portugal. Ähnliche Welke- und Absterbeerscheinungen sind im Anfangsstadium einer Einschleppung zu erwarten (Foto: H. BRAASCH)**

rationsvermögen der Kiefer nach Kahlfraß bzw. starkem Fraß (APEL et al. 2005; WENK und APEL 2007). Der Dürresommer 2006 hat gezeigt, dass unter solchen extremen Witterungsbedingungen mit einer deutlich verringerten Regenerationsfähigkeit fraßgeschädigter Kiefern zu rechnen ist. Für 2005 von Kiefernspinnerraupen kahl gefressene Kiefernbestände wurden im Folgejahr lokal Totalverluste registriert (MÖLLER und ENGELMANN 2008). Folgeschädlinge waren dort nicht ursächlich am Absterbeprozess beteiligt. Bekannt ist auch, dass Kiefern in Gebieten der Klimastufe Tm (Tiefland, mäßig trocken) nach Fraßschäden die Nadelmasse schneller regenerieren als in der Klimastufe Tt (Tiefland, trocken) (WENK und APEL 2007).

Für die Populationsentwicklung der Borkenkäfer, wie Buchdrucker und Kupferstecher, spielen allgemein neben einem, z. B. durch Sturmereignisse erhöhten Angebot bruttauglichen Materials auch die Witterungsverhältnisse eine wichtige Rolle. Auch Prachtkäfer, wie Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*) und Blaue Kiefernprachtkäfer, (*Phaenops spec.*) profitieren von warmen und trockenen Sommern. Laubverluste und Stress durch Wassermangel schwächen einerseits die Wirtsbäume und schaffen andererseits günstige Bedingungen für die Entwicklung der Wärme liebenden Prachtkäfer.

Auch die Ausprägung pathogener Eigenschaften von Pilzen ist u. a. von der Vitalität der Wirtsbäume abhängig. Vitalitätsbeeinträchtigungen, wie z. B. Wassermangel, begünstigen die pathogene Wirkung. Die Häufung ungewöhnlich warmer und trockener Sommer seit 1990 hat beispielsweise dazu geführt, dass das Diplodia-Triebsterben an Kiefern, hervorgerufen durch den Pilz *Sphaeropsis sapinea*, stärker in Erscheinung tritt (HEYDECK 2007). Ebenso wird das erst seit wenigen Jahren beobachtete Eschentriebsterben mit veränderten klimatischen Bedingungen sowie einem bisher nicht als Schaderreger bekannten Pilz, *Chalara fraxinea*, in Verbindung gebracht (SCHUMACHER et al 2008).

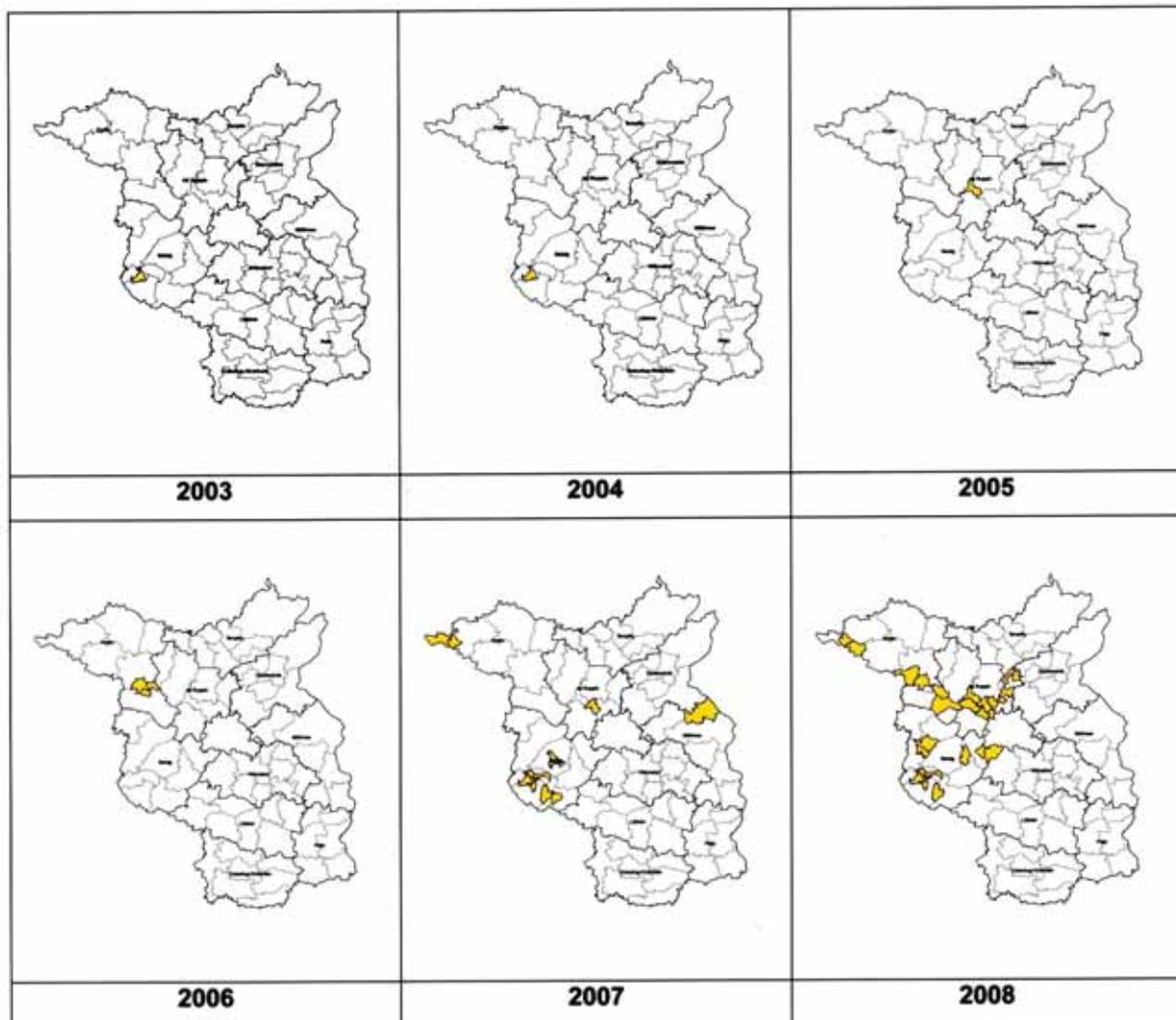


Abb. 14: Eichenprozessionsspinner – Zunahme der Befallsflächen in Brandenburg (GIS: LFE/SCHULZ)

### Zusammenfassung

Die Anforderungen an das Risikomanagement des Waldschutzes werden in Zukunft steigen. So erfordert beispielsweise die Zunahme von Befallsintensität, -fläche und -frequenz beim Eichenprozessionsspinner eine neue Bewertung dieses Schadinsekts und damit eine angepasste, verbesserte Überwachung und Prognose, die umfangreiche Untersuchungen voraussetzt. Genannt wurde die mit erwartungsgemäß steigender Anzahl aufwendiger werdende Überwachung der Quarantäneschädlinge. Eine sich verändernde Pathogenität von Pilzen und neue Komplexkrankheiten vergrößern die Vielfalt der Waldschutzprobleme und offenbaren auch einen steigenden Bedarf an Spezialisten. Unter den Voraussetzungen einer Zunahme von Witterungsextremen und der eingeschränkten Möglichkeit, diese vorherzusagen, wird die Einschätzung einer Bestandesgefährdung bei großflächigem Befall schwieriger. Unter keinen Umständen sollte deshalb in Zukunft eine Einschränkung des Waldschutz-Monitorings aus kurzfristig bewerteten ökonomischen Gründen erfolgen. Damit würde einer fun-

dierten Prognose, die heute sowohl ökonomischen als auch ökologischen Ansprüchen gerecht werden muss, jegliche Basis entzogen.

In jedem Fall gewinnt die Notwendigkeit umfangreicher stabilisierender Waldumbau-Maßnahmen in gefährdeten Wäldern stetig an Bedeutung. Aktuelle Einschätzungen, dass sich eine Häufung von „Dürresommern“, wie für große Teile Ostdeutschlands prognostiziert, negativ auf die Biodiversität in Wäldern und damit deren Stabilität auswirken wird (ARCHAUX und WOLTERS 2006), unterstreichen das.

### Literatur

- APEL, K.-H. (2000): Zum Regenerationsverhalten der Kiefern nach Insektenfraß. AFZ – DerWald, 14: 745-746.
- APEL, K.-H. (2003): Ein bewährtes Verfahren in moderner Form – Forstschutzmeldewesen, Version 1.0. Brandenburgische Forstnachrichten, 107: 13-14.

- APEL, K.-H.; HAUSWIRTH, M.; RÖS, M.; WENK, M. (2004): Schadgebiete der wichtigsten nadelfressenden Forstschadinsekten der Kiefer und Risikobewertung von Waldgebieten für das Nordostdeutsche Tiefland. *Beitr. Forstw. Landsch.ökol.*, 38: 14-18.
- APEL, K.-H.; DIEZEL, K.; LOCKOW, K.-W.; LÖFFLER, S.; MÖLLER, K.; RIEK, W.; SCHINDLER, F. (2005): Differenzierte Regeneration der Kiefern nach Nonnenfraß in der Schorfheide. *AFZ – DerWald*, 8: 390-393.
- APEL, K.-H.; ENGELMANN, A.; HAUSWIRTH, M.; REICHLING, A. (2006): Winterbodensuchen zur Überwachung der Kieferngrößschädlinge – Rationalisierungsmöglichkeiten durch GIS-basierte Auswertungsverfahren. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. XXVI: 45-50.
- ARCHAUX, F.; WOLTERS, V. (2006): Impacts of summer drought on the forest biodiversity: what do we know? *Ann. For. Sci.*, 63: 645-652.
- BAIER, U.; STÜRZ, M. (2000): Der Forstschutzmeldedienst in Thüringen. *Mitt. der Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft*, 17: 7-26.
- BAIER, U.; MAJUNKE, C.; OTTO, L.-F. (2006): 80 Jahre Forstschutzmeldedienst in den ostdeutschen Ländern. *AFZ-DerWald*, 14: 783-785.
- BÖHME, R.; HAFFELDER, M. (1999): Vergleich der Verfahren verschiedener Bundesländer zur Winterbodensuche für die Kiefernschadinsekten und Vorschlag für ein einheitliches Verfahren. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. III: 47-51.
- BRANDT, C. (2007): Vergleich des Parasitoidenkomplexes des Kiefernspanners (*Bupalus piniaria* L.) in Gebieten mit unterschiedlichem Gradationsstatus. Diplomarbeit, FH Eberswalde.
- ESCHERICH, K. (1931): Die Forstinsekten Mitteleuropas. Parey, Hamburg.
- GERSTENGARBE, F.-W.; BADECK, F.-W. et al. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Land- und Forstwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, 83.
- HÄUßLER, D. (1996): Ergebnisse der Erprobung einer neuen Methodik des Winterbodensuchens für die Kiefernwälder der Länder Sachsen-Anhalt und Brandenburg. Unveröfftl. Forschungsbericht, Forstliche Forschungsanstalt Eberswalde.
- HUNTER, M. D. (2001): Insect population dynamics meets ecosystem ecology: effects of herbivory on soil nutrient dynamics. *Agricultural and Forest Ecology*, 3 (2): 77-84.
- HEYDECK, P. (2007): Pilze und pilzähnliche Organismen als Krankheitserreger an Kiefern. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. XXXII: 258-269.
- KRATOCHWIL, A.; SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. UTB Wissenschaft.
- MAJUNKE, C. (2000): Die Massenvermehrung des Kiefernspinners (*Dendrolimus pini* L.) in Brandenburg – Analyse der Witterung in der Progradation. *Mitt. Dsch. Ges. Allg. Angew. Ent.*, 12: 75-78.
- MAJUNKE, C.; MÖLLER, K.; FUNKE, M. (2000): Zur Massenvermehrung der Forleule in Brandenburg. *Beitr. Forstw. Landsch.ökol.*, 34: 127-132.
- MELF Brandenburg (1993): Verwaltungsvorschrift (VwV) Waldschutz, Überwachung, Schaderreger, Nonne (*Lymantria monacha* L.).
- MELF Brandenburg (1997): Verwaltungsvorschrift (VwV) Waldschutz, Überwachung, Schaderreger, Bodensuche.
- MLUV Brandenburg (2004): Verwaltungsvorschrift (VwV) Waldschutz, Überwachung, Schaderreger, Waldschutzmeldedienst.
- MLUR Brandenburg (2004): Waldbau-Richtlinie 2004. „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Sonderdruck. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung.
- MÖLLER, K. (2002): Der Einfluss von Störungen auf die Arthropodenfauna in Kiefernforsten Brandenburgs. *Beitr. Forstw. Landsch.ökol.*, 36 (2): 77-80.
- MÖLLER, K. (2005): David gegen Goliath – Zwergwespen als aktuelle Waldschutzhelfer. *Ameisenschutz aktuell*, 4: 112-113.
- MÖLLER, K.; WALTER, CH.; ENGELMANN, A.; HEYDECK, P.; APEL, K.-H. (2005): Waldschutzsituation in Brandenburg und Berlin. *AFZ/DerWald*, 7: 371-374.
- MÖLLER, K.; WALTER, CH.; ENGELMANN, A.; HIELSCHER, K. (2007a): Die Gefährdung der Gemeinen Kiefer durch Insekten. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. XXXII: 245-257.
- MÖLLER, K.; APEL, K.-H.†; ENGELMANN, A.; HIELSCHER, K.; WALTER, CH. (2007b): Die Überwachung der Waldschutzsituation in den Kiefernwäldern Brandenburgs – Weiterentwicklung bewährter Methoden. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. XXXII: 288-296.
- MÖLLER, K. (2007): Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Forst – Nebenwirkungen auf Nicht-Zielorganismen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. XXIX: 16-21.
- MÖLLER, K.; ENGELMANN, A. (2008): Die aktuelle Massenvermehrung des Kiefernspinners, *Dendrolimus*

- pini* (Lep., Lasiocampidae) in Brandenburg. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent., 16: 243-246.
- MÖLLER, K.; WALTER, CH.; HEYDECK, P.; DAHMS, CH.; HIELSCHER, K. (2008): Waldschutzsituation 2007/2008 in Brandenburg und Berlin. AfZ-DerWald, 7: 363-366.
- SCHWENKE, W. (1978): Die Forstschädlinge Europas. Bd. 3. Parey, Hamburg, Berlin.
- SCHÖNFELD, U. (2007): Gefährdung von Kiefernwäldern in Brandenburg durch den Kiefernholznematoden *Bursaphelenchus piniphilus*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 276-279.
- SCHUMACHER, J.; LEONHARD, S.; WULF, A.; HEYDECK, P. (2008): Neuartiges Eschentriebsterben in Mittel- und Nordeuropa – welche Bedeutung kommt dem Gefäßpilz *Chalara fraxinea* sp. nov. zu? Jahrbuch der Baumpflege: 145-152.
- WANNER, M.; HAMPE, V.; TROG, C.; WIESENER, C.; XYLANDER, W. E. R. (2006): Kurz- und längerfristige Auswirkungen von Bekämpfungsmaßnahmen gegen die Nonne (*Lymantria monacha* L.) auf die epigäische Makroarthropodenfauna, insbesondere die Laufkäfer. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, unveröffl. Bericht.
- WENK, M.; APEL, K.-H. (2007): Die Regenerationsfähigkeit von durch Fraß des Kiefernspinners (*Denrolimus pini* L.) und der Nonne (*Lymantria monacha* L.) geschädigten Kiefernbeständen in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 245-257.
- WENK, M.; HIELSCHER, K. (2008): Web-Applikation „Mäusemonitoring“ – Neuer Baustein der IT-Fachanwendungen. BRAFONA, 17 (136): 12-13.
- ZACHARIAS, K. (2008): Kiefernspannersituation 2008. immerGrün, 2: 17-19.

# Erfahrungen aus dem Sturm „Lothar“ – eine inventurbasierte Analyse zur Abschätzung des Einzelbaum- und Bestandesrisikos durch Stürme

MATTHIAS SCHMIDT, JÜRGEN BAYER, GERALD KÄNDLER, EDGAR KUBLIN, ULRICH KOHNLE

## Einleitung

Am 26.12.1999 verursachte der Orkan „Lothar“ in den Wäldern Baden-Württembergs Schäden in bis dahin nicht bekanntem Ausmaß. Im Rahmen der zweiten Bundeswaldinventur, die in relativ enger zeitlicher Nähe zu diesem Ereignis in den Jahren 2001 bis 2002 stattfand, wurden diese Sturmschäden als landesspezifische Aufnahme erfasst, indem für alle auf den Stichproben der Bundeswaldinventur ausgeschiedenen Bäume geprüft wurde, ob sie Opfer des Sturms von 1999 geworden waren. Nachdem im Staatswald unmittelbar vor dem Sturm im Jahr 1999 eine spezielle Holzvorraterhebung auf dem Netz der Bundeswaldinventur erfolgt war, bestand zudem eine hervorragende Möglichkeit, diese Aufnahme anhand einer Unterstichprobe zu kontrollieren und abzusichern. In der Unterstichprobe konnte für alle als Sturmpfer identifizierten Probestämme geprüft werden, ob sie tatsächlich vor dem Sturmereignis noch vorhanden waren. Die Sturmschadensaufnahme sollte zunächst dazu dienen, das wahre Ausmaß der Schäden besser abzuschätzen. Darüber hinaus lieferte sie ein wertvolles Datenmaterial über sturmgeworfene und -gebrochene Bäume, welches neben dendrometrischen Größen großräumig repräsentativ eine große Standortsbandbreite und unterschiedliche Sturmintensitäten abdeckt.

Sturmschäden und die oft folgenden Borkenkäferkalamitäten sind seit jeher die bedeutendsten Risikofaktoren für die Forstwirtschaft und verursachen durch Holzentwertung, erhöhte Erntekosten und Hiebsunreifeverluste sowie die bei hohen Kalamitätsnutzungen entstehenden Holzmarktstörungen mit Preiseinbrüchen und somit erheblichen wirtschaftlichen Schäden. Im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung wird teilweise mit einem weiter steigenden Sturmrisiko und insbesondere einer erhöhten Frequenz schwerer Winterstürme in West- und Mitteleuropa gerechnet. Selbst bei Annahme einer gleich bleibenden Intensität besteht seitens der Praxis eine steigende Nachfrage nach Entscheidungshilfen, um das Risikopotenzial durch Winterstürme als weiteren Aspekt standortgerechten Waldbaus besser berücksichtigen zu können.

Ziel der hier dargestellten Modellentwicklung ist es, zum einen Hypothesen wie die baumartenspezifische Sturmgefährdung, den Einfluss des h/d-Wertes oder der Geländeexponiertheit zu prüfen und zum anderen Grundlagen für die Erstellung von Risikopotenzialkar-

ten oder anderer Entscheidungshilfen für die forstliche Praxis bereit zu stellen. Darüber hinaus kann das entwickelte Sturmrisikomodell bei der Simulation einer langfristigen Waldentwicklung genutzt werden. Die Definition des Sturmrisikos im engeren Sinne beinhaltet die ökonomische Bewertung der Sturmschäden. Hier wird der Begriff des Risikos vereinfachend mit der Schadwahrscheinlichkeit gleichgesetzt.

## Stand der Forschung

Die bisherigen Untersuchungen zur Analyse des Ursache-Wirkungs-Gefüges von Sturmschäden im Wald lassen sich nach verschiedenen Gesichtspunkten klassifizieren. Zu unterscheiden sind zum einen die räumliche und zeitliche Auflösung von Datenbasis und Modell (Einzelbäume – Bestände, Jahre – Jahrzehnte). Zum anderen kann nach den Methoden differenziert werden, die für die Identifikation und Beschreibung des Ursache-Wirkungs-Zusammenhangs angewandt werden. Sie reichen von rein deskriptiven, über statistische bis zu mechanistischen Modellen. Die Wahl der Modelle wird wesentlich von den verfügbaren Daten bestimmt, die oft Informationsdefizite aufweisen und damit die Methodenwahl beschränken. Zur Beschreibung der verfügbaren Informationen werden bisher vor allem deskriptive und/oder induktive statistische Modelle, seltener neuronale Netze angewandt (HANEWINKEL et al. 2004), da für mechanistische Modelle oft die Voraussetzungen fehlen. Im Gegensatz zu statistischen Modellen erfassen mechanistische Modelle die kausalen Zusammenhänge zwischen Ursachen und Schäden, wobei häufig die beiden Komponenten Gefährdungspotenzial und Vulnerabilität unterschieden werden. Wichtigste Eingangsgrößen mechanistischer Modelle zur Prognose des Gefährdungspotenzials sind Windgeschwindigkeitsprofile und das Strömungsverhalten. Aber auch bei mechanistischen Erklärungsansätzen lassen sich nicht alle Teilmodelle empirisch parametrisieren, vielmehr wird eine Reihe theoretisch begründeter Annahmen, z. B. über die statischen Eigenschaften von Baumschäften, und Expertenwissen zu einem Modellsystem verknüpft (z. B. PELTOLA et al. 1999). Wegen der erforderlichen Detailinformationen, die in den in der forstlichen Praxis verfügbaren Daten nicht enthalten sind, können mechanistische Modelle im Allgemeinen nicht auf einer breiten Datengrundlage entwickelt werden. Statistische Schadrisikomodelle nutzen als Prädiktoren fast ausschließlich Einzelbaum-,

Bestandes- und Standortvariablen, nicht aber Größen wie die Windgeschwindigkeit, welche das Gefährdungspotenzial beschreiben. KELLOMÄKI und PELTOLA (1998) verwenden beispielsweise ein logistisches Regressionsmodell mit binärer Zielvariablen zur Prognose von Schnee- und Sturmschäden an Fichte, Kiefer und Birke in Finnland auf Einzelbaumebene in Abhängigkeit von Baum-, Bestandes- und Standortmerkmalen, ohne dass die eigentlichen Schadereignisse innerhalb des 10-jährigen Inventurzeitraums exakt bekannt sind. Eine ähnliche Vorgehensweise findet sich bei einer Reihe weiterer Untersuchungen zur Modellierung des Sturmrisikos, wie etwa bei RICHTER (2003), HANEWINKEL et al. (2004), VALINGER et al. (1993) oder MÜLLER (2002). Auch wenn eine Zuordnung zu konkreten Sturmereignissen möglich ist, wie bei SCHMID-HAAS und BACHOFEN (1991) oder SCHMOECKEL et al. (2003), werden die Eigenschaften der Sturmereignisse im Allgemeinen nicht für eine Quantifizierung des Gefährdungspotenzials verwendet. Durch die fehlende Berücksichtigung der meteorologischen Randbedingungen und damit des Gefährdungspotenzials ist die Verallgemeinerung der Modelle, also ihre Übertragung auf abweichende Bedingungen, problematisch. Zusätzlich besteht die Gefahr verzerrter Schätzungen, wenn mögliche Einflussgrößen nicht in das Modell integriert werden. Auf Grund dieser Schwierigkeiten und um die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge abzubilden, ist man in neuerer Zeit zu mechanistischen Modellansätzen übergegangen. Wegen der komplexen Zusammenhänge werden mitunter einzelne Prozesse getrennt modelliert, wobei fließende Übergänge auftreten. Teilprozesse umfassen die Prognose der eigentlichen Strömungsparameter mit (TAKLE et al. 2003; AGSTER und RUCK 2003) und ohne (z. B. BENEŠ et al. 2003) Berücksichtigung der Vegetation, die Auswirkungen von Wind auf die Vegetation (z. B. GALINSKI 1989; KELLOMÄKI und PELTOLA 1998; GARDINER et al. 1997) sowie die Stabilität von Einzelbäumen (z. B. GAFFREY et al. 2001; MATTHECK et al. 2003). Mit Hilfe Geographischer Informationssysteme lassen sich die prognostizierten Einflüsse auf die Vegetation regionalisieren (BLENNOW et al. 2003; GARDINER et al. 2003), was allerdings auch die Regionalisierung der Strömungsverhältnisse voraussetzt (RUEL et al. 1997).

Um Teilprozesse der Modellsysteme anhand empirischer Daten zu parametrisieren, sind teilweise aufwendige Experimente notwendig, wie beispielsweise Zugversuche an einzelnen Bäumen. Anhand dieser Versuche lässt sich das Biegeverhalten der Bäume als Funktion der ansetzenden Kräfte bestimmen (GARDINER et al. 1997). Aus den abgeleiteten Zusammenhängen lassen sich Grenzwerte in Abhängigkeit von Baum- und Bodenparametern schätzen, ab denen mit Windbruch oder -wurf zu rechnen ist. Andere Gesetzmäßigkeiten dienen dazu, Windgeschwindigkeiten zu berechnen, bei denen derartige Kräfte auftreten. Zusätzlich werden Messungen der Windgeschwindigkeit im Feldversuch und im Windtunnel verwendet, um das kleinräumige Strömungsverhalten in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur zu beschreiben (GARDINER et al. 1997).

PELTOLA et al. (1999D) entwickelten ein komplexes mechanistisches Modell, das zwischen wind- und gravitationsbedingten Kräften sowie dem Einfluss zusätzlicher Schneelasten als Ursachen für Schäden unterscheidet. Das Modell basiert auf einer Reihe von auf unterschiedlichen Integrationsebenen parametrisierten Teilprozessen und bezieht auch die Erkenntnisse von GARDINER et al. (1997) über Böigkeitsfaktoren ein. PELTOLA et al. (1999) können nachweisen, dass Prognosen auf Basis ihres Modellsystems eine gute Übereinstimmung mit unabhängig durchgeführten Zugversuchen aufweisen. Allgemein werden zur Validierung mechanistischer Modellsysteme überwiegend Ergebnisse aus Experimenten sowie Expertenwissen verwendet. Probleme, die aus einer zu geringen räumlichen und zeitlichen Auflösung der Datengrundlage resultieren, treten nicht auf. Vielmehr besteht das Problem der mechanistischen Modelle in ihrer geringen Datenbasis, wenn man als Maßstab die Zahl der untersuchten Einzelbäume verwendet. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine Übertragung auf nicht durch Daten abgedeckte Bereiche durch das detaillierte Verständnis des Ursache-Wirkungs-Gefüges ermöglicht wird. Die erwünschte hohe Sensitivität, Unterschiede bei der Formulierung von Annahmen und Gesetzmäßigkeiten sowie abweichende Randbedingungen können jedoch dazu führen, dass unterschiedliche, sogar diametral entgegen gesetzte Ergebnisse, erzielt werden (vgl. beispielsweise Aussagen zu Windwurfwahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit vom Wuchsraum bei GARDINER et al. (1997) versus PELTOLA und KELLOMÄKI (1993)).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich mechanistische Modelle gut dazu eignen, Kausalzusammenhänge zu erfassen und qualitativ konsistente Prognosen für unterschiedliche Randbedingungen und Verhältnisse zu liefern. Die quantitativ exakte Reproduktion von großräumigen Schadmustern mit mechanistischen Modellen erscheint kritischer, da eine exakte Vorgabe aller Randbedingungen für größere Flächeneinheiten nicht möglich ist. Dagegen sind die bisher entwickelten statistischen Modellansätze gut dazu geeignet, beobachtete großräumige Schadmuster zu reproduzieren. Es werden im Allgemeinen jedoch kaum kausale Zusammenhänge integriert, da Informationen über die eigentlichen Schadursachen bzw. das Gefährdungspotenzial fehlen. Somit ist die Extrapolation auf andere Verhältnisse und Regionen nicht oder nur unter starken Einschränkungen möglich.

### Datenbasis

Die Datenbasis der hier vorgestellten Modellentwicklung sind dendrometrische Größen und kategorische Attribute von Einzelbäumen der Bundeswaldinventur, ihre geographische Position sowie ein Index zur Beschreibung der Geländeexponiertheit unter Berücksichtigung der Exposition (modifizierter Topex-to-Distance-Index). Zur Parametrisierung wurden nur Bäume verwendet, die bereits bei der Bundeswaldinventur 1 erfasst worden sind und die in der BWI 2 entweder als Sturmopfer (n=6639) angesprochen wurden oder in

Tabelle 1: Deskriptive Statistiken der Parametrisierungsgrundlage

Baumartengruppe	beschädigt		nicht beschädigt	
	[n]	[%]	[n]	[%]
übrige Laubholzarten	209	4	4540	96
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup>	741	5	15040	95
Fichte <sup>c</sup>	4260	15	24545	85
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup>	499	7	6114	93
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup>	930	12	6574	88
	<b>Minimum</b>	<b>Mittelwert</b>	<b>Maximum</b>	<b>Interquartilbereich</b>
	<b>BHD [cm]</b>			
übrige Laubholzarten	9.2	34.0	143.1	18.5
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup>	9.5	40.7	143.1	22.3
Fichte <sup>c</sup>	9.4	37.4	122.4	18.1
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup>	9.8	39.1	93.5	15.7
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup>	10.1	46.4	148.1	23.2
	<b>Baumhöhe [m]</b>			
übrige Laubholzarten	2.6	24.4	49.5	9.4
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup>	4.0	27.0	49.5	8.8
Fichte <sup>c</sup>	4.6	27.8	51.5	9.2
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup>	5.8	25.6	44.5	8.1
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup>	4.0	29.3	51.1	8.0
	<b>h/d-Wert [m/m]</b>			
übrige Laubholzarten	15.7	78.5	168.4	30.2
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup>	22.3	73.9	193.2	29.1
Fichte <sup>c</sup>	35.6	78.9	162.4	21.5
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup>	25.8	68.2	179.8	19.1
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup>	28.3	68.0	186.6	21.4

Überwiegend <sup>a</sup> *Fagus sylvatica*, <sup>b</sup> *Quercus spp.* (*Q. petraea*, *Q. robur*), <sup>c</sup> *Picea abies*, <sup>d</sup> *Pinus silvestris*, <sup>e</sup> *Larix spp.* (*L. decidua*, *L. kaempferi*), <sup>f</sup> *Abies alba*, <sup>g</sup> *Pseudotsuga menziesii*

die Gruppe der wiederholt aufgenommenen Bäume (n=56813) fallen (Tab. 1).

Bei der BWI 2 als Einwuchs gekennzeichnete Bäume dürfen nicht verwendet werden. Als Einwuchs im weiteren Sinne werden Bäume bezeichnet, die aufgrund ihres Durchmesserwachstums in der Inventurperiode die Kluppschwelle überschritten haben oder aufgrund ihrer (dickenwachstumsbedingten) erhöhten Auswahlwahrscheinlichkeit erfasst wurden. Das abzuleitende Schadmuster und -niveau kann jedoch nur dann verzerrungsfrei beschrieben werden, wenn das Verhältnis der „Sturmopfer“ zu den „Überlebenden“ in der Datengrundlage erwartungstreu ist. Da der Einwuchs erstmals bei der BWI 2 erfasst wird, ist nicht bekannt, welcher Anteil dieser Gruppe nach dem Einwachsen bereits wieder durch den Wintersturm beschädigt wurde. Die Verwendung dieser Gruppe würde damit zu einer unzulässigen Verschiebung der Relation von Lotharopfern zu überlebenden Bäumen führen. Zusätzlich muss bezüglich der nicht direkt „Lothar-bedingten“ Nutzungen die Annahme getroffen werden, dass diese ausnahmslos vor dem Sturmereignis erfolgt sind, da ihre zeitliche Einordnung in der periodischen Inventur BWI nicht möglich ist. Aufgrund der Lage des Sturmdatums im Inventurintervall zwischen dem 01.10.1987 und dem 01.10.2002 ist jedoch anzunehmen, dass der Großteil der nicht direkt „Lothar-bedingten“ Nutzungen wirklich vor dem 26.12.1999 erfolgt ist. Weiterhin kann

eine stark reduzierte Einschlagstätigkeit für die nicht zufälligen Nutzungen nach dem Sturmereignis unterstellt werden. Trotz dieser günstigen Begleitumstände wird die Annahme bezüglich der zeitlichen Einordnung der Nutzungen zu einer Erhöhung bei der Schätzung des Schadniveaus führen, da ein unbekannter (geringer) Anteil überlebender Bäume fehlt, der erst nach dem Sturm genutzt wurde. In diesem Zusammenhang wird weiterhin unterstellt, dass das Nutzungsmuster nach Dimensionen und Baumarten vor und nach dem Sturm ähnlich ist, so dass zwar das Schadniveau geringfügig überschätzt, das bedingte Schadmuster nach Einflussfaktoren jedoch unverzerrt abgebildet wird.

Da anzunehmen ist, dass die Vulnerabilität von Einzelbäumen am besten durch zum Sturmzeitpunkt aktuelle biometrische Kennwerte bestimmt wird, war es notwendig diese vom Stichtag der BWI 1 auf den 26.12.2006 fortzuschreiben. Zur Initialisierung der Fortschreibung wurden dabei die Daten der BWI 1 und nicht der BWI 2 verwendet, da nur 1987 alle Einzelbaumhöhen gemessen worden sind, die bedingte Höhenstreuung aber bei der Modellbildung von Bedeutung sein könnte.

Zur Erfassung der Geländemorphologie wird ein Exponiertheitsparameter verwendet, der auf der Grundlage eines digitalen Geländemodells unter Berücksichtigung der geographischen Lage der Stichprobenecken

berechnet wird (Topex-to-Distance-Index, SCOTT und MITCHELL 2005). Beim distanz-begrenzten Topex handelt es sich um die Summe der Winkel zwischen der Ebene und dem Horizont auf den 8 Kardinalhimmelsrichtungen, wobei der Horizont nicht weiter als eine bestimmte Grenzdistanz vom Bezugspunkt entfernt sein darf. Anderenfalls wird der Winkel zur Grenzdistanz verwendet. Die Zusammenfassung der Winkel auf den 8 Kardinalhimmelsrichtungen zu einer Winkelsumme bedeutet implizit, dass der Exponiertheit in allen Himmelsrichtungen die gleiche Bedeutung bezüglich des Sturmschadensrisikos zugemessen wird. Diese Vorgehensweise scheint aber nur dann sinnvoll, wenn man Daten aus einem Gebiet mit wechselnden Windrichtungen und eines längeren Beobachtungszeitraumes verwendet. Im vorliegenden Fall liegen jedoch die Schadendaten eines einzelnen Wintersturmes vor, der eindeutig eine mehr oder weniger westliche Hauptwindrichtung aufwies. Daher wurden zusätzlich die Einzelwinkel getrennt nach der Himmelsrichtung als Prädiktoren in der Modellselektion auf ihren Einfluss hin überprüft. Um den Einfluss der Himmelsrichtung detaillierter zu untersuchen, wurden dabei Winkel auf 36 Himmelsrichtungen mit jeweils 10 Altgrad Abstand berechnet. Die Berechnung der verschiedenen Topex-Indizes erfolgte in einer Auflösung von 25 x 25 m „Kacheln“ für ganz Baden-Württemberg, wobei allen Bäumen einer Stichprobenecke der Wert der Kachel zugeordnet wird, in der der Stichprobenmittelpunkt liegt.

Vergleicht man die Datengrundlage der Sturmschadensansprache in der BWI 2 in Baden-Württemberg mit den eingangs dargestellten Daten, die üblicherweise für Sturmschadensmodellierungen zur Verfügung stehen, so kann hier von außergewöhnlich günstigen Bedingungen für die Modellbildung ausgegangen werden. Sowohl die räumliche (Einzelbaum) und zeitliche (Schadereignis „Lothar“) Auflösung ist hoch, wobei gleichzeitig eine hohe Repräsentativität auf Basis des verdichteten (2 x 2 km) Stichprobennetzes der BWI in Baden-Württemberg gewährleistet ist. Dabei wiesen die verschiedenen geographischen Bereiche in Baden-Württemberg während des Sturms eine große Bandbreite an meteorologischen Randbedingungen auf.

### Methodik

In den bisherigen Überlegungen ist davon ausgegangen worden, dass die Zuordnung zu einem konkreten Schadereignis die alleinige Voraussetzung für die Verknüpfung von Schadendaten mit den eigentlichen Schadensursachen ist. Für eine Berücksichtigung in Modellen müssten aber letztlich Informationen, wie die mittlere und maximale Windgeschwindigkeit, die Böigkeit etc., auf der Ebene des Stichprobenpunktes vorliegen. Obwohl diese Informationen nicht zur Verfügung stehen, ermöglicht der Einsatz spezieller statistischer Methoden zumindest die Trennung des Einflusses meteorologischer Variablen vom Einfluss weiterer assoziierter Größen, wie der Baumhöhe oder des h/d-Wertes. Dabei wird davon ausgegangen, dass der räumliche Trend

in den Daten, der nicht über signifikante Prädiktoren beschrieben werden kann, auf unterschiedliche meteorologische Randbedingungen während des Wintersturmes „Lothar“ zurückzuführen ist. Die Schätzung der Modellkomponenten zur Berücksichtigung des räumlichen Trends muss dabei gleichzeitig mit der Schätzung der Effekte weiterer Einflussgrößen erfolgen. Theoretisch kann der räumliche Trend weiter nach großräumigen Korrelationsmustern auf Landesebene und kleinräumigen Korrelationsmustern auf Stichproben-trakt-Ebene unterschieden werden. Im vorliegenden Fall wird der großräumige Trend dabei als Resultat der fehlenden Informationen über großräumige Strömungseigenschaften interpretiert und ein bivariater glättender Term zur Modellierung verwendet. Für eine statistische Trennung des räumlichen Trends von den weiteren Modelleffekten wird dabei unterstellt, dass keine oder eine nur geringe Kollinearität zwischen potenziellen Prädiktoren und der räumlichen Position der erfassten Bäume auftritt. Die darüber hinaus auftretenden Abweichungen im Schadenniveau einzelner Stichprobenpunkte können dementsprechend als die Auswirkungen kleinräumiger Strömungseigenschaften interpretiert werden, die hier allerdings nicht weiter quantifiziert werden.

Da es sich bei der Antwortvariable um eine kategoriale Variable mit binärer Ausprägung handelt, kann der hier verwendete Modelltyp als Verallgemeinertes Additives Regressionsmodell (GAM) bezeichnet werden (Formel 1):

$$g(\pi_{ijk}) = X_{ijk} \beta + f(RW_{ij}; HW_{ij}) \quad (1)$$

wobei  $\pi_{ijk} = E(y_{ijk}) \sim \text{binomial}(I, \pi_{ijk})$  und  $E(y_{ijk})$  die erwartete Wahrscheinlichkeit für einen Sturmschaden von Baum<sub>ijk</sub> ist, der sich an der geographischen Position  $RW_{ij}$  und  $HW_{ij}$  in Traktecke<sub>ij</sub> zugehörig zu Trakt<sub>i</sub> befindet;

$g(.)$  : eine Linkfunktion (logistisch);  
 $X_{ijk}$  : ein Vektor von unabhängigen Prädiktorvariablen;  
 $\beta$  : ein zugehöriger Parametervektor;  
 $f$  : ein glättender Term zur Beschreibung des räumlichen Trends, der als bivariater ‚Thin-Plate-Basis Penalized Regressionsspline‘ spezifiziert wird;

$RW_{ij}$  : Rechtswert des Mittelpunktes von Traktecke<sub>ij</sub> (Gauß-Krüger-Koordinate);

$HW_{ij}$  : Hochwert des Mittelpunktes von Traktecke<sub>ij</sub> (Gauß-Krüger-Koordinate);

Standardsoftware zur Parametrisierung exakt dieses Modelltyps steht bisher nur in Form der R-Programmbibliothek (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2005) *mgcv* zur Verfügung (WOOD 2006; WOOD 2000). Eine Besonderheit der Funktionen der R-Programmbibliothek *mgcv*, die sie von anderen Methoden zur Anpassung von Verallgemeinerten Additiven Regressionsmodellen unterscheidet, ist die Verwendung von sogenannten „Pena-

lized Regressionssplines“ als additive Modellkomponenten, d. h. als Möglichkeit zur Identifikation und Erfassung nicht-linearer Einflüsse auf die Antwortvariable. Dieser Splinetyp kann als eine Mischung aus einem „Standard Regressionsspline“ und einem „Standard Glättenden Spline“ betrachtet werden. Zwar sind Glättende Splines aus statistischer Sicht ideale Glättungsfunktionen, bei denen die problematische Wahl der Basisdimension und Knotenlage entfällt. Es treten aber numerische Probleme auf, wenn mehrdimensionale Modelle parametrisiert werden sollen. Die Probleme entstehen durch die meist unnötig hohe Knotenanzahl, die aus der Anzahl der bezüglich der unabhängigen Variablen unterschiedlichen Datenpunkte resultiert. Bei Standard Regressionssplines ist die Dimension der Basis reduziert, allerdings tritt hier das Problem der subjektiven und damit problematischen Auswahl der Knotenanzahl und -lage auf. Dagegen kombiniert der Penalized Regressionsspline die Vorteile beider Splinetypen. Wie bei einem Standard Regressionsspline ist es zwar notwendig, die Dimension der verwendeten Basis bzw. die Knotenanzahl sowie -lage zu bestimmen. Allerdings wird der Grad der Glättung wie bei einem Glättenden Spline über einen „Strafterm“ mit Hilfe eines Glättungsparameters  $\lambda$  gesteuert. Eine ausreichende Flexibilität, d. h. eine ausreichende Knotenanzahl und eine einigermaßen gleichmäßige Verteilung der Knoten vorausgesetzt, wird der Grad der Glättung fast ausschließlich über den Glättungsparameter  $\lambda$  bestimmt.

Für die Parametrisierung multivariater Glättungsterme sind kubische Basisfunktionen auch bei Verwendung von Penalized Regressionssplines ungeeignet. Statt dessen werden in diesem Fall „Thin-Plate-Basis Regressionssplines“ verwendet (WOOD 2006). Die Thin-Plate-Basis erfordert keine Vorgabe der Knotenlage, lediglich ihre Dimension muss gewählt werden, wobei die Modellanpassung erneut fast ausschließlich über den Glättungsparameter  $\lambda$  gesteuert wird, so dass die Knotenanzahl lediglich eine ausreichende Flexibilität gewährleisten muss (WOOD 2006). Eine Einschränkung bei der Verwendung von multivariaten Thin-Plate-Basis Regressionssplines resultiert daraus, dass Isotropie unterstellt wird. Isotropie bedeutet eine identische Glättung in den verschiedenen Dimensionen multivariater additiver Modellterme und wird von WOOD (2006) für die Modellierung von räumlichen Datentrends als Standard empfohlen.

### Modellbildung

Zusätzlich zur räumlichen Trendfunktion wurden im Rahmen der Variablenselektion Haupteffekte für die Baumarten, baumartenspezifische Effekte des BHD und der Baumhöhe sowie Effekte für vier modifizierte Topex-to-Distance-Indizes in ein verallgemeinertes Regressionsmodell integriert (Formel 2). Dabei wurden verschiedene Baumarten zu Gruppen zusammengefasst soweit sie ähnliche Effekte bezüglich ihres Schadmusters zeigen und – wie die Douglasie oder die Lärchen – nur relativ wenige Beobachtungen umfassen.

Ein weiterer Grund für die Zusammenfassung in Baumartengruppen war eine unausgeglichene räumliche Verteilung in Baden-Württemberg wie sie z. B. für die Tanne vorliegt.

Die Distanz zum nächsten westlich exponierten Waldrand wurde auf Basis des topographischen-kartographischen Informationssystems (ATKIS) (JÄGER 2003) berechnet und auf ihren Effekt hin überprüft. Die Integration führte allerdings zu keiner signifikanten Modellverbesserung. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu bisherigen Erkenntnissen, die vor allem aus mechanistischen Modellen abgeleitet wurden (PELTOLA et al. 1999; GARDINER und STACEY 1995). Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass die Distanz zum Waldrand nur bei gleichzeitiger Berücksichtigung der Waldrandstruktur einen Beitrag zur Einschätzung der Schadwahrscheinlichkeit leistet. Baumartenspezifische Effekte für den BHD und die Höhe resultieren in deutlichen Verbesserungen gegenüber einem Modell ohne Wechselwirkungen zwischen Baumart und Baumdimension. Die Logarithmierung von BHD und Höhe erlaubt es, den beobachteten degressiv ansteigenden Effekt für die Baumhöhe und den degressiv abfallenden Effekt für den BHD zu beschreiben und gleichzeitig monotone Effektverläufe zu garantieren.

Die Auswahl der Topex-Indizes, die getrennt für 36 Himmelsrichtungen berechnet wurden, erfolgte halbautomatisiert in einer Programmschleife, da die Funktionen der verwendeten R-Programmbibliothek *mgcv* (WOOD 2006) bisher noch keine schrittweise Variablenauswahl unterstützen. Gleichzeitig wurde der Topex für drei unterschiedliche Grenzdistanzen (1000, 2000, 3000 m) berechnet und im Parametrisierungsprozess geprüft. In der überwiegenden Zahl der Fälle erwies sich die Grenzdistanz von 1000 m als geringfügig überlegen, so dass in der weiteren Modellselektion nur Topex-Indizes auf Basis dieser Grenzdistanz verwendet wurden. Als Topex-Werte mit der höchsten Streuungsreduktion wurden diejenigen auf den Himmelsrichtungen 250 und 260 Grad (Abb. 1) identifiziert. Dieses Ergebnis kann dahingehend interpretiert werden, dass die „mittlere“ Hauptwindrichtung des Wintersturmes „Lothar“ in Baden-Württemberg im Bereich von 255 Grad, d. h. etwa bei „West zu Süd“ lag. Weiterhin fiel bei der Parametrisierung der 36 Modellvarianten auf, dass diejenigen Topex-Himmelsrichtung-Kombinationen ähnliche Koeffizienten (Betrag und Vorzeichen) aufweisen, die die gleiche Abweichung zu dieser angenommenen Hauptwindrichtung haben. Dieses Ergebnis erscheint plausibel, da es aus physikalischer Sicht für das Schadrisiko unerheblich sein muss, ob die Exponiertheit eines Hanges in einer Himmelsrichtung auftritt, die einen bestimmten Betrag im oder gegen den Uhrzeigersinn von der Hauptwindrichtung abweicht. Dieser Sachverhalt wurde bei der Modellkonzeption berücksichtigt, indem immer zwei Topex-Indizes summiert wurden, die die gleiche Abweichung von der unterstellten Hauptwindrichtung aufweisen. Diese Summenwerte (im Weiteren als modifizierter Topex bezeichnet) gehen als Prädiktoren in das Modell ein, womit gewährleistet ist, dass ein einheitlicher Effekt für beide Topex-Himmelsrichtung-

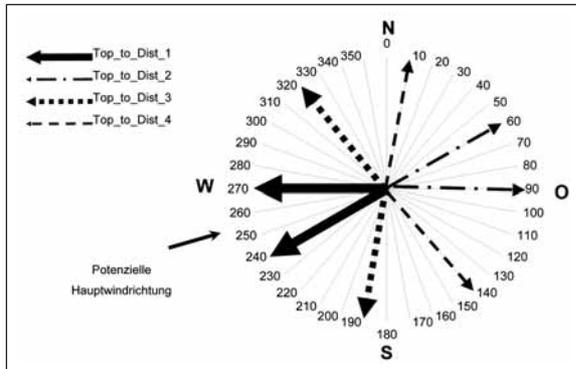


Abb. 1: Windrose der Himmelsrichtungen, für die separate Topex-Werte berechnet wurden. Pfeile markieren Himmelsrichtungen, deren Topex-Werte im Parametrisierungsprozess als Prädiktoren ausgewählt wurden. Die Stärke der Pfeile ist proportional zum Betrag der Regressionskoeffizienten, so dass beispielsweise deutlich wird, dass die Exponiertheit in westlicher Richtung einen ca. 3-fach stärkeren Einfluss auf das Schadrisiko hat, als die Exponiertheit in östlicher Richtung. Gleichartige Linientypen kennzeichnen Himmelsrichtungspaare, die aufsummiert den Wert des modifizierten Topex ergeben, der als Prädiktor in die Regressionsanalyse eingeht.

Kombinationen geschätzt wird. Die auf 36 Himmelsrichtungen berechneten Topex-Indizes bzw. die aus ihnen abgeleiteten 18 modifizierten Topex-Werte weisen eine starke Kollinearität auf, die umso stärker ausgeprägt ist, je enger die zugehörigen Himmelsrichtungen bei einander liegen. In einer schrittweisen Regressionsanalyse werden daher nur einige von ihnen ausgewählt. Die auftretende Kollinearität führt auch dazu, dass anstelle der Topex-Himmelsrichtung-Kombination auf 260 und 250 Grad der modifizierte Topex der Himmelsrichtungen auf 270 und 240 Grad in das Modell eingeht. Weitere modifizierte Topex-Werte, die als Prädiktoren ausgewählt werden, sind die Himmelsrichtungskombinationen 60 und 90 Grad, 190 und 320 Grad sowie 10 und 140 Grad (in der Reihenfolge ihrer Auswahl, Abb. 1).

Damit lässt sich das spezifizierte Modell wie folgt beschreiben:

$$g(\pi_{ijk}) = \text{BA}_{ijk}^T \alpha + \log \left( \frac{\text{BHD}_{ijk} \text{BA}_{ijk}^T \delta}{h_{ijk} - \text{BA}_{ijk}^T \gamma} \right) + \beta_1 \text{Top\_to\_Dist}_{1_{ij}} + \beta_2 \text{Top\_to\_Dist}_{2_{ij}} + \beta_3 \text{Top\_to\_Dist}_{3_{ij}} + \beta_4 \text{Top\_to\_Dist}_{4_{ij}} + f(\text{RW}_{ij}; \text{HW}_{ij}) \quad (2)$$

- $\text{BA}_{ijk}$  : Vektor zur Kodierung der Baumartengruppe von Baum<sub>ijk</sub> [Fichte, Tanne / Douglasie, Kiefer / Lärchen, Buche / Eichen, übrige Laubholzarten];
- $\text{BHD}_{ijk}$  : Brusthöhdurchmesser von Baum<sub>ijk</sub> 1999 [cm];
- $h_{ijk}$  : Baumhöhe von Baum<sub>ijk</sub> 1999 [m];
- $\text{Top\_to\_Dist}_{1_{ij}}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 270 und

240 für Traktecke<sub>ij</sub> (Abb. 1) [Grad \* 10];

$\text{Top\_to\_Dist}_{2_{ij}}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 90 und 60 für Traktecke<sub>ij</sub> [Grad \* 10];

$\text{Top\_to\_Dist}_{3_{ij}}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 320 und 190 für Traktecke<sub>ij</sub> [Grad \* 10];

$\text{Top\_to\_Dist}_{4_{ij}}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 140 und 10 für Traktecke<sub>ij</sub> [Grad \* 10];

$\text{RW}_{ij}$  : Rechtswert des Mittelpunktes von Traktecke<sub>ij</sub> (Gauß-Krüger-Koordinate)

$\text{HW}_{ij}$  : Hochwert des Mittelpunktes von Traktecke<sub>ij</sub> (Gauß-Krüger-Koordinate)

$\begin{bmatrix} \beta_1 \\ \beta_2 \\ \beta_3 \\ \beta_4 \end{bmatrix}$  : Vektoren von Regressionskoeffizienten;

$\beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4$  : Regressionskoeffizienten;

$f$  : 2-dimensionale Glättungsfunktion.

### Modellverhalten und Diskussion

Im folgenden sollen Vorhersagen mit Hilfe des entwickelten Regressionsmodells (Formel 2) unter ceteris paribus Bedingungen durchgeführt werden, d. h. dass immer nur einige der Prädiktoren variiert und die übrigen konstant gesetzt werden, um den jeweiligen Effekt auf die Schadwahrscheinlichkeit zu verdeutlichen. Anstelle der Erwartungswerte werden die zugehörigen Prognoseintervalle der Schadwahrscheinlichkeit dargestellt, um zusätzlich die statistische Unsicherheit der Prognosen zu quantifizieren.

Wie erläutert, basieren Teile der hier vorgestellten Modellkonzeption auf der Annahme, dass der räumliche Trend im Schadmuster, der nicht über Variablen, wie die Einzelbaumhöhe beschrieben werden kann, durch die räumlich unterschiedlichen meteorologischen Eigenschaften des Wintersturms „Lothar“ verursacht wird. Die geographische Lage ist in diesem Fall als Stellvertreter der meteorologischen Randbedingungen während des Wintersturmes zu verstehen. Es kann aber keinesfalls geschlossen werden, dass eine bestimmte geographische Lage generell ein bestimmtes Schadrisiko aufweist. Abb. 2 zeigt das Muster der resultierenden Schadwahrscheinlichkeit, wenn ganz Baden-Württemberg mit einem Modellbaum mit spezifischen Eigenschaften (vgl. Unterschrift Abb. 2) bestockt wäre und das Gelände eine einheitliche „mittlere“ Exponiertheit aufweisen würde. Dabei kommt es in diesem Fall weniger auf das konkrete Schadniveau als viel mehr auf das räumliche Muster an. Die sich abzeichnenden Schwerpunkte erhöhten Risikos im Nordschwarzwald, im Rheintal, im Raum Stuttgart und im Bereich der Ostalb liegen in den Bereichen mit den beobachteten höchsten Schäden. Das Muster lässt sich dahingehend interpretieren, dass Unterschiede im Schadniveau nur zum Teil auf unterschiedliche Baum- und Geländeeigenschaften zurückzuführen sind. Unter Berücksichtigung der Modellannahme müssen diese Regionen un-

Tabelle 2: Koeffizientenschätzungen und statistische Kennwerte des Modells zur Prognose der Schadwahrscheinlichkeit auf Einzelbaumebene durch Winterstürme (Formel 2).

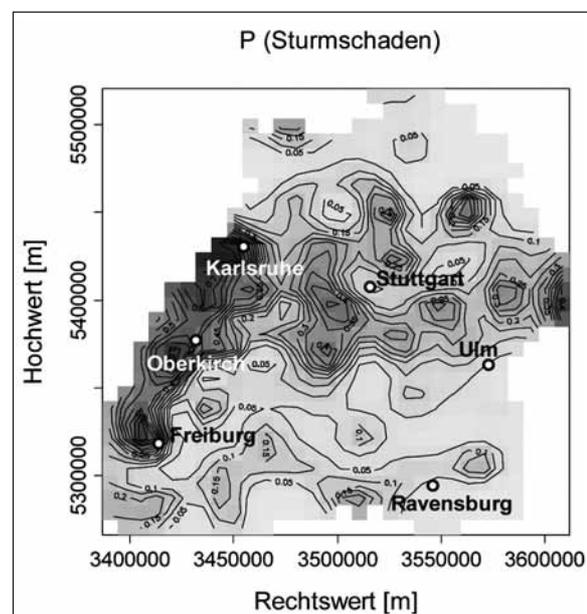
	Regressionskoeffizienten			
	Schätzung	Standardfehler	t-Wert	Pr(> t )
übrige Laubholzarten	-8.78	0.68	-12.88	< 2e-16 ***
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup>	-13.04	0.51	-25.66	< 2e-16 ***
Fichte <sup>c</sup>	-12.27	0.24	-50.89	< 2e-16 ***
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup>	-8.59	0.60	-14.32	< 2e-16 ***
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup>	-8.46	0.47	-18.06	< 2e-16 ***
übrige Laubholzarten: log(BHD)	-0.287	0.187	-1.530	0.126
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup> : log(BHD)	-0.998	0.101	-9.902	< 2e-16 ***
Fichte <sup>c</sup> : log(BHD)	-1.775	0.078	-22.629	< 2e-16 ***
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup> : log(BHD)	-1.625	0.183	-8.865	< 2e-16 ***
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup> : log(BHD)	-0.505	0.124	-4.068	< 2e-16 ***
übrige Laubholzarten: log(h)	-1.770	0.307	-5.759	8.5e-09 ***
Buche <sup>a</sup> / Eichen <sup>b</sup> : log(h)	-3.994	0.201	-19.917	< 2e-16 ***
Fichte <sup>c</sup> : log(h)	-5.128	0.129	-39.916	< 2e-16 ***
Kiefer <sup>d</sup> / Lärchen <sup>e</sup> : log(h)	-3.525	0.269	-13.130	< 2e-16 ***
Tanne <sup>f</sup> / Douglasie <sup>g</sup> : log(h)	-2.449	0.221	-11.087	< 2e-16 ***
Top_to_Dist_1	-0.00622	0.000178	-35.025	< 2e-16 ***
Top_to_Dist_2	-0.00149	0.000172	-8.649	< 2e-16 ***
Top_to_Dist_3	0.00440	0.000298	14.779	< 2e-16 ***
Top_to_Dist_4	-0.00280	0.000303	-9.216	< 2e-16 ***
Glättender Term:				
		edf	F-Wert	p-value
f (Hochwert, Rechtswert)		164	31.79	< 2e-16 ***
R <sup>2</sup> (adjusted) = 0.212		deviance explained = 23.8 %		
		n = 63452		
Signifikanzkode: **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05				
Überwiegend <sup>a</sup> <i>Fagus sylvatica</i> , <sup>b</sup> <i>Quercus spp.</i> ( <i>Q. petraea</i> , <i>Q. robur</i> ), <sup>c</sup> <i>Picea abies</i> , <sup>d</sup> <i>Pinus silvestris</i> , <sup>e</sup> <i>Larix spp.</i> ( <i>L. decidua</i> , <i>L. kaempferi</i> ), <sup>f</sup> <i>Abies alba</i> , <sup>g</sup> <i>Pseudotsuga menziesii</i>				

günstigere meteorologische Randbedingungen (höhere Windgeschwindigkeiten) während des Wintersturms aufgewiesen haben. Die Modellierung des räumlichen Trends erlaubt dabei eine Quantifizierung dieses Sturminflusses, ohne dass Informationen über die eigentlichen Sturmigenschaften vorliegen.

Die Baumhöhe ist einer der wichtigsten Prädiktoren, für die im Rahmen der Modellselektion ein signifikanter Einfluss auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit festgestellt wurde (Abb. 3). Andere statistische (KELLOMÄKI und PELTOLA 1998) und mechanistische Modelle (CUCCHI et al. 2005; PELTOLA et al.1999) prognostizieren ebenfalls ansteigende Schadwahrscheinlichkeiten mit steigender Baumhöhe. Im Gegensatz zu unserer Untersuchung ist der Effekt aber häufig weniger deut-

**Abb. 2: Prognose räumlich bedingter Unterschiede im Sturmschadensniveau mit Hilfe einer Modellschätzung unter ceteris paribus Bedingungen, wobei die übrigen im Modell (Formel 2) integrierten Prädiktoren auf Konstanten bzw. eine spezifische Kategorie fixiert werden: Baumartengruppe Fichte, Median der Baumhöhe und des BHD der Fichte in der Datenbasis: 28,3 m bzw. 36,5 cm, Median der Exponiertheit (modifizierter Topex-to-Distance-Index)). Je dunkler die Färbung, desto höher ist die prognostizierte Schadwahrscheinlichkeit.**

lich. Als Ursache kann vermutet werden, dass in vielen Untersuchungen nicht auf eine vergleichbar breite Datenbasis zurückgegriffen werden konnte (Tab. 1). Im Gegensatz dazu spielt in vielen mechanistischen Modellen die Stammform für die Einschätzung der



Vulnerabilität bzw. die Prognose eines Sturmschadens eine größere Rolle (KELLOMÄKI und PELTOLA 1998; PELTOLA et al. 1999; GARDINER et al. 1997). Grundsätzlich sind die Vergleiche mit anderen Ansätzen auch dadurch eingeschränkt, dass mechanistische Modelle kritische Windgeschwindigkeiten prognostizieren, die nicht direkt mit Schadenswahrscheinlichkeiten verglichen werden können.

Die Verläufe in Abb. 3 stellen Modellschätzungen (Formel 2) für variierende Höhen dar, während andere Prädiktoren mit Ausnahme des BHD und der geographischen Position konstant gehalten werden (die exakte Spezifikation ist in der Unterschrift zu Abb. 3 angegeben); der BHD wurde mit variierender Höhe so verändert, dass ein konstanter h/d-Wert resultiert. Weiterhin muss beachtet werden, dass die Datenbasis nur wenige Höhen von mehr als 42 m umfasst. Als Konsequenz sollten Prognosen, außerhalb dieses Höhenbereichs vorsichtig interpretiert werden, auch wenn die zugehörigen Konfidenzintervalle noch relativ eng sind.

In Abb. 3 werden zusätzlich zur Baumhöhe auch die geographische Lage bzw. die meteorologischen Randbedingungen variiert. Dabei erfolgen Schätzungen an den ausgewählten Koordinaten auf der Diagonale vom Nordschwarzwald ins Allgäu (Abb. 3, Karte), die in den gestaffelten Risikoverläufen resultieren. Die Staffelung lässt deutlich einen abnehmenden Trend vom Nordschwarzwald in Richtung Allgäu erkennen.

Bezüglich des Effektes des BHD bzw. des h/d-Wertes zu einer fixierten Höhe lassen sich folgende Aussagen machen (Abb. 4): a) der zusätzliche Effekt des BHD

beeinflusst die Schadwahrscheinlichkeit in einem deutlich geringeren Ausmaß als der Baumhöhen effekt selbst und b) unter Rahmenbedingungen, die bereits in einer hohen Schadwahrscheinlichkeit resultieren, lässt der zusätzliche Einfluss des BHD bzw. des h/d-Wertes auf die Schadwahrscheinlichkeit nach. Der Effekt einer steigenden Schadwahrscheinlichkeit mit zunehmender Vollholzigkeit bzw. zunehmenden h/d-Werten wird in vielen Untersuchungen beschrieben (z. B. PELTOLA et al. 1999; GARDINER et al. 1997). Im Gegensatz dazu beschreiben SCHÜTZ et al. (2006) einen vernachlässigbaren Einfluss des h/d-Wertes. Allerdings beschreiben PELTOLA et al. (1999); KELLOMÄKI und PELTOLA (1998); PELTOLA und KELLOMÄKI (1993) verglichen mit unseren Ergebnissen eine deutlich schnellere Abnahme der kritischen Windgeschwindigkeit (Zunahme der Schadwahrscheinlichkeit) mit zunehmender Vollholzigkeit. Dabei kann die Differenzierung des h/d-Wert-Effektes in eine Windbruch- und eine Windwurfwahrscheinlichkeit mit unserem Ansatz nicht vorgenommen werden. Allerdings wird der Effekt des h/d-Wertes auf die Relation zwischen Windbruch und -wurf auch von mechanistischen Modellen unterschiedlich eingeschätzt (PELTOLA et al. 1999; GARDINER et al. 1997; PELTOLA und KELLOMÄKI 1993; GALINSKI 1989).

Werden die Rahmenbedingungen der geographischen Lage 1 unterstellt (Abb. 3), für die angenommen wird, dass sie einen Bereich sehr hoher Windgeschwindigkeiten repräsentiert, so resultiert ein deutlicher Anstieg des BHD von 37,5 auf 50,0 cm für eine 30 m hohe Fichte (zugehörige Abnahme des h/d-Wertes von 80 auf 60) in einer Reduktion der Schadwahrscheinlichkeit von 9,4 % (Abb. 4, links). Eine Abnahme des BHD von 37,5 auf 30 cm (zugehöriger Anstieg des

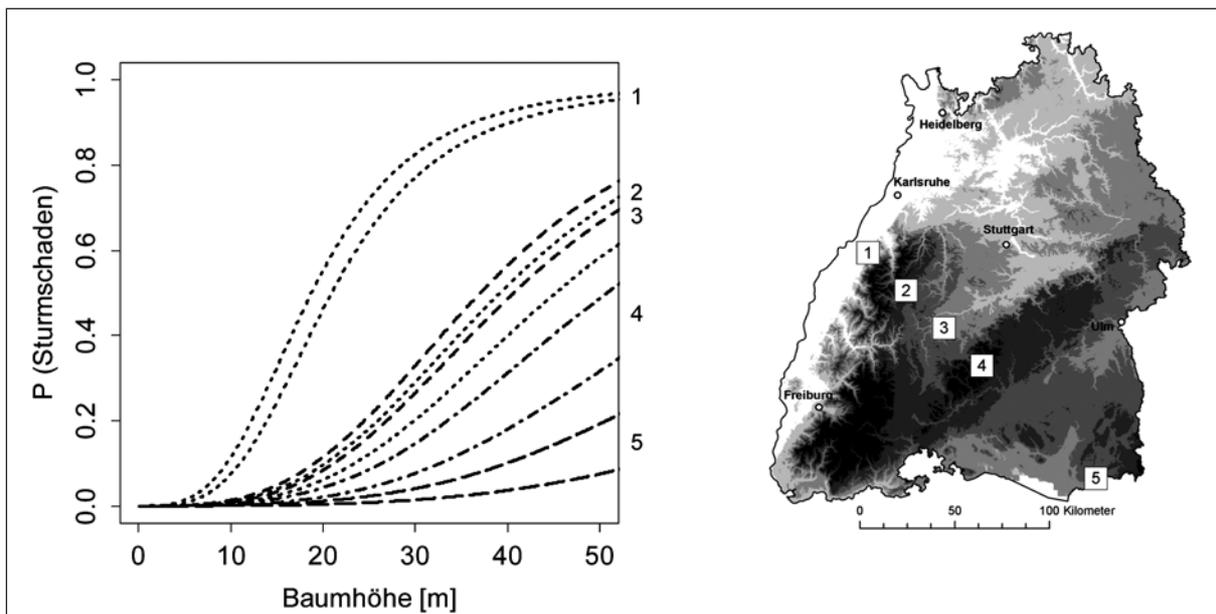


Abb. 3: Durch die geographische Lage (meteorologische Randbedingungen) und die Einzelbaumhöhe bedingte Unterschiede der prognostizierten Schadwahrscheinlichkeit, die durch ihr 95 % Prognoseintervall beschrieben wird. In der Abbildung und der Karte übereinstimmende Ziffern kennzeichnen die Zugehörigkeit der Wahrscheinlichkeitsverläufe zur jeweiligen geographischen Lage. Der BHD wird mit variierender Höhe so verändert, dass ein konstanter h/d-Wert von 80 [cm/cm] resultiert. Die übrigen Prädiktoren wurden konstant gehalten (Baumartengruppe Fichte, Median der Exponiertheit (modifizierter Topex-to-Distance-Index)).

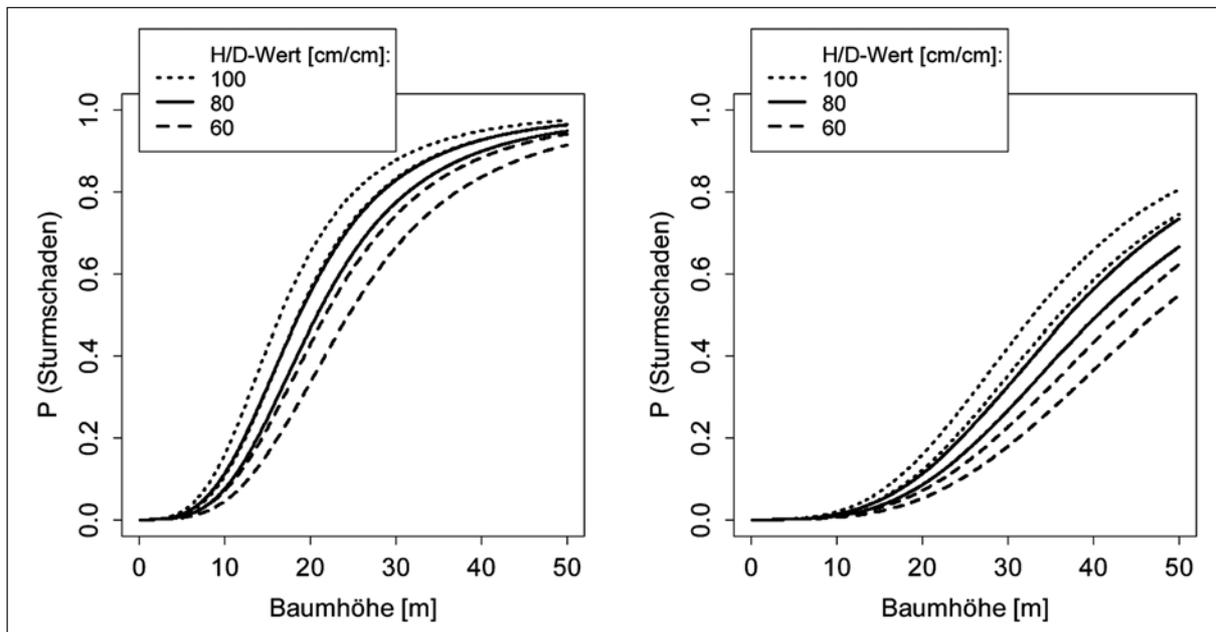


Abb. 4: Effekte von Baumhöhe und BHD auf die prognostizierte Schadwahrscheinlichkeit, die durch ihr 95 % Prognoseintervall beschrieben wird. Der BHD wird mit variierender Baumhöhe so verändert, dass konstante h/d-Werte von 60, 80 und 100 [cm/cm] resultieren. Die linke Abbildung zeigt Prognosen für die geographische Lage mit den Gauß-Krüger-Koordinaten Rechtswert 3440000/Hochwert 5400000 (Lage Nr. 1 in Abb. 3) und die rechte Abbildung für die geographische Lage mit den Gauß-Krüger-Koordinaten Rechtswert 3460000/Hochwert 5380000 (Lage Nr. 2 in Abb. 3). Die übrigen Prädiktoren wurden konstant gehalten (Baumartengruppe Fichte, Median der Exponiertheit (modifizierter Topex-to-Distance-Index)).

h/d-Wertes von 80 auf 100) führt unter diesen Bedingungen zu einem Anstieg der Schadwahrscheinlichkeit von 5,6 %. Werden Rahmenbedingungen unterstellt, die in einer geringeren Schadprädisposition resultieren, so nimmt der zusätzliche Einfluss des BHD bzw. des h/d-Wertes zu. Dieser Trend wird deutlich, wenn das Szenario für die geographische Lage 1 so verändert wird, dass die Prognose für eine Fichte mit nur 25 m Höhe erfolgt oder wenn geringere Windgeschwindigkeiten unterstellt werden, wie sie z. B. durch die geographische Lage 2 repräsentiert werden (Abb. 4, rechts).

Neben verschiedenen dendrometrischen Variablen wurden auch 4 Indizes zur Beschreibung der Topographie unter Berücksichtigung der Exposition (modifizierter Topex-to-Distanz-Index) als signifikant identifiziert (Formel 2). Hier soll exemplarisch der Einfluss des Top\_to\_Dist\_1 Index dargestellt werden. Die deutliche Modellverbesserung gegenüber einer Schätzung auf Basis des Original-Topex (SCOTT und MITCHELL 2005) kann unter anderem mit der Zuordnung der Schaddaten zum Einzelereignis Wintersturm „Lothar“ mit seiner eindeutigen Hauptwindrichtung erklärt werden. Der Wert des Top\_to\_Dist\_1 Index beschreibt dabei das Gelände in Richtung der unterstellten Hauptwindrichtung (Abb. 1). Dieser Wert hat innerhalb der 4 Geländeparameter den stärksten Einfluss, was an den Regressionskoeffizienten deutlich wird (Tab. 2). Aufgrund des negativen Vorzeichens des zugehörigen Koeffizienten weisen nach „West zu Süd“ exponierte Standorte ein deutlich erhöhtes Risiko auf, so dass der Effekt qualitativ als meteorologisch plausibel beurteilt werden kann. In Abb. 5 wird

die Wirkungsrichtung dadurch deutlich, dass das Risiko mit abnehmenden Topex-Werten bzw. zunehmender Exposition ansteigt. Die Koeffizienten der Indizes Top\_to\_Dist\_2 und Top\_to\_Dist\_4 (Abb. 1) sind ebenfalls negativ, so dass beispielsweise Hangkanten an in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Bergkämmen in Prognosen ein sehr hohes Risiko aufweisen würden. Der Top\_to\_Dist\_3 Index weist als einziger einen Koeffizienten mit positivem Vorzeichen auf. Eine geringe Exponiertheit (große Horizontüberhöhung) in den bei der Berechnung verwendeten Expositionen (190 und 320 in Abb. 1) führt in diesem Fall somit zu einer Erhöhung des Risikos. Dieser Effekt führt dazu, dass in Tälern oder Passsituationen, die in Richtung der Hauptwindrichtung ausgerichtet sind, eine hohe Schadwahrscheinlichkeit prognostiziert wird.

Modellvergleiche sind hier nur begrenzt möglich, da es keine anderen Modelle gibt, die die gesamte Baumartenliste abdecken, die in unserem Modell integriert ist. Allerdings beschreiben PELTOLA et al. (1999) eine ähnliche Rangfolge für einen Teil der Baumarten. Unter konstanten Rahmenbedingungen prognostiziert ihr Modell eine abnehmende Schadwahrscheinlichkeit von Fichte zu Kiefer und Birke im laubfreien Zustand. Die gleiche Rangfolge wird durch ein logistisches Modell von JALKANEN und MATTILA (2000) prognostiziert. In unserem Modell ist Birke in der Gruppe der übrigen Laubholzarten enthalten, die die niedrigste Schadwahrscheinlichkeit zeigt. SCHÜTZ et al. (2006) und HANEWINKEL et al. (2004) präsentieren ebenfalls Ergebnisse, die mit unseren Prognosen übereinstimmen. So zeigen fichtendominierte Bestände in ihren Untersu-

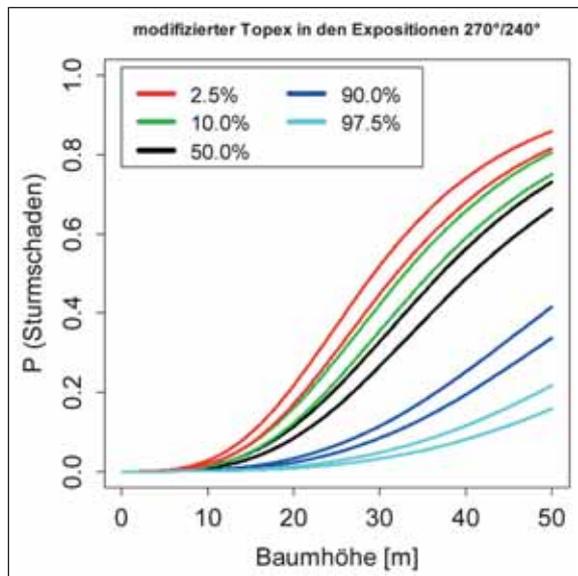


Abb. 5: Effekte der Exponiertheit und dendrometrischer Variablen auf die Schadwahrscheinlichkeit, die durch ihr 95 % Prognoseintervall beschrieben wird. Dargestellt ist die Modellprognose für variierende Werte des modifizierten Topex-to-Distance-Index auf den Himmelsrichtungen 240 / 270° (entspricht dem Top\_to\_Dist\_1 in Formel. 2). Die Prognosen erfolgen, in dem die 2.5 %, 10 %, 50 %, 90 % und 97.5 % Quantile der Datengrundlage für den Index berechnet und als Prädiktoren verwendet werden. Der BHD wird mit den sich ändernden Höhenwerten so variiert, dass ein konstanter h/d-Wert von 80 [cm/cm] resultiert. Die übrigen Prädiktoren werden konstant gehalten (Baumartengruppe Fichte, Median der übrigen nicht variierten Topex-to-Distance Indizes, Gauß-Krüger-Koordinaten Rechtswert 3440000/Hochwert 5400000). Eine weitere zentrale Fragestellung ist die Überprüfung der unterschiedlichen Gefährdung der Baumarten. Die möglichst genaue Quantifizierung von Baumartenunter-

suchungen eine höhere Schadwahrscheinlichkeit als Bestände, die von Buche oder anderen Laubholzarten dominiert werden.

Die sehr umfangreiche Datenbasis ermöglichte in unserem Fall vertiefende Analysen, die die Wechselwirkung zwischen Baumart und -dimension betreffen. Diese Wechselwirkungen haben je nach den sonstigen Rahmenbedingungen teilweise Rangfolgenwechsel der Baumarten mit sich ändernder Baumhöhe zur Folge (Abb. 6). Zur Verdeutlichung wird in dem hier dargestellten Szenario erneut ein konstanter h/d-Wert mit sich ändernder Baumhöhe unterstellt. Die Wechsel in der Rangfolge sind letztlich Ausdruck „dynamischer“ Verläufe der Schadwahrscheinlichkeit der Fichten- und der Buchen-/Eichen-Gruppe. Als ein Ergebnis der Wechselwirkungen zeigt die Tannen-/Douglasien-Gruppe unter den Bedingungen des dargestellten Szenarios im Bereich niedrigerer Baumhöhen sogar höhere Schadwahrscheinlichkeiten als die Fichten-Gruppe; das gleiche gilt für die Kiefern-/Lärchen-Gruppe (Abb. 6). Allerdings dreht sich die Rangfolge, bezogen auf die Fichtengruppe, bei 18,2 m für die Tannen-/Douglasien-Gruppe und bei 12,8 m für Kiefern-/Lär-

schieden bezüglich der Sturmschadensgefährdung ist von entscheidender Bedeutung für die forstliche Praxis (Abb. 6). Was die qualitativen Unterschiede der Baumartengruppen betrifft, liefert das Modell weitgehend eine Bestätigung forstlichen Expertenwissens und der Erkenntnisse aus Fallstudien in Südwestdeutschland und der Schweiz, wobei dieses Wissen schwerpunktmäßig die Baumarten Fichte und Tanne betrifft (GERWIG 1868; BAZZIGHER und SCHMID 1969; KOHNLE et al. 2003). Die Fichte weist in Vergleichen mit Tanne und Buche die höchste Schadwahrscheinlichkeit auf. Ein großer Vorteil der modellhaften Erfassung des Baumarteneffektes besteht jedoch darin, dass sich für unterschiedlichste Kombinationen von Einflussfaktoren ermitteln lässt, wie die groß die quantitativen Unterschiede zwischen den Baumarten sind. Diese Informationen können für ökonomische Bewertungen unterschiedlicher Produktionsmodelle (Betriebszieltypen) verwendet werden und langfristige waldbauliche Planungen im Bereich der Baumartenwahl unterstützen. Die Baumartengruppe wird sowohl über ihren Haupteffekt als auch in Wechselwirkung mit den dendrometrischen Variablen im Modell integriert (Formel 2), so dass unterschiedliche Rangfolgen der Baumarten bei sich ändernden Dimensionen und h/d-Werten abgebildet werden können. Die Szenarien zeigen, dass die Baumartengruppe Fichte insgesamt betrachtet die höchste Schadwahrscheinlichkeit aufweist, gefolgt von den Baumartengruppen Tanne/Douglasie und Kiefer/Lärche. Die Laubholzarten weisen deutlich geringere Schadwahrscheinlichkeiten auf, wobei für die Baumartengruppe Buche/Eichen eine höhere Wahrscheinlichkeit als für die Gruppe der übrigen Laubholzarten prognostiziert wird. Aufgrund der sehr heterogenen Baumartenzusammensetzung, unterschiedlicher Datenbereiche der dendrometrischen Variablen aber auch der unterschiedlichen regionalen Verteilung sollten die Ergebnisse für diese Baumartengruppe jedoch mit Vorsicht interpretiert und für Entscheidungen genutzt werden.

chen-Gruppe um. Auf Grund der Modellformulierung wird der Punkt des Rangfolgenwechsels für eine bestimmte Baumhöhen-BHD-Kombination nicht von den übrigen Prädiktoren beeinflusst (vgl. Abb. 6 links und rechts). Der Punkt des Rangfolgenwechsels ändert sich dagegen, wenn andere Baumhöhen-BHD-Kombinationen unterstellt werden.

### Zusammenfassung

Auf der Grundlage der in der Bundeswaldinventur in Baden-Württemberg erfassten Sturmschäden des Wintersturms „Lothar“ wurde an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg ein statistisches Modell zur Prognose des Sturmschadensrisikos auf Einzelbaumebene entwickelt. Die verwendete Datenbasis zeichnet sich neben ihrer hohen Repräsentativität durch die Verknüpfung der Schadendaten mit einem einzelnen Schadereignis (Wintersturm „Lothar“) aus. Auch wenn die meteorologischen Eigenschaften dieses Schadereignisses nicht detailliert erfasst wurden und somit nicht als Prädiktoren verwendet werden können, lässt sich der Sturmeffekt vom Effekt anderer

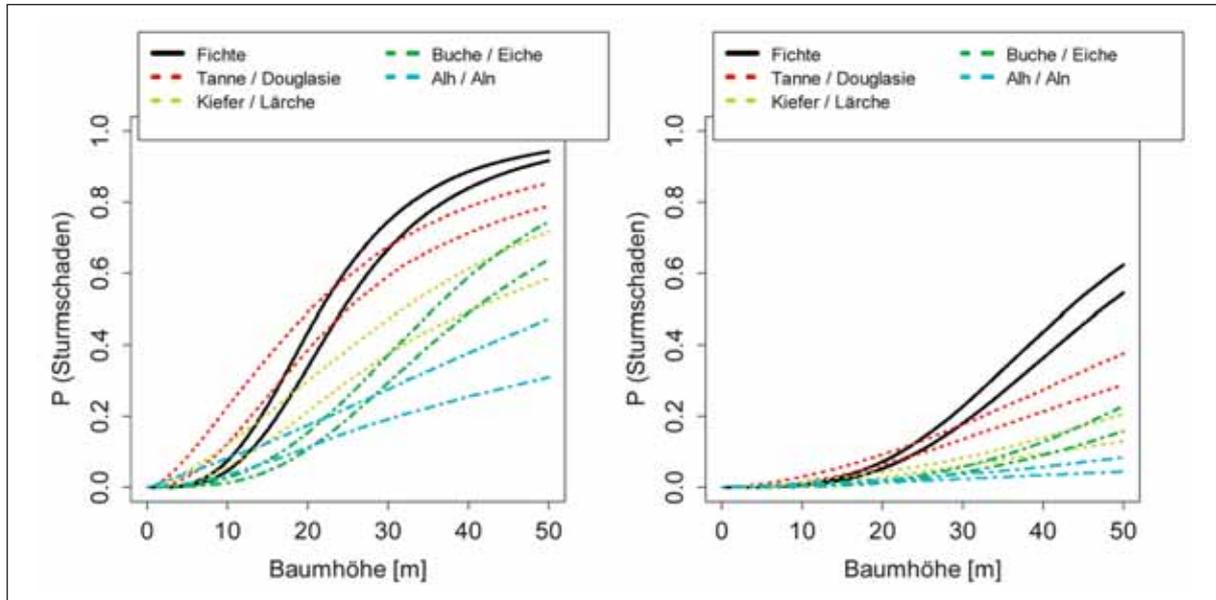


Abb. 6: Effekte der Baumartengruppe und dendrometrischer Variablen of die Sturmschadenswahrscheinlichkeit, die durch ihr 95 % Prognoseintervall beschrieben wird. Der BHD wird mit sich ändernder Baumhöhe so variiert, dass ein konstanter h/d-Wert von 80 [cm/cm] resultiert. Die linke Abbildung zeigt Prognosen für die geographische Lage mit den Gauß-Krüger-Koordinaten Rechtswert 3440000/Hochwert 5400000 (Lage Nr. 1 in Abb. 3) und die rechte Abbildung für die geographische Lage mit den Gauß-Krüger-Koordinaten Rechtswert 3460000/Hochwert 5380000 (Lage Nr. 2 in Abb. 3). Die übrigen Prädiktoren wurden konstant gehalten (Median der Exponiertheit (modifizierter Topex-to-Distance-Index)).

Einflussgrößen mit Hilfe eines Verallgemeinerten Additiven Regressionsmodells (GAM) statistisch trennen. Die Zuordnung zu einem einzelnen Schadereignis in Kombination mit der geographischen Einmessung der Einzelbäume ermöglicht es zudem, nicht nur die Geländeexponiertheit bei der Modellbildung zu berücksichtigen, sondern auch eine Wechselwirkung zwischen der Exponiertheit und der Exposition zu erfassen. Als entscheidend kann in diesem Zusammenhang angesehen werden, dass während eines einzelnen Wintersturmes bezüglich einer „mittleren“ Hauptwindrichtung sehr viel homogenere Verhältnisse herrschen als beispielsweise innerhalb einer 10-jährigen Inventurperiode. Die statistische Quantifizierung des Sturmeffektes durch die Modellierung eines räumlichen Trends sowie die Berücksichtigung einer Wechselwirkung zwischen Exposition und Exponiertheit bieten weitreichende Möglichkeiten zur Regionalisierung sowie Übertragung auf abweichende meteorologische Randbedingungen. Die Regionalisierung wird möglich, da das Modell sensitiv gegenüber der Geländeexponiertheit ist. Eine Übertragung auf abweichende großräumige Windrichtungen wird dadurch gewährleistet, dass eine Wechselwirkung zwischen Exponiertheit und Exposition im Modell integriert ist. Beispielsweise weisen westlich exponierte Berghänge ein deutlich höheres Risiko auf als nördlich exponierte. Das aus der Exposition resultierende Schadniveaumuster kann dahin interpretiert werden, dass der Wintersturm „Lothar“ die Hauptwindrichtung „West zu Süd“ aufwies. Der Effekt der Exposition kann daher aufgrund der Abweichung von dieser Hauptwindrichtung interpretiert werden. Die Wirkung einer abweichenden Hauptwindrichtung könnte in Szenarien simuliert werden, indem die Gewichtung der Expositionen (Regressionskoeffizienten) in Relation zu

dieser abweichenden Hauptwindrichtung erfolgt. Der Einfluss unterschiedlicher Windgeschwindigkeiten wird im Modell stellvertretend über die Modellierung eines räumlichen Trends berücksichtigt. Der Einfluss einer bestimmten geographischen Lage wird dabei als Einfluss der (unbekannten) Windgeschwindigkeit, Strömungsturbulenz etc. während des Wintersturms an genau diesem Ort interpretiert. Unter dieser Annahme können die meteorologischen Bedingungen, die an einem bestimmten Ort in Baden Württemberg während des Wintersturms geherrscht haben, auf andere Gebiete übertragen werden, indem stellvertretend die Koordinaten dieses Ortes als Prädiktoren verwendet werden. Das entwickelte Modell quantifiziert zusätzlich den Einfluss der Baumart, der Baumhöhe und des BHD (h/d-Wertes) auf das Sturmrisiko auf Grundlage einer umfangreichen Datenbasis, wobei unscharfes waldbauliches Expertenwissen bestätigt wird. Der besondere Vorteil des Modells besteht jedoch darin, dass diese Unterschiede bzw. Einflüsse quantifiziert werden. Das Modell bildet damit die Grundlage für die Entwicklung forstlicher Entscheidungsstützungssysteme wie Risikopotenzialkarten. Darüber hinaus ist es die Voraussetzung für die Berücksichtigung des Risikos durch Winterstürme in Szenariosimulationen etwa zur mittelfristigen Prognose des Holzaufkommens.

#### Literatur

AGSTER, W.; RUCK, B. (2003): The Influence of Aerodynamic Properties of Forest Edges and Stands on the Pressure Pattern within a Forest. In: Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003

- (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 25-32.
- AGSTER, W.; RUCK, B. (2002): Modellierung der Umströmung von Waldkanten in Windkanaluntersuchungen, Proceedings der 10. Fachtagung Lasermethoden in der Strömungsmeßtechnik, Universität Rostock, 10.-12. September 2002.
- BAUR, P.; BERNATH, K.; HOLTHAUSEN, N.; ROSCHEWITZ, A. (2003): Ökonomische Auswirkungen des Sturms Lothar im Schweizer Wald, Teil I. Einkommens- und Vermögenswirkungen für die Waldwirtschaft und gesamtwirtschaftliche Beurteilung des Sturms. Umwelt-Materialien Nr. 157. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 190 S.
- BAZZIGHER, G.; SCHMID, P. (1969): Sturmschaden und Fäule. Schweiz. Z. Forstwes., 120: 521-536.
- BENEŠ, L.; BODNÁR, T.; JANOUR, Z.; KOZEL, K.; SLÁDEK, I. (2003): On the Complex Atmospheric Flow Modelling Including Pollution Dispersion. In: Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003 (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 183-188.
- BLENNOW, K.; OLOFSSON, E.; SALLNÄS, O. (2003): Evaluating WINDA – A Tool for Assessing the Probability of Wind Damage to Forest Stands. In: Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003 (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 137-144.
- CUCCHI, V.; MEREDIEU, C.; STOKES, A.; COLIGNY, F.; DE SUAREZ, J.; GARDINER, B. A. (2005): Modelling the windthrow risk for simulated forest stands of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). For. Ecol. Manage, 213 (1): 184-196. doi:10.1016/j.foreco.2005.03.019.
- GAFFREY, D.; RAABE, K.-H.; GEBBEKEN, N. (2001): Untersuchungen zur Elastomechanik bei Douglasie, I. Modellierung mit der Finite-Elemente-Methode. Allg. Forst- u. Jagdzeitung, 172 (5-6): 101-116.
- GALINSKI, W. (1989): A Windthrow-risk Estimation for Coniferous Trees. Forestry, 62 (2): 139-146.
- GARDINER, B. A.; STACEY, G. R. (1995): Designing forest edges to improve wind stability. Forestry Commission Technical Paper 16, Forestry Commission, Edinburgh.
- GARDINER, B. A.; STACEY, G. R.; BELCHER, R. E.; WOOD, C. J. (1997): Field and wind tunnel assessments of the implications of respacing and thinning for tree stability. Forestry, 70 (3): 233-252.
- GARDINER, B. A.; SUAREZ, J.; QUINE, C. P. (2003): Development of a GIS Based Wind Risk System for British Forestry. In: Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003 (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 145-150.
- GERWIG, F. (1868): Die Weißtanne (*Abies pectinata* DC.) im Schwarzwald. Verlag Julius Springer, Berlin: 141.
- HANEWINKEL, M.; ZHOU W.; SCHILL, C. (2004): A neural Network Approach to identify Forest Stands susceptible to Wind Damage. Forest Ecology and Management, 196: 227-243.
- JÄGER, E. (2003): ATKIS als Gemeinschaftsaufgabe der Länder und des Bundes. Kartographische Nachrichten, 3: 113-119.
- JALKANEN, A.; MATTILA, U. (2000): Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest Inventory data. For. Ecol. Manage, 135 (1): 315-330. doi:10.1016/S0378-1127(00)00289-9.
- KELLOMÄKI, S.; PELTOLA, H. (1998): Silvicultural Strategies for predicting Damage to Forests from Wind, Fire and Snow. University of Joensuu, Research notes, 73: 151 S.
- KOHNLE, U.; GAUCKLER, S.; RISSE, F.-J.; STAHL, S. (2003): Orkan „Lothar“ im Spiegel von Betriebsinventur und Einschlagsbuchführung: Auswirkungen auf einen Forstbezirk im Randbereich des Sturms. AFZ-DerWald, 58 (23): 1203-1207.
- MATTHECK, C.; BETHGE, K.; KAPPEL, R.; MÜLLER, P.; TE-SARI, I. (2003): Failure Modes for Trees and related Criteria. In: Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003 (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 219-230.
- MÜLLER, F. (2002): Modellierung von Sturm-, Schnee- und Rotfäuleisiko in Fichtenbeständen auf Einzelbaumebene. Dissertation, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt: 175 S.
- PELTOLA, H.; KELLOMÄKI, S. (1993): A mechanistic model for calculating windthrow and stem breakage of Scots pine at stand edge. Silva Fennica, 27 (2): 99-111.
- PELTOLA, H.; KELLOMÄKI, S.; VÄISÄNEN, H.; IKONEN, V.-P. (1999): A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce, and birch. Canadian J. For. Res., 29: 647-661.
- RICHTER, J. (2003): Wurf- und Bruchschäden in Fichtenbeständen. Forstarchiv, 74 (5): 166-170.

RUEL, J.-C.; PIN, D.; SPACEK, L.; COOPER, K.; BENOIT, R. (1997): The estimation of wind exposure for windthrow hazard rating: comparison between Strong-blow, MC2, Topex and a wind tunnel study. *Forestry*, 70 (3): 253-266.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2005): R: A language and environment for statistical computing. R: Foundation for Statistical Computing, Vienna. Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

SCOTT, R. E.; MITCHELL, S. J. (2005): Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood and stand attributes. *Forest Ecology and Management*, 218:193-209.

SCHMID-HAAS, P.; BACHOFEN, H. (1991): Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 142 (6): 477-504.

SCHMOECKEL, J.; KOTTMEIER, C.; ALDINGER, E.; SEEMANN, D. (2003): Windstorm „Lothar“: Orographic Influences on Storm Damage in the Black Forest. In: *Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003* (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 15-21.

SCHÜTZ, J.-PH.; GÖTZ, M.; SCHMID, W.; MANDALLAZ, D. (2006): Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *Eur. J. Forest Res.*, 125 (3): 291-302. 10.1007/s10342-006-0111-0.

TAKLE, E. S.; FALK, M. J.; ZHOE, X.; BRANDLE, J. R. (2003): Calibration and Applications of a Shelterbelt Turbulent Flow Model. In: *Wind Effects on Trees. Proceedings of the international Conference, Karlsruhe, 16.-18. September 2003* (Editors: RUCK, B.; KOTTMEIER, C.; MATTHECK, C.; QUINE, C.; WILHELM, G.): 57-64.

VALINGER, E.; LUNDQUIST, L.; BONDESSON, L. (1993): Assessing the risk of snow and wind damage from tree physical characteristics. *Forestry*, 66 (3): 249-259.

WOOD, S. N. (2006): *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. CHAPMAN & HALL / CRC: 391 Seiten.

WOOD, S. N. (2000): Modelling and Smoothing Parameter Estimation with Multiple Quadratic Penalties. *J. R.Statist.Soc. B* 62(2): 413-428.

# Risikomanagement am Beispiel von Sturmschäden und Arealverschiebungen

MARC HANEWINKEL

## Einleitung

Ziel dieses Beitrages ist es, zwei wesentliche Aspekte des sich unter dem zu erwartenden Klima geänderten Risikos für die Forstwirtschaft näher zu beleuchten: eine Erhöhung des Sturmschadensrisikos sowie eine Arealverschiebung der Haupt-Wirtschaftsbaumart Fichte in Richtung Laubbäume. Hierfür wird zunächst ein für Südwestdeutschland auf der Basis von Großrauminventurdaten entwickeltes statistisches Sturmschadensmodell und dessen Anwendung vorgestellt. Im zweiten Teil des Beitrags wird, nach einer kurzen Diskussion verschiedener Ansätze des „Biome-shift-modelling“, das Problem der Arealverschiebung von Fichte in Richtung Buche ebenfalls auf der Basis von Bundeswaldinventurdaten für Baden-Württemberg modelliert und mit einem klassischen ökonomischen Ansatz bewertet. Der Beitrag endet mit der Vorstellung eines allgemeinen Modellrahmens für die Risikoerfassung sowie Hinweise für ein zukünftiges Risikomanagement.

## Erhöhte Sturmschadensgefährdung – ein Sturmschadensmodell

Auf der Basis von Einzelbaumdaten, die Schäden durch den Sturm „Lothar“ (Winter 1999) in Baden-Württemberg abbilden, wurde ein statistisches Modell entwickelt, das die Wahrscheinlichkeit von Einzelbäumen, durch einen starken Wintersturm geschädigt zu werden, abschätzt (SCHMIDT et al. 2009). Die Daten wurden auf der Basis der zweiten Bundeswaldinventur (BWI II) erhoben und beinhalten 6613 durch den Sturm geschädigte Bäume sowie 56813 „Überlebende“ von „Lothar“. Im Prinzip versucht das entwickelte Modell die Auswirkung baumspezifischer Variablen (Baumart, Höhe, BHD), von der Auswirkung der topographischen Situation (Abstand zum vor gelagerten Waldrand, Geländeexposition und -ausrichtung), der Standortbedingungen (Bodenwasserhaushalts) und Auswirkungen, die dem Windfeld zuzurechnen sind auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit, zu trennen. Im Modell wurde die Geländesituation durch einen modifizierten Topex-Wert (nach SCOTT und MITCHELL 2005) charakterisiert, der den Zusammenhang zwischen Geländeexposition und -ausrichtung integriert, die Modellprognose deutlich verbessert und das Modell sensitiv für die Windrichtung macht. Das zentrale Problem fehlender Information über das Windfeld wurde durch die Anwendung eines Generalisierten Additiven Mo-

dells (GAM) gelöst, das es ermöglicht, simultan eine räumliche Trendfunktion sowie baum- und gelände-spezifische Effekte anzupassen (siehe dazu Beitrag von SCHMIDT et al. in der vorliegenden Schrift).

## Sturmschadensanalyse

Aus der Sturmschadensmodellierung für ein zukünftiges Risikomanagement ergibt sich die Notwendigkeit einer detaillierten Risikoanalyse, insbesondere auch nach Groß-Sturmereignissen, die in Zukunft, auch wenn eine generelle Zunahme von Windgeschwindigkeiten derzeit wissenschaftlich nicht nachweisbar ist (ALBRECHT et al. 2009), weiterhin auftreten werden. Diese Analyse muss auf einer möglichst breiten Datenbasis mit Hilfe regionalisierter Modelle erfolgen, die die Topographie des Geländes und zumindest als Ersatz für Informationen über das Windfeld die geographische Lage beinhalten müssen. Lokale Fallstudien sind hierfür nur begrenzt tauglich. Aus den ersten Prognoseläufen mit dem hier vorgestellten Modell (SCHMIDT et al. 2009) ergibt sich die zentrale Rolle der Oberhöhe als die Schadenswahrscheinlichkeit bestimmender Faktor. Für die Bewirtschaftung bedeutet dies, dass angestrebte Ziel-durchmesser insbesondere bei den Nadelbaumarten bei möglichst niedrigen Höhen erreicht werden sollten, was zu niedrigeren h/d-Werten führt, ebenfalls ein stabilisierender Faktor. Zentrale Bedeutung im Risikomanagement in Bezug auf Sturmschäden kommt der Baumartenwahl zu. In manchen, besonders gefährdeten Regionen, verbietet sich hierdurch der Fichtenanbau. Zu einem umfassenden Risikomanagement gehört ebenso die Berücksichtigung von Sturmfolgen wie Insektenschäden, die regelmäßig nach Sturmereignissen gehäuft auftreten (HANEWINKEL et al. 2008). Die Maßnahmen zu Bewältigung von großen Sturmschäden sollten auf der Basis von Erfahrungen bei Großereignissen wie „Lothar“ durchgeführt werden. Hierzu gibt es umfangreiche Informationen, die in einem Handbuch zusammengefasst und über die Internetplattform [www.waldwissen.net](http://www.waldwissen.net) verfügbar sind.

## Modellierung von Arealverschiebungen

### Methodische Ansätze und deren Bewertung

GUISAN und ZIMMERMANN (2000) geben einen Überblick über Methoden und Hintergrund der sog. prädik-

tiven Habitatmodellierung, die die methodische Basis der Modellierung von Arealverschiebungen der Hauptbaumarten vor dem Hintergrund des Klimawandels in diesem Beitrag bildet. KÖLLING (2007) hat einfache Klimahüllen für 27 Baumarten in Deutschland veröffentlicht und eine Diskussion über die Eignung dieser Methode angestoßen (BOLTE et al. 2008). Obwohl einfache, geometrische Klimahüllen eine Reihe von Vorteilen haben (u. a. sind sie für Praktiker relativ leicht verständlich), sollten sie nur angewendet werden, wenn die Nutzer des Modelloutputs ein grundlegendes Verständnis von den Grenzen und Vereinfachungen dieser Modelle (BOLTE et al. 2008) haben. Als ein erster Ansatz mögen solche einfachen bioklimatischen Modelle sinnvoll sein, die Verwendung von stark vereinfachenden Tabellen in Form einer Klimartenmatrix (KLAM – ROLOFF und GRUNDMANN 2008) erscheint jedoch der komplexen Fragestellung nicht angemessen. Eine wesentliche Herausforderung bei der Entwicklung neuer Modelle der Arealverschiebung wird in der Integration und expliziten Darstellung von Unsicherheit bestehen. Arealverschiebungen von Baumarten werden in der Regel auf der Basis von Präsenz-Absenzdaten mit Hilfe von nationalen Waldinventuren und mit Klimaparametern wie (Mittel-)Temperatur, Jahresniederschlag, Strahlung und – sofern vorhanden – Bodenparametern modelliert (ZIMMERMANN et al. 2006; THUILLER et al. 2008). Die Klimaparameter stammen in der Regel von downskalierten regionalen Klimamodellen (RCM), basierend auf Ergebnissen von globalen Zirkulationsmodellen (GCM), die für verschiedene Klimaszenarien in die Zukunft fortgeschrieben werden (BÖHNER 2005). Einen ähnlichen Modellansatz für die Darstellung der Arealverschiebung von Hauptbaumarten in der Schweiz diskutieren (ZIMMERMANN und BUGMANN 2008).

Statistische Ansätze, wie generalisierte lineare Modelle (GLMs), wie sie im vorliegenden Beitrag verwendet werden (vgl. hierzu auch HANEWINKEL et al. 2009), können eine Vielzahl von Variablen verarbeiten und liefern eindeutige Lösungen, während einfache geometrische Klimahüllen mit mehreren erklärenden Variablen schwierig zu entwickeln sind. Darüber hinaus bieten statistische Modelle die Möglichkeit, quantitative Kriterien (AIC oder BIC oder Devianz) zu verwenden, die es ermöglichen, die Qualität der Parameterselektion sowie die Modellgüte zu beurteilen.

#### Modellierung der Arealverschiebung von Buche zu Fichte in Südwestdeutschland

Um die Arealverschiebung von Baumarten in Folge des Klimawandels abzuschätzen, muss die zukünftige Baumartenverteilung unter verschiedenen SRES-Klimaszenarien vorhergesagt werden. In dem folgenden Beitrag wird auf der Basis einer logistischen Regression (ein generalisiertes lineares Modell mit binärer Antwortvariablen) die zukünftige Verteilung der Fichte für zwei Klimaszenarien (B1 und A2) modelliert (Formel 1) und anschließend ökonomisch bewertet (HANEWINKEL et al. 2009):

$$\log(\text{Prob}(y_i = 1) / (1 - \text{Prob}(y_i = 1))) = \sum_{m=1}^p \beta_m x_{im}, \quad (\text{Formel 1})$$

$$\text{cov}(E[Y_i] - Y_i, E[Y_j] - Y_j) = 0 \quad \forall i \neq j,$$

wobei  $y_i$  die  $i$ -te Beobachtung und  $\beta_j$  den Parameter für die  $i$ -te Beobachtung der  $j$ -ten erklärenden Variablen,  $x_{ij}$  bezeichnet.

Die abhängige (Response-) Variable bestand aus Beobachtungen der Präsenz/Absenz der Baumart Fichte, abgeleitet für jede der 13.031 Stichproben der zweiten Bundeswaldinventur (BWI) auf einer Gesamtfläche von 1.323.119 ha in Baden-Württemberg. Die individuellen Beobachtungen der Baumart sind (bedingt) binomial verteilt:  $y_i | x_i \sim \text{Binomial}(1, \pi_i)$ , was, da es sich um binäre Daten handelt, ( $n=1$ ), eine Bernoulli Verteilung darstellt. Die Menge der potenziell erklärenden Variablen umfasste Hangneigung (slp25), Himmelsrichtung (asp25) und Höhe ü. NN (hoe25), abgeleitet aus einem 25x25-Meter digitalen Höhenmodell als topographische Variablen (Bodenparameter wurden nicht in das Modell integriert) sowie elf langfristig (1971 – 2000) ermittelte bioklimatische Variablen. Diese Variablen wurden mittels Downscaling eines Globalen Zirkulationsmodells mit Hilfe des regionalen „Weather Research and Forecasting Model“ (WFM) und anschließender geostatistischer Interpolation mit Hilfe lokaler Klimamessdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) als Kovariablen abgeleitet (BÖHNER 2005: 55). Die verwendeten Klimavariablen waren: Mitteltemperatur des kältesten (tmcm) und wärmsten (tmwm) Monats, jährlicher Trockenheitsindex (adi), Jahressummen sowie Summen über die Vegetationszeit (Mai bis Oktober) von Temperatur (tsa und tsg), Niederschlag (psa und psg), potenzielle Strahlung (prsa and prsg) und Wasserhaushalt (wfa und wfg).

In dem Beitrag wird zwischen fünf Arten von Arealverschiebungen unterschieden:

1. Präsenz: Die Art ist sowohl in den derzeitigen BWI-Daten als auch in der Modellvorhersage für eine mögliche zukünftige Baumartenverbreitung für das entsprechende Szenario vorhanden.
2. Absenz: Die Art ist weder in den derzeitigen BWI-Daten noch in der Modellvorhersage für eine mögliche zukünftige Baumartenverbreitung für das entsprechende Szenario vorhanden.
3. Expansion: Die Art ist in den derzeitigen BWI nicht vorhanden, jedoch in der Modellvorhersage für eine mögliche zukünftige Baumartenverbreitung für das entsprechende Szenario.
4. Reduktion: Die Art ist in den derzeitigen BWI vorhanden, nicht jedoch in der Modellvorhersage für eine mögliche zukünftige Baumartenverbreitung für das entsprechende Szenario.
5. Extrapolation: Es wurde keine Modellvorhersage gerechnet für Orte, an denen mindestens eine der zukünftig vorhergesagten Klimavariablen im jeweiligen Szenario außerhalb ihres derzeitigen Wertebereiches lag.

Die Summe der Kategorien 1 und 3 wurde als – unter bioklimatischen Aspekten – potenziell zukünftig geeignetes Verbreitungsgebiet der Baumart für die verschiedenen Klimaszenarien interpretiert. Die im Jahr 2000 als geeignet eingestufte Fichtenfläche wurde mit der für die beiden Szenarien B1 und A2 ermittelten, als geeignet eingestuft Fläche verglichen und die Differenz ökonomisch bewertet. Es wurde dabei angenommen, dass auf der zukünftig nicht mehr für die Fichte geeigneten Fläche immer noch Holzproduktion mit der Baumart Buche möglich ist. Abb. 1 zeigt die Entwicklung der potenziell möglichen Fichtenfläche über der Zeit für die zwei Klimaszenarien B1 und A2.

Tab. 1 zeigt die Ergebnisse der Modellklassifikation für die oben genannten Kategorien für die beiden Klimaszenarien.

Das Modell sagt die Absenz der Fichte für einen Anteil von zwischen 9 und 22 % der gesamten Waldfläche Baden-Württembergs sowie eine Reduktion zwischen 20 und 38 % voraus. Bis zum Jahr 2030 sind keine großen Unterschiede zwischen den Szenarien B1 und

A2 zu erkennen, was sich mit den Projektionen des IPCC deckt, die keine nennenswerten Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien für die nächsten beiden Dekaden voraussagen. Dennoch ist es bemerkenswert, dass die Fichte bereits in den nächsten zwanzig Jahren mehr als 20 % ihres potenziellen Verbreitungsgebietes in Südwestdeutschland ausschließlich aufgrund steigender Temperaturen verlieren wird.

Der Extrapolationsbereich des Modells wird in großem Umfang für das Szenario A2 im Jahr 2100 erreicht, in dem auf rund 50 % der Waldfläche klimatische Bedingungen vorhergesagt werden, die nicht durch heutige bioklimatische Verhältnisse in Südwestdeutschland abgedeckt sind. Diese Fläche wurde für die ökonomische Analyse nicht als potenzielles Verbreitungsgebiet der Fichte angesehen. Expansion wird nach den Voraussagen dieses Modells keine größere Rolle spielen. Nur im Jahr 2030 wäre eine Ausweitung der Fichtenfläche auf Wälder, die heute von anderen Baumarten dominiert sind, in merklichem Umfang (ca. 10 % der Fläche) theoretisch möglich. Addiert man die poten-

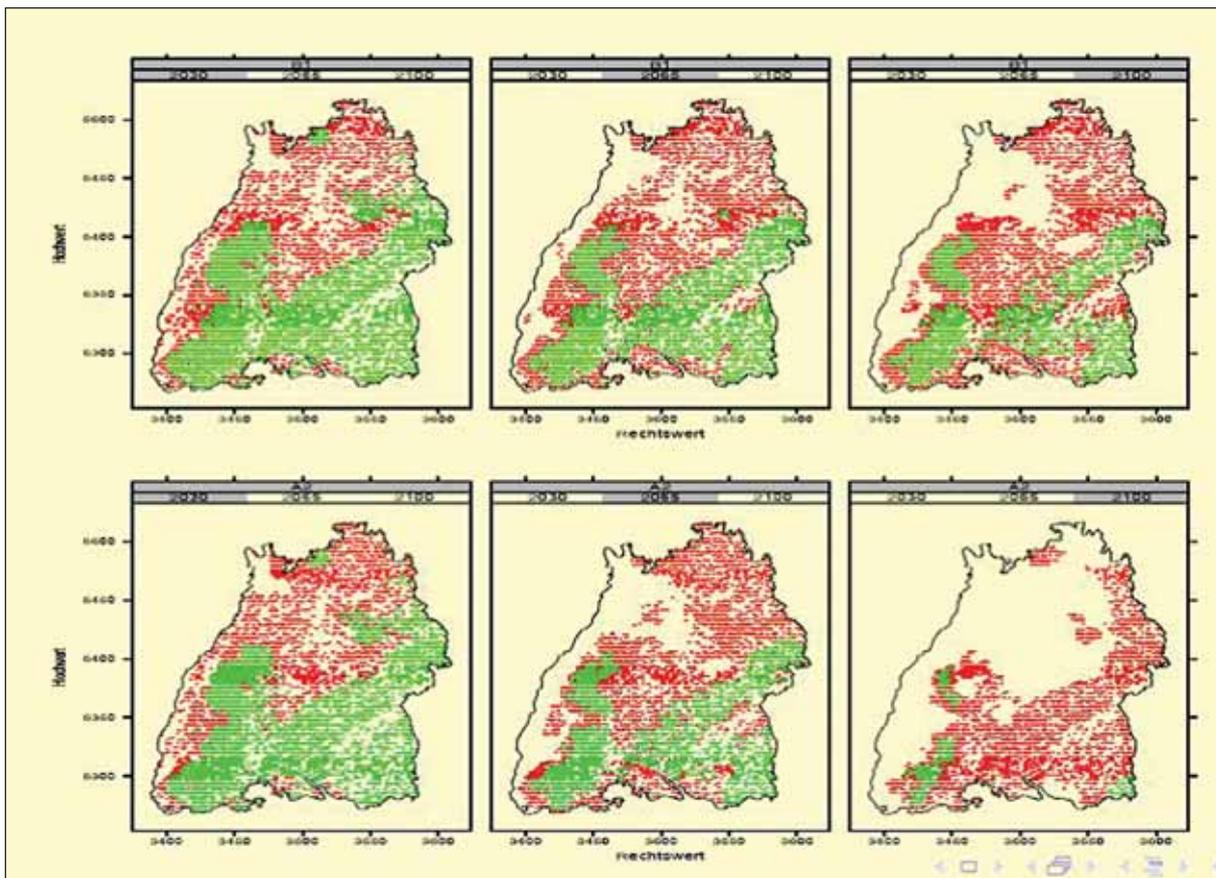


Abb. 1: Ergebnisse der Modellierung der Arealverschiebung der Fichte für Südwestdeutschland. Jedes Pixel stellt einen Stichprobenpunkt der Bundeswaldinventur dar.

grün = Fläche (unter bioklimatischen Aspekten) für Fichte möglich

rot = Fläche für Fichte nicht möglich

weiß = keine Stichprobe oder Extrapolationsbereich des Modells

obere Reihe: Szenario B1 – Jahr 2030 (links), 2065 (Mitte), 2100 (rechts)

untere Reihe: Szenario A2 – Jahre wie B1, speziell für das Szenario A2 erkennt man, dass die Fichte auf die höchsten Erhebungen in Baden-Württemberg im Südwesten (Schwarzwald) und im Osten (Schwäbische Alb) zurückgedrängt wird. Beim Szenario A2 wird die Fichte im Jahr 2100 nur noch in Höhenlagen deutlich über 1000 m ü. NN vorkommen.

Tabelle 1: Klassen für die Verteilung der Fichte für zwei Klimaszenarien in % (Erklärung siehe Text ) Exp. + Präs. = potenzielle Verteilung der Fichte (in % der Gesamtwaldfläche)

Szenario	Absenz	Expansion	Präsenz	Exp.+Präs.	Reduktion	Extrapolation
B1 – 2030	0,22799	0,09209	0,46044	<b>0,55253</b>	0,20758	0,01190
B1 – 2065	0,21526	0,05886	0,34970	<b>0,40856</b>	0,30727	0,06891
B1 – 2100	0,19131	0,03545	0,25294	<b>0,28839</b>	0,36981	0,15049
A2 – 2030	0,22677	0,09378	0,46574	<b>0,55952</b>	0,20229	0,01142
A2 – 2065	0,19699	0,04382	0,28586	<b>0,32968</b>	0,34694	0,12639
A2 – 2100	0,09186	0,00177	0,04835	<b>0,05012</b>	0,38754	0,47048

ziellen Flächen für Expansion und Präsenz zur Fläche, die hier als potenzielles Verbreitungsgebiet der Fichte interpretiert wird, dazu, so erkennt man eine drastische Abnahme dieser Fläche für beide Szenarien. Die Anteilfläche, die nach dem Modell in Zukunft noch in Südwestdeutschland für die Fichte geeignet ist, sinkt von 55 % im Jahr 2030 (Szenario A2 und B1), über 40 % (B1) bzw. 32 % (A2) im Jahr 2065 auf 28 % im Jahr 2100 für das Szenario B1. Für das Szenario A2 sind im Jahr 2100 in Baden-Württemberg lediglich noch 5 % der gesamten Waldfläche für den Anbau der Fichte geeignet.

Ökonomische Bewertung der Arealverschiebung von Fichte nach Buche (FAUSTMANN-Ansatz)

Im vorliegenden Beitrag wird ein klassischer forstökonomischer Ansatz, der Bodenertragswert (BEW) nach FAUSTMANN (1849) als eine Näherung für die Zahlungsbereitschaft für Waldflächen, die entweder mit Fichte oder mit Buche bewirtschaftet werden, verwendet. Nach KLEMPERER (1996) wird der Bodenertragswert ausgedrückt als eine Serie von diskontierten Zahlungsströmen, die aus der Waldbewirtschaftung resultieren. Die Formulierung des Bodenertragswertes, die hier verwendet wird, entspricht weitgehend derjenigen von DIETER (2001) mit:

$$BEW = \frac{A_t + \sum_{a=1}^{t-1} Df_a \cdot (1+i)^{t-a} - c \cdot (1+i)^t}{(1+i)^t - 1}$$

Wobei BEW = Bodenertragswert, At = erntekostenfreier Abtriebswert am Ende der Umtriebszeit t, Dfa = erntekostenfreier Erlös der Durchforstung (Jungbestandspflege) zum Zeitpunkt a, (1+i) = Diskontierungsfaktor mit dem Zinsfuß i und c, Kulturkosten (Kosten der Naturverjüngung). Der hier verwendete klassische FAUSTMANN-Ansatz berücksichtigt nicht den aktuellen Wert des Waldes und ist damit konsistent mit dem Modell der Arealverschiebung, das ebenfalls nicht den tatsächlichen derzeitigen Zustand des Waldes, sondern potenzielle Arealflächen darstellt.

Die Tab. 2 zeigt die Ergebnisse des Bodenertragswertes für die Baumarten Buche und Fichte. Die zugrunde liegenden Zahlungsströme wurden durch eine Simulation eines jeweils 30-jährigen Modellbestandes mit dem Wachstumsmodell Silva 2.1 (PRETZSCH 2003) über 22 Perioden à 5 Jahre hergeleitet. Für beide Modellbestände wurden identische Standortsvoraussetzungen (ho-Fichte = 35,7 m und für Buche = 31,3 m im Alter 100) und aktuelle waldbauliche Behandlungen für

Tabelle 2: Ergebnisse des Bodenertragswertes für die Baumarten Buche und Fichte

Zeit (Jahre)	Buche				Fichte			
	Kosten (€/ha)	Abtr.wert (€/ha)	Durchf. (€/ha)	BEW (€/ha)	Kosten (€/ha)	Abtr.wert (€/ha)	Durchf. (€/ha)	BEW (€/ha)
0	1.500	0,0	0,0		2.746	0,0	0,0	
10	550	0,0	0,0	-21.196	550	0,0	0,0	-34.414
20	0	0,0	0,0	-7.775	776	-300,0	0,0	-15.735
30	0	-360,0	0,0	-5.679	0	1.531,6	0,0	-7.394
40	0	-71,0	0,0	-4.068	0	5.242,6	-154,6	-2.553
50	0	472,8	50,0	-3.024	0	11.103,9	1.090,9	1.872
60	0	1.446,7	101,8	-2.195	0	15.627,5	1.808,6	3.642
70	0	2.927,0	254,3	-1.471	0	20.760,2	2.361,8	4.891
80	0	5.205,0	434,3	-771	0	23.838,2	3.710,2	5.234
90	0	8.823,9	773,1	10	0	26.752,0	2.895,1	5.107
100	0	14.357,1	151,3	684	0	30.178,6	2.559,2	4.928
110	0	18.768,5	840,4	964	0	33.026,9	4.089,2	4.821
120	0	24.869,4	1.377,5	1.325	0	36.268,1	1.896,2	4.461
130	0	30.028,2	2.871,0	1.535	0	38.765,7	5.162,4	4.345
140	0	33.613,7	2.174,4	1.450	0	41.082,4	3.357,4	4.066

Südwestdeutschland (MLR 1999) unterstellt. Der ökonomischen Bewertung liegen Preise und Kosten (ohne Verwaltungskosten) des Jahres 2004 für Baden-Württemberg (FOFIS 2005) zugrunde. Aus der Tabelle ist weiterhin ersichtlich, dass die Buche das Maximum des Bodenertragswertes mit rund 1.535 Euro je ha im Alter von 130 Jahren erreicht, während der maximale BEW bei der Fichte im Alter von 80 Jahren 5.234 Euro je ha beträgt. Die Kurve des BEW für die Fichte ist zwischen Alter 70 und 110 Jahren relativ flach. Für die Buche wird der BEW ab dem Alter 90 positiv und steigt nach dem Alter 100 Jahre nochmals deutlich an. Die Unterschiede in den Zahlungsströmen und den daraus resultierenden BEWs erklärt sich vor allem durch den deutlich höheren Volumenzuwachs (13,4 m³/ha/Jahr Gesamtwuchsleistung über 100 Jahre für Fichte, verglichen mit 8,15 m³/ha/Jahr für Buche) und den Unterschied im produzierten Stammholz.

Veränderung des Bodenertragswertes unter unterschiedlichen Klimaszenarien

Tab. 3 zeigt die Veränderungen der potenziellen Fichtenfläche (siehe Tab. 1) sowie die resultierenden Veränderungen des Bodenertragswertes durch die beiden Klimaszenarien. Für das Jahr 2000 sagt das Modell voraus, dass rund 70 % der gesamten Waldfläche Baden-Württembergs von rund 1,3 Millionen ha potenziell für den Anbau von Fichte geeignet ist, was einer Gesamtfläche von rund 927.000 ha entspricht. Unter den beiden Klimaszenarien reduziert sich diese Fläche auf zwischen 740.000 ha (B1/A2 – 2030) und 66.000 ha (A2 – 2100). Der daraus resultierende Verlust an Fichtenfläche beläuft sich auf mindestens 190.000 ha (B1/A2 – 2030) und maximal 860.000 ha (A2 – 2100). Unterstellt man den Bodenertragswert der optimalen Umtriebszeit für die Fichte (80 Jahre) von 5.234 Euro je ha, so repräsentiert die potenzielle Fichtenfläche im Jahr 2000 einen gesamten Bodenertragswert von rund 4,8 Milliarden Euro. Nach den Voraussagen des Modells wird dieser Wert auf zwischen 3,8 Milliarden (A2/B1 – 2030) und rund 350 Millionen Euro (A2 – 2100) sinken. Unterstellt man, dass auf der nicht mehr für Fichte geeigneten Fläche immer noch Buche mit einem BEW von 1.535 Euro je ha (optimale Umtriebszeit: 130 Jahre) bewirtschaftet werden kann, so addiert sich der Gesamtverlust an Bodenertragswert auf Werte zwischen 700 Millionen Euro (B1/A2 – 2030) und 3,2 Milliarden Euro (A2 – 2100) (zwischen 600 und

2.800 Euro je ha Waldfläche). Dieses stellt gleichzeitig den reduzierten Betrag dar, den Investoren bereit wären, unter einem sich ändernden Klima mit den hier angenommenen Szenarien für Waldflächen in Südwestdeutschland aufzubringen. Die Ergebnisse dieser Kalkulation sind sensitiv in Bezug auf die Annahme des Zinsfußes, veränderte Umtriebszeiten und den Einfluss von Risiken. Details hierzu sind bei (HANEWINDEL et al. 2009) zu finden.

Allgemeiner Modellrahmen zur Risikoanalyse

Integration von Unsicherheit in die Modelle

MBOGGA und HAMANN (2008) analysieren Quellen der Unsicherheit in Modellen für bioklimatische Hüllen und kommen zu der Erkenntnis, dass allein die Wahl des globalen Zirkulationsmodells (GCM) bereits einen großen Teil der Unsicherheit in solchen Modellen ausmachen kann. In der vorliegenden Studie wurden die zukünftigen Klimadaten auf der Basis eines einzelnen GCMs ermittelt. Für weiterführende Studien stellt sich die Frage, ob man nicht generell auf dem Modelloutput mehrerer Modelle aufsetzen und diesen in Form einer Ensemble-Projektion verarbeiten sollte. Ebenso wurden in der vorliegenden Untersuchung zwei relative conservative IPCC-Szenarien verwendet, nach MBOGGA und HAMANN (2008) ebenfalls eine weitere Quelle der Unsicherheit und möglicherweise eine zu optimistische Annahme. ANDERSON und BOWS (2008) weisen darauf, dass jede Projektion in Bezug auf das Klima, die von weniger als 650 ppm CO<sub>2</sub> ausgeht, als zunehmend unrealistisch angesehen werden muss. Ein Szenario wie A1FI hätte noch wesentlich drastischere Konsequenzen für die Baumartenverbreitung zur Folge.

Genereller Modellierungsansatz

Um die Datenbasis für die Analyse von Risiken, die mit sich ändernden klimatischen Bedingungen verbunden sind, zu verbessern, benötigen wir eine Vorstellung über den methodischen Ansatz, der damit verbunden ist. Als genereller Modellierungsansatz ist ein dreistufiges Vorgehen für die Modellierung von Risiko notwendig: 1. Zunächst muss die Wahrscheinlichkeit eines Schadfaktors ermittelt werden. 2. Anschließend sollte die Schadenshöhe erfasst werden. 3. Schließlich müs-

Tabelle 3: Veränderungen der potenziellen Fläche der Fichte und des Bodenertragswertes (BEW) in Baden-Württemberg, bei einem unterstellten Wechsel von Fichte nach Buche bei zwei verschiedenen Klimaszenarien. Gesamtwaldfläche = 1.323.119 ha

Szenario – Jahr	Pot. Fichte	Diff. 2000	ha Fichte	Diff. -2000 (ha)	BEW (Fichte) (€)	Diff. -2000 (BEW) (€)
2000	0,7005602	–	<b>926.925</b>	–	<b>4.851.522.892</b>	–
B1 – 2030	0,55253	0,1480302	731.063	<b>195.862</b>	3.826.383.434	<b>724.491.948</b>
B1 – 2065	0,40856	0,2920002	540.573	<b>386.351</b>	2.829.361.692	<b>1.429.112.396</b>
B1 – 2100	0,28839	0,4121702	381.574	<b>545.350</b>	1.997.159.826	<b>2.017.250.474</b>
A2 – 2030	0,55952	0,1410402	740.312	<b>186.613</b>	3.874.790.615	<b>690.281.370</b>
A2 – 2065	0,32968	0,3708802	436.206	<b>490.719</b>	2.283.101.534	<b>1.815.168.247</b>
A2 – 2100	0,6504402	0,6504402	66.315	<b>860.610</b>	347.091.267	<b>3.183.395.602</b>

sen autoregressive Techniken (HANEWINKEL et al. 2008) verwendet werden, um Abhängigkeiten des Schadens in Raum und Zeit darstellen zu können. Dieser Ansatz ist eine Variante des Erwartungswert-Ansatzes, der in der Risikomodellierung sehr weit verbreitet ist (HAIMES 2004) und häufig auch zur Risikoerfassung in der Forstplanung verwendet wird (GADOW 2000). Mittlerweile ist eine große Bandbreite statistischer Techniken für die verschiedenen Schritte verfügbar (vgl. z. B. HANEWINKEL et al. 2009; SCHMIDT et al. 2009). Idealerweise sollten die Modelle auf langfristigen Datenreihen beruhen und großräumig, z. B. in Form von nationalen Waldinventuren oder Level I-/Level II-Monitoring-Daten, auf europäischer Ebene erhoben worden sein.

#### Ausblick zur Risikoanalyse – Anpassungsstrategien

Werden ökonomische Aspekte mit einbezogen, ist es notwendig, Überlebenswahrscheinlichkeiten für die wichtigsten Baumarten hinsichtlich biotischer sowie abiotischer Risiken herzuleiten. Das Risiko schwankender Holzpreise ist ebenfalls ein Aspekt, der z. B. in Form von Monte Carlo Simulationstechniken (DIETER 2001; KNOKE und WURM 2006; KURZ et al. 2008) mit einbezogen werden sollte. Aufgrund der sehr subjektiven Risikowahrnehmung des handelnden Individuums (KAPLAN und GARRICK 1980; HAIMES 2004), ist die Einstellung zum Risiko (Risikoneigung, Risikoaversion (PLATTNER 2006)) bei der Entscheidungsfindung ebenfalls zu berücksichtigen.

Nach dem Ergebnis der eingangs zitierten Befragung (BOLTE et al. 2009) wird der Klimawandel in den Waldbauplanungen der Länder bereits berücksichtigt. In Bayern, Baden-Württemberg und Sachsen werden Waldumbauten als aktive Anpassungsmaßnahme geplant oder bereits durchgeführt. Andere Länder verfolgen eher Strategien einer Risikominderung durch forcierte Mischwaldbegründung und naturnahe Waldwirtschaft. Aktive Anpassungsstrategien werden deutlich positiver eingeschätzt als passive Anpassung, z. B. durch Sukzession. Allerdings ergibt sich eine Unterscheidung zwischen Ländern mit klarer Umbaupräferenz gegenüber Ländern mit einer Kombination von Waldumbau und/oder Fortführung bestehender Waldbausysteme und Risikominderungsstrategien (Mischwaldoption). Letztere streben derzeit keinen gezielten Umbau von möglicherweise durch Klimawandel gefährdeten Beständen an. Allerdings wird auch der Waldumbau zur Begründung von Mischbeständen eingesetzt.

Die vorliegende Untersuchung zeigt allerdings, dass Anpassungsstrategien wie der aktive Waldumbau so gestaltet werden müssen, dass die ökonomischen Verluste dabei nur noch ein Minimum aufweisen. Dies bedeutete, dass klare Prioritäten in Bezug auf den Waldumbau zu setzen sind, damit die Bestände mit der höchsten Vulnerabilität bevorzugt behandelt werden.

#### Literatur

- ALBRECHT, A.; SCHINDLER, D.; GREBHAN, K.; KOHNLE, U.; MAYER, H. (2009): Sturmaktivität über der nordatlantisch-europäischen Region vor dem Hintergrund des Klimawandels – eine Literaturübersicht. Allg. Forst und Jagdzeitung (im Druck).
- ANDERSON, K.; BOWS, A. (2008): Reframing the climate change challenge in light of post-2000 emission trends. *Philosophical Transactions A, Royal Society*, 366: 3863-3882.
- BÖHNER, J. (2005): Advancements and new Approaches in Climate Spatial Prediction and Environmental Modelling. *Arbeitsberichte des Geographischen Instituts der HU zu Berlin*, 109: 49-90.
- BOLTE, A.; EISENHAEUER, D.; EHRHART, H. P.; GROB, J.; HANEWINKEL, M.; KÖLLING, C.; PROFFT, I.; ROHDE, M.; RÖHE, M.; AMERELLER, K. (2009): Klimawandel und Forstwirtschaft – Übereinstimmungen und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* eingereicht.
- BOLTE, A.; IBISCH, P.; MENZEL, A.; ROTHE, A. (2008): Anpassung der Wälder an den Klimawandel – Was Klimahüllen uns verschweigen. *Allg. Forst und Jagdzeitung*, 63: 800-803.
- DIETER, M. (2001): Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. *Forest Policy and Economics*, 2: 157-166.
- FAUSTMANN, M. (1849): Calculation of the Value which Forest Land and Immature Stands Possess for Forestry. *Journal of Forest Economics*, 1[1995]: (Reprinted from Commonwealth Forestry Institute of Oxford, Institute Paper 42, 1968).
- FOFIS (2005): Forstliches Führungsinformationssystem – Statistik – Einschlag Staatswald 2004, Buche – Fichte.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- HAIMES, Y. Y. (2004): Risk Modeling, Assessment, and Management, 2nd edition. J. WILEY & SONS, Inc., HOBOKEN, N. J.
- HANEWINKEL, M. D.; BREIDENBACH, J.; NEEFF, T.; KUBLIN, E. (2008): 77 years of natural disturbances in a mountain forest area – the influence of storm, snow and insect damage analysed with a long-term time-series. *Canadian Journal of Forest Res.*, 38: 2249-2261.
- HANEWINKEL, M.; HUMMEL, S.; CULLMANN, D. (2009): Modelling and economic evaluation of forest biome

- shifts under climate change in Southwest Germany. *Forest Ecology and Management* (im Druck).
- KAPLAN, S.; GARRICK, B. J. (1980): On The Quantitative Definition of Risk. *Risk Analysis*, 1: 11-27.
- KLEMPERER, W. D. (1996): *Forest Resource Economics and Finance*. McGraw-Hill.
- KNOKE, T.; WURM, J. (2006): Mixed forests and a flexible harvest policy: a problem for conventional risk analysis. *European Journal of Forest Res.*, 125: 303-315.
- KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen für 27 Baumarten. *Allg. Forst und Jagdzeitung*, 62: 1242-1245.
- KURZ, W. A.; DYMOND, C. C.; STINSON, G.; NEILSON, R. G. J., E. T.; CARROLL, A. L.; EBATA, T.; SAFRANYIK, L. (2008): Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987-990.
- MBOGGA, M.; HAMANN, A. (2008): What Influences Results of Bioclimate Envelope Models? a sensitivity analysis for five sources of uncertainty. In *Adaptation to climate change*, Umea, 26th August 2008.
- MLR (1999): (Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg) Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Stuttgart, 54 pp.
- PLATTNER, T. (2006): Risikoaversion als relevanter Faktor der Risikobewertung von Naturgefahren. PhD-thesis Nr. 16931 – Swiss Federal Institute of Technology (ETH).
- PRETZSCH, H. (2003): Strategic planning of sustainable development on the estate level – contributions from forest growth and yield science. *Forstwissenschaftliches Centralblatt – Tharandter Forstliches Jahrbuch v. 122(4)* p. 231-249.
- ROLOFF, A.; GRUNDMANN, B. (2008): Bewertung von Waldbaumarten anhand der KlimaArtenMatrix. *Allg. Forstzeitschrift*, 63: 1086-1088.
- SCHMIDT, M.; HANEWINKEL, M.; KÄNDLER, G.; KUBLIN, E.; KOHNLE, U. (2009): An inventory-based approach for modeling single tree storm damage – experiences with the winter storm 1999 in southwestern Germany. *Canadian Journal of Forest Res.* (in review).
- SCOTT, R. E.; MITCHELL, S. J. (2005): Empirical modeling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. *Forest Ecology and Management*, 218: 193-209.
- THUILLER, W.; ALBERT, C.; ARAUJO, M.; BERRY, P.; CABEZA, M.; GUISAN, A.; HICKLER, T.; MIDGLEY, G.; PATERSON, J.; SCHURR, F.; SYKES, M.; ZIMMERMANN, N. E. (2008): Predicting global change impacts on plant species' Distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 137-152.
- VON GADOW, K. (2000): Evaluating risk in forest planning models. *Silva Fennica*, 34: 181-191.
- ZIMMERMANN, N. E.; BOLLINGER, J.; GEHRIG-FASEL, J.; GUISAN, A.; KIENAST, F.; LISCHKE, H.; RICKEBUSCH, F.; WOHLGEMUT, T. (2006): Wo wachsen Bäume in 100 Jahren? *Forum für Wissen*: 63-71.
- ZIMMERMANN, N. E.; BUGMANN, H. (2008): Die Kastanie im Engadin – oder was halten Baumarten von modellierten Potenzialgebieten. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 159: 326-335.

# Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften

WINFRIED RIEK

## Einleitung

Neben den möglichen Auswirkungen des globalen Klimawandels sind unsere Wälder weiteren Risikofaktoren ausgesetzt. Dazu gehören insbesondere die Versauerung und Nährstoffverarmung der Böden sowie die Belastung mit Stickstoffverbindungen aus Landwirtschaft, Verkehr und Industrie.

Der seit Jahrzehnten andauernde atmosphärische N-Eintrag in die Waldökosysteme hat zur Folge, dass sich deren Aufnahmefähigkeit für Stickstoff zunehmend reduziert. In der Waldschadensforschung wurde in diesem Zusammenhang der Begriff der „Stickstoffsättigung“ geprägt. Hinweise auf „Stickstoffsättigung“ bestehen demnach, wenn die eingetragenen Stickstoffmengen und die Netto-N-Mineralisation weder in Mehrzuwachs noch im Humus gespeichert werden können und verstärkt Nitratauswaschung erfolgt. Aus der Belastung des Sicker- und Grundwassers mit Nitrat können Probleme bei der Trinkwasserversorgung in der erforderlichen Qualität resultieren. Zudem kann der mit der Nitratverlagerung einhergehende irreversible Basenverlust auf Standorten mit geringen Silikatverwitterungsraten, wie sie in Brandenburg unter Wald überwiegend zu finden sind, eine zunehmend wachstums-limitierende Bedeutung erlangen.

Direkte Messungen der Nitratausträge aus Waldökosystemen sind zeit- und kostenintensiv und lassen sich allenfalls auf Intensivmessflächen des forstlichen Umweltmonitorings realisieren. Vor diesem Hintergrund ist das Ziel der vorliegenden Untersuchung, das Risiko für erhöhte Nitratauswaschung anhand von einfach erfassbaren bodenchemischen Kenngrößen, die bei Flächeninventuren standardmäßig aufgenommen werden, abzuschätzen. Die Datengrundlage bildet die brandenburgische Stichprobe der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE-2), die im Zeitraum 2006 – 2007 durchgeführt wurde.

## Datengrundlage

Bereits bei der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE-1), die ca. 15 Jahre vor der BZE-2 erfolgte, konnte die Stickstoffproblematik anhand der gewonnenen Inventurdaten verdeutlicht werden. So ließ sich das ungewöhnliche Auftreten von starker Oberbodenversauerung bei gleichzeitig engen

C/N-Verhältnissen auf den betroffenen Standorten als Indiz für die Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff interpretieren (WOLFF und RIEK 1997). Bei zahlreichen BZE-Punkten wurde eine Stickstoffüberernährung der Bestände konstatiert, welche teilweise mit Mangelsituationen anderer Nährelemente einherging.

Grundsätzlich ist es schwierig, im Rahmen einer Momentaufnahme, wie sie die Bodenzustandserhebung darstellt, Aussagen zum „Stickstoffsättigungszustand“ der Ökosysteme zu treffen, da der N-Austrag zeitlich stark schwankt und es zur kurzzeitigen Stickstoffverlagerung mit dem Sickerwasser auch unter natürlichen Bedingungen immer wieder durch interne Umsetzungsprozesse beispielsweise bei Wiederbefeuchtung des Bodens nach einer längeren Trockenphase kommen kann.

Bei der BZE-2 wurde die Nitratkonzentration im wässrigen 1 : 2-Bodenextrakt (GAFA 2005) einer unterhalb des Wurzelraumes entnommenen Bodenprobe als obligatorischer Kennwert eingeführt, um gegenüber der BZE-1 verlässlichere Aussagen zur Nitratverlagerungsgefahr zu gewinnen. Wird die ermittelte Nitratkonzentration in Anlehnung an MELLERT (2003) auf den Wassergehalt des Bodens bezogen, ergibt sich daraus unter Einbeziehung eines Wasserhaushaltsmodells zur Ermittlung der Sickerwassermenge eine gute Grundlage für die näherungsweise Abschätzung der mittleren Nitratausträge.

In der vorliegenden Untersuchung erfolgte die Berechnung der Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser unter Verwendung des Mittelwertes der Bodenwassergehalte bei Wassersättigung (Gesamtporenvolumen) sowie Feldkapazität (Wassergehalt bei pF 1,8). Diesem Vorgehen liegt die Annahme zugrunde, dass zum Zeitpunkt der Sickerung insbesondere unter brandenburgischen Standortverhältnissen – bedingt durch Makroporenfluss und bevorzugte Wasserleitbahnen – ein erheblicher Teil des Grobporenvolumens mit Wasser gefüllt ist.

Die Ermittlung des substratspezifischen Wassergehaltes bei Feldkapazität erfolgte nach AG Boden (2005). Das Gesamtporenvolumen wurde anhand der Bodendichte und Festsubstanzdichte laboranalytisch bestimmt.

Für die grobe Schätzung der langjährigen mittleren, standorts- und bestandesspezifischen Sickerwassermenge wurde der auf einem Wasserhaushaltsspeichermodell beruhende Regressionsansatz von RINGER und WESSOLEK (DVWK 1996) verwendet. Als Prädiktoren für die Sickerungsrate dienen bei diesem Ansatz die Bestockung (Nadel- /Laubwald), die mittleren Niederschläge im Sommer- bzw. Winterhalbjahr, die potentielle Evapotranspiration sowie das pflanzenverfügbare Bodenwasser, welches nach AG Boden (2005) für einen effektiven Wurzelraum von 1 m Tiefe ermittelt wurde. Grundwasserbeeinflusste Standorte fanden bei dieser Untersuchung keine Berücksichtigung.

Die benötigten Klimadaten liegen als Ergebnis einer Interpolation von insgesamt 105 meteorologischen Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes für alle BZE-Punkte vor (RIEK und KALLWEIT 2007). Die Datenaggregation erfolgte für den Zeitraum 1970 bis 2000.

### Verfahren der Risikoanalyse

Stochastische Beziehungen zur Schätzung der N-Austräge anhand des C/N-Verhältnisses wurden zum Beispiel von MATZNER und GROßHOLZ (1997) sowie AUGUSTIN und WOLFF (2003) abgeleitet. In den zugrundeliegenden Stichproben erklärt das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe zusammen mit jeweils noch anderen Kovariaten die Höhe der Nitratauswaschung mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0,74$  bzw.  $R^2=0,82$ .

Im Mittelpunkt des vorliegenden Beitrags steht jedoch nicht wie in den genannten Arbeiten die regressionsanalytische Schätzung des Nitrataustrags; vielmehr geht es um die Frage, ob eine Belastung bei bestimmten standörtlichen Rahmenbedingungen vorliegt bzw. wie hoch die Wahrscheinlichkeit (das Risiko) für das Auftreten dieser Belastung ist und wie sich das Risiko methodisch quantifizieren lässt. Statistische Verfahren, die bei derartigen Fragestellungen häufig eingesetzt werden, sind Logit-Modelle, loglineare Modelle und die logistische Regression als Spezialfälle der sogenannten generalisierten linearen Modelle (GLM), mit deren Hilfe die Eintrittswahrscheinlichkeit einer kategorialen, meist binären Responsevariablen in Abhängigkeit möglicher Einflussfaktoren (Prädiktoren) und Kovariablen modelliert wird (TOUTENBURG 1991; BACKHAUS et al. 2008; FRENZEN und KRAFFT 2008).

Eine weitere effiziente multivariat-statistische Methode der Risikoanalyse ist das Verfahren der Diskriminanzanalyse. Hierbei wird ein Klassifikationsalgorithmus auf der Grundlage einer Diskriminanzfunktion abgeleitet, anhand derer ein Objekt unter Beachtung seiner Eigenschaften einer von mehreren Grundgesamtheiten zugeordnet wird. Nachdem für eine gegebene Menge von Elementen die Zusammenhänge zwischen der Gruppenzugehörigkeit und den Merkmalen dieser Elemente analysiert wurde, d. h. die wesentlichen für die Segmentierung maßgeblichen Faktoren und deren Ausprägungen innerhalb der Gruppen identifiziert worden sind, lässt sich darauf aufbauend eine Prognose

der Gruppenzugehörigkeit von neuen Elementen vornehmen. Dieses Anwendungsgebiet der Diskriminanzanalyse ist von unmittelbarer praktischer Relevanz; typische Einsatzbeispiele finden sich bei der Kreditwürdigkeitsprüfung (Einstufung von Kreditkunden einer Bank in Risikoklassen). Die Ermittlung der Zuordnungswahrscheinlichkeiten basiert auf dem Wahrscheinlichkeitstheorem von BAYES, das ausführlich bei BACKHAUS et al. (2008) erläutert wird.

Die generalisierten linearen Modelle gelten gegenüber der Diskriminanzanalyse als robuster, da sie an weniger strenge Prämissen (z. B. Unabhängigkeit der Prädiktoren) geknüpft sind. Für die hier vorliegende Fragestellung erscheint die Diskriminanzanalyse dennoch gut geeignet, weil sie auf dem BAYES-Theorem begründet einen bequemen Weg darstellt, Klassifizierungswahrscheinlichkeiten für beliebige Standortsmerkmal-kombinationen zu ermitteln, welche als prozentuale Risikowerte für das Vorliegen von erhöhten Nitratausträgen interpretiert werden können.

Für den Einsatz der genannten statistischen Verfahren der Risikoanalyse ist es zunächst erforderlich, dass eine kategoriale Zielvariable definiert wird, welche den Datensatz in mindestens zwei Gruppen teilt. Bei der vorliegenden Fragestellung sind das zum einen die Standorte mit gegebener Gefahr der Verlagerung erhöhter Nitratmengen als Hinweis auf „Stickstoffsättigung“ und zum anderen alle Standorte, auf denen diese Gefahr nicht besteht. Die Notwendigkeit der Separierung des Gesamtkollektivs führt zum Problem der Schwellenwertdefinition. Anzeichen für „N-Sättigung“ von Waldökosystemen werden in der Literatur bei Nitratkonzentrationen im Unterboden gesehen, die über 2,5 bis 10 mg l<sup>-1</sup> liegen sowie bei N-Austrägen von mehr als 5 kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (MELLERT et al. 2005; RIEK und WOLFF 2007). Im Rahmen des critical load-Ansatzes

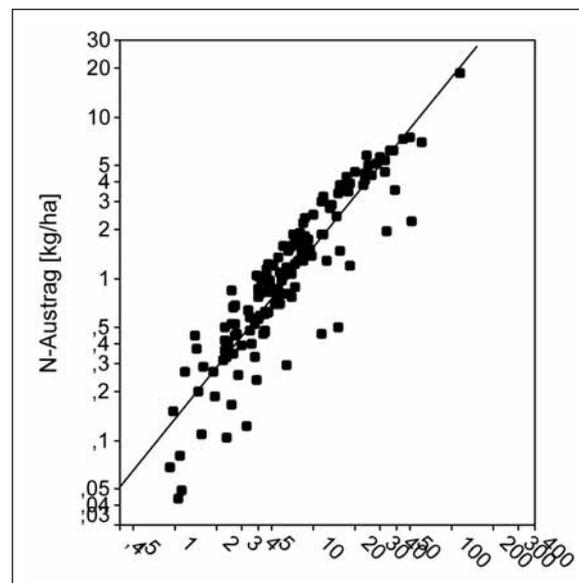


Abb. 1: Streudiagramm von Nitratkonzentration im Untergrund und modelliertem Stickstoffaustrag der brandenburgischen Stichprobe der BZE-2 (ohne grundwasserbeeinflusste Böden)

geht man in Abhängigkeit von Bestandestyp und mittlerer Jahrestemperatur von natürlichen N-Austrägen unter Wald für das Gebiet der EU in der Größenordnung von 0,5 bis 4 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> aus (NAGEL und GREGOR 1999; UN ECE/CCE 1993).

Auf Grund der spezifischen Klimabedingungen in Brandenburg (geringe Niederschläge, hohe potenzielle Evapotranspiration) treten deutlich mehr Standorte mit kritischen Nitratkonzentrationen als mit erhöhten Stickstoffausträgen auf (Abb. 1). So sind auf Standorten mit einer Nitratkonzentration von mehr als 10 mg l<sup>-1</sup> im Extremfall Stickstoffausträge von weniger als 0,5 kg a<sup>-1</sup> zu verzeichnen. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Risikogruppe deshalb definiert anhand des Auftretens von Stickstoffausträgen > 4 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, ein Kriterium, welches das Auftreten von Nitratkonzentrationen > 10 mg l<sup>-1</sup> mit einschließt (Abb. 1).

### Deskriptive Auswertung der Daten

Erste vergleichende Auswertungen von Daten der BZE-1 und BZE-2 haben für Brandenburg gezeigt, dass sich die Humusqualität der untersuchten Standorte im Zeitraum zwischen den beiden Erhebungen signifikant verändert hat (RIEK 2009). Bemerkenswert ist die zu beobachtende Erweiterung der C/N-Verhältnisse in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden. Diese ist auf eine Zunahme der Kohlenstoffvorräte zurückzuführen. Die mittleren Stickstoffvorräte blieben indes konstant, wie durch die Gegenüberstellung der C- und N-Mengen beider Erhebungen gezeigt werden kann (Abb. 2). Die Ursachen werden in der erhöhten Humusakkumulation bei gleichzeitig reduzierten Mineralisierungsraten bedingt durch zunehmende Bodentrockenheit und -versauerung gesehen.

Die Nitratkonzentrationen unterhalb des Wurzelraumes lassen sich in die auf ökologischen Richtwerten und gängigen Standards der Boden- und Wasserreinhaltung beruhenden Klassen nach MELLERT et al. (2005), wie in Abb. 3 dargestellt, einteilen. Bei der betrachteten Stichprobe handelt es sich um alle Inventurpunkte der BZE sowie um Intensivmessflächen des Level II-Programms. Insgesamt zeigt sich im Vergleich mit entsprechenden Werten, die im Rahmen der sog. Nitratstudie für Bayern erhoben wurden (MELLERT 2003; MELLERT et al. 2005), dass die Belastung der brandenburgischen Sickerwässer vergleichbar ist mit der von bayerischen Waldstandorten. Bei lediglich 14 % der Inventurpunkte in Brandenburg liegen die Werte in einem für natürliche Waldstandorte der vorliegenden Klimazone zu erwartenden Bereich von 0-2,5 mg l<sup>-1</sup> (Bayern: ca. 30 %). Der Schwerpunkt der Nitratkonzentration befindet sich mit einem Flächenanteil von 56 % im Bereich von 2,5-10 mg l<sup>-1</sup>. Bei 11 % der Inventurbestände Brandenburgs liegt eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwertes für Trinkwasser (25 mg l<sup>-1</sup>) vor (Bayern 15 %); bei 4 % wird sogar der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg l<sup>-1</sup>) überschritten (Bayern 8 %). Somit treten in Brandenburg gegenüber Bayern etwas weniger sehr stark belastete, vor allem aber auch deutlich weniger unbelastete Flächen auf.

In Tab.1 sind die mittleren Nitratkonzentrationen und Stickstoffausträge nach Bodentypen stratifiziert dargestellt. Während sich die Mittelwerte der Braunerden, Lessivés und Podsole kaum unterscheiden, zeigt sich deutlich, dass die bei weitem höchsten Werte auf den Grundwasserstandorten und anthropogenen Substraten bei gleichzeitig hohen Streuungen innerhalb dieser Gruppen auftreten. Die sehr hohe Stickstoffbelastung ergibt sich bei den Gleyen und Moorstandorten durch Mineralisierung von organischer Substanz ins-

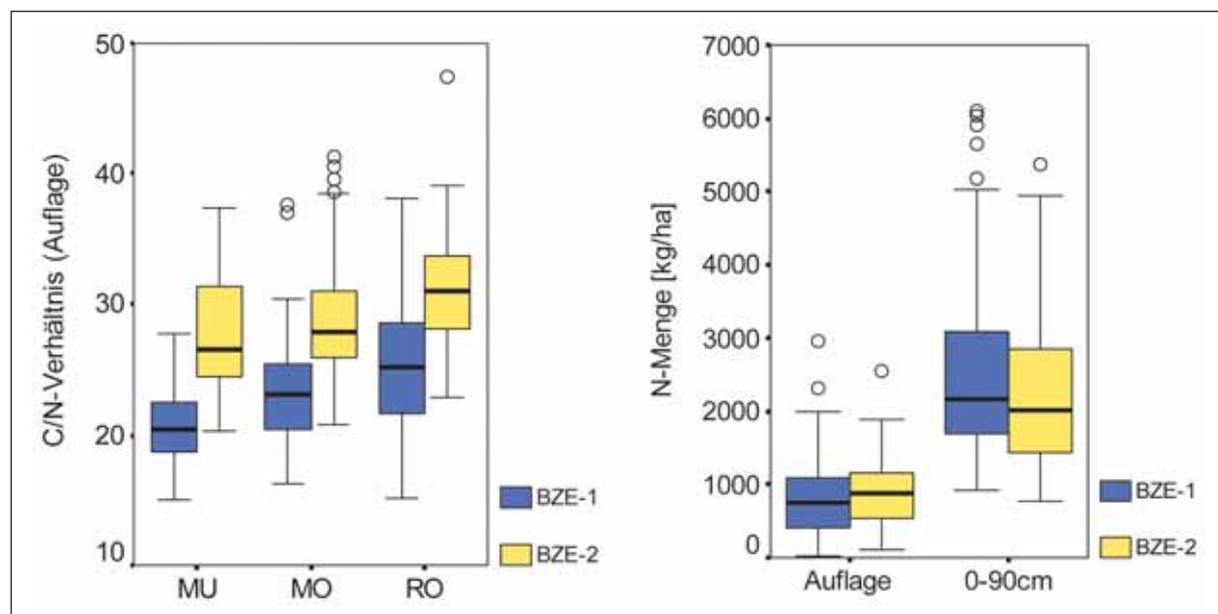


Abb. 2: Vergleich der C/N-Verhältnisse der BZE-1- und BZE-2-Stichprobe differenziert nach Haupthumusform (MU=Mull, MO=Moder, RO=Rohhumus) sowie der in Humusaufgabe und Mineralboden (0-90 cm Tiefe) gespeicherten N-Mengen (vgl. RIEK 2009)

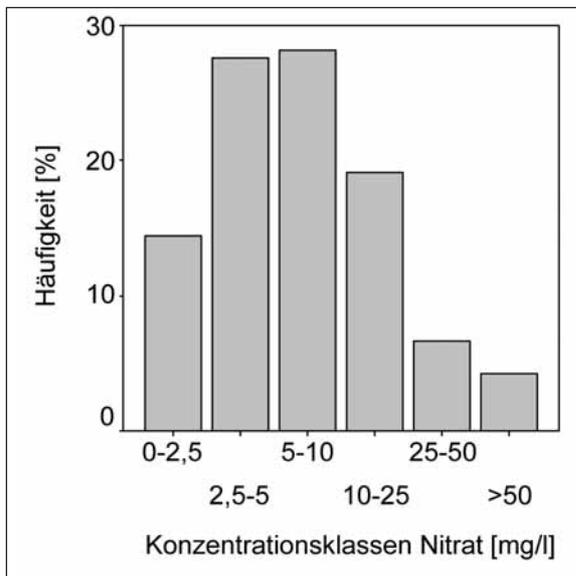


Abb. 3: Häufigkeiten von Nitratkonzentrationsklassen in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelsraumes (alle BZE-Punkte und Level II-Flächen; n=165)

besondere Vererdungsprozesse von Torfen nach Grundwasserabsenkung. Bei den anthropogenen Substraten mit deutlich erhöhter Nitratkonzentration sind die Ursachen im Einzelfall zu klären. In der weiteren Auswertung werden diese Extremstandorte und generell alle grundwasserbeeinflussten Inventurpunkte nicht berücksichtigt, um die Stichprobe für die Modellentwicklung möglichst homogen zu halten. Für die Frage der Grundwasserkontamination spielen zwar gerade diese Standorte eine große Rolle; eine Risikoanalyse kann hier jedoch nur durch die lokale Gefährdungseinschätzung erfolgen, allgemeine statistische Modelle, wie sie im Fokus dieses Beitrags stehen, erscheinen dafür ungeeignet. Grundsätzlich ist diese Einschränkung des Gültigkeitsspektrums der im Folgenden dargestellten Risikoanalyse unbedingt zu beachten. Bei den bodenbiologisch wenig aktiven sauren Braunerden und Podsolen sind die mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf Grund geringer Mineralisationsraten und dem Stickstoffbedürfnis der Pflanzen niedrig. In gleicher Größenordnungen liegen die Durchschnittswerte bei den Lessivés, wo der Stickstoff offensichtlich ebenfalls noch ausreichend in die organische Masse eingebunden werden kann. Ins-

besondere die Austräge sind hier minimal, was durch die geringeren Sickerwasserraten infolge höherer Wasserspeicherkapazitäten der lehmigen Substrate begründet ist. Insgesamt entsprechen die Durchschnittswerte dieser Bodentypen den Erwartungen für natürliche Waldökosysteme. Bei der Risikoabschätzung von Nitratverlagerung infolge atmogener Stickstoffbelastung sind jedoch nicht die Standorte mit Durchschnittswerten, sondern diejenigen mit Extremwerten innerhalb der einzelnen Straten von Interesse; sie gilt es mit Hilfe der angestrebten Risikoanalyse hinsichtlich ihres quantitativen bodenchemischen Merkmalspektrums zu identifizieren.

### Entwicklung des Diskriminanzmodells

Bei der Entwicklung eines geeigneten Diskriminanzmodells wurde aus der Vielzahl der möglichen Einflussgrößen iterativ die beste Prädiktorenkombination mit Hilfe des im Statistikprogrammpaket SPSS implementierten stepwise-Ansatzes ermittelt. Eingangsgrößen für das Modell waren folgende Parameter:

- pH-Wert, C- und N-Gehalt in Auflage, 0-5 cm, 0-10 cm, 10-30 cm und 30-80 cm Tiefe
- effektive Kationenaustauschkapazität und Basensättigung in 0-5 cm, 0-10 cm, 10-30 cm und 30-80 cm Tiefe
- C- und N-Vorrat in Auflage, 0-30 cm und 0-80 cm Tiefe
- C/N-Verhältnis in Auflage sowie in 0-30 cm und 0-80 cm Tiefe (berechnet anhand der entsprechenden C- und N-Vorräte)
- Korngrößenverteilung (mittlerer Anteil Grobsand + Mittelsand sowie Schluff + Ton) in den Tiefen 0-50 cm und 50-100 cm.

Da die BZE-Beprobung in Brandenburg horizontweise durchgeführt wurde, konnten die bodenchemischen Horizontmerkmale für 1 cm mächtige Schichten berechnet und anschließend für beliebige Tiefenstufen aggregiert werden.

Eine gute Diskriminanzfunktion zeichnet sich dadurch aus, dass sich die Mittelwerte der Funktion in den Gruppen deutlich unterscheiden. Als Gütekriterium für die Unterschiedlichkeit der Gruppen und damit für die Trennkraft der ermittelten Diskriminanzfunktion wurde

Tabelle 1: Mittlere Nitratkonzentrationen im Untergrund stratifiziert nach Haupt-Bodentypen

Bodentyp	n	NO <sub>3</sub> -konzentration [mg l <sup>-1</sup> ]	Standardabweichung	N-Austrag [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Standardabweichung
anthropogene Substrate (Aufschüttungen, u. ä.)	6	31,9	41,8	5,4	6,7
Gleye und (An-) Moore	10	20,9	20,5	2,5	1,9
Lessivés	20	7,3	8,1	0,7	0,9
schwach podsolige Braunerden	53	12,7	14,2	1,9	1,9
mäßig podsolige Braunerden	40	8,5	8,9	1,6	1,7
stark podsolige Braunerden	12	8,6	6,5	1,7	1,4
Podsol-Braunerden und Braunerde-Posole	14	6,2	4,2	1,2	0,9
Podsole	10	7,4	5,3	1,4	1,0

Tabelle 2: Korrelationsmatrix der Prädiktoren des Diskriminanzmodells

		C/N Auflage	C/N 0-30 cm	pH 0-5 cm
C/N Auflage	Korrelation nach Pearson	1	,264	-,098
	Signifikanz (2-seitig)	.	,001	,234
	N	149	149	149
C/N 0-30 cm	Korrelation nach Pearson	,264	1	-,199
	Signifikanz (2-seitig)	,001	.	,015
	N	149	149	149
pH 0-5 cm	Korrelation nach Pearson	-,098	-,199	1
	Signifikanz (2-seitig)	,234	,015	.
	N	149	149	149

der statistische Wert WILK's Lambda verwendet, der sich als Quotient der Streuung innerhalb der Gruppen und der Gesamtstreuung errechnet. Dieses Maß variiert zwischen 0 und 1, wobei kleinere Werte eine höhere Trennkraft anzeigen. Die Bedeutung von WILK's Lambda besteht darin, dass er sich in eine Variable transformieren lässt, die eine annähernde Chi<sup>2</sup>-Verteilung besitzt, was die Durchführung einer statistischen Signifikanzprüfung ermöglicht.

Mit Hilfe der schrittweisen Diskriminanzanalyse lässt sich – basierend auf WILK's Lambda – eine Trennfunktion ermitteln, die in 89,9 % der Fälle zur richtigen Gruppenzuordnung führt. Demgegenüber beträgt die „zufällige Trefferquote“ bei zwei Gruppen 50 %. WILK's Lambda liegt für die ermittelte Funktion bei 0,71; der entsprechende Chi<sup>2</sup>-Wert 49,68 ist hoch signifikant.

Die dieser Funktion zugrunde liegenden Parameter sind das C/N-Verhältnis in der Auflage sowie in 0-30 cm Tiefe und der pH-Wert in 0-5 cm Tiefe. Die entsprechende standardisierte kanonische Diskriminanzfunktion lautet:

$$D = 0,615 \text{ C/N (Auflage)} + 0,424 \text{ C/N (0-30 cm)} - 0,593 \text{ pH-Wert (0-5 cm)}$$

Aus den Beträgen der standardisierten Diskriminanzkoeffizienten lässt sich die Bedeutung der einzelnen Prädiktoren für die Gruppenzuordnung erkennen. Diese ist beim C/N-Verhältnis in der Auflage am höchsten und bei dem in 0-30 cm Tiefe am geringsten. Insgesamt unterscheiden sich die drei Parameter jedoch hinsichtlich ihrer Diskriminanzstärke nur geringfügig,

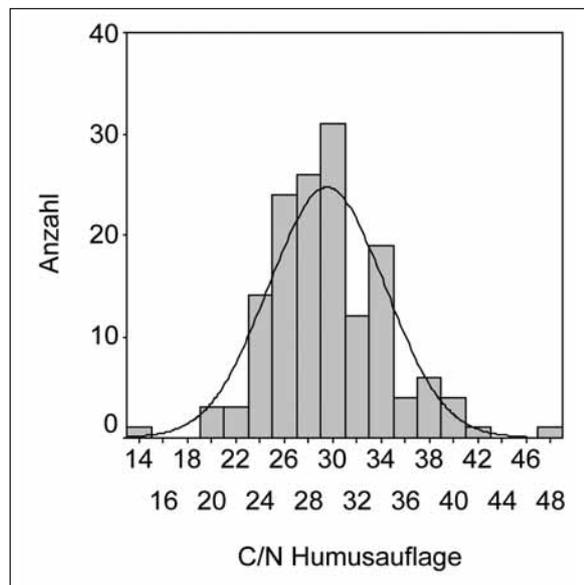


Abb. 4: Histogramme und Normalverteilungskurven der Prädiktoren in den ermittelten Diskriminanzmodellen

d. h. ihre jeweilige Indikationseignung für das Nitratbelastungsrisiko ist für das Gesamtmodell gleichermaßen bedeutsam. Voraussetzung für diese Interpretation der Prädiktoren ist, dass sie nicht nennenswert interkorreliert sind. Dies erscheint für die Parameter weitgehend erfüllt, wie aus der Korrelationsmatrix in Tab. 2 hervorgeht.

In Abb. 4 sind die Ausprägungen der drei Prädiktoren im Untersuchungskollektiv als Histogramm mit angepasster

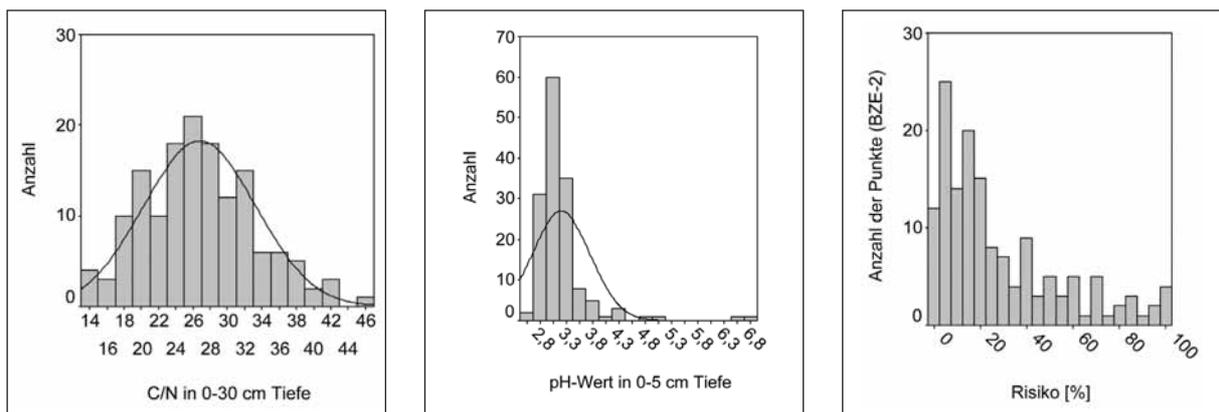


Abb. 5: Histogramm der Risikowerte für erhöhte Nitratverlagerung als Indikator für „Stickstoffsättigung“

98 Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften

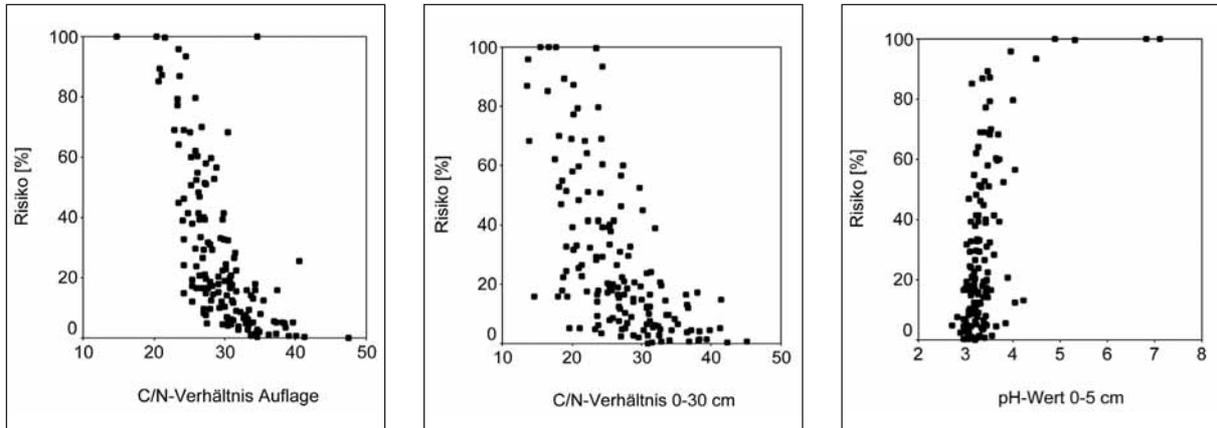


Abb. 6: Berechnetes Risiko für erhöhten Nitrataustrag in Abhängigkeit von den Prädiktoren C/N-Verhältnissen in der Auflage und in 0-30 cm Tiefe sowie pH-Wert in 0-5 cm Tiefe

Normalverteilungskurve dargestellt. Die Anwendbarkeit der Diskriminanzfunktion ist auf dieses Ausprägungsspektrum der betrachteten Kennwerte begrenzt.

Quantifizierung des Risikos für Nitratverlagerung

Auf der Grundlage der ermittelten Diskriminanzfunktion und des Satzes von Bayes lässt sich das Risiko erhöhter Nitratauswaschung (und damit definitionsgemäß das Vorliegen eines „stickstoffgesättigten“ Waldökosystems) als Wahrscheinlichkeit für die Zuordnung in die entsprechende Risikogruppe ausdrücken. Die Häufigkeitsverteilung dieser Risikowerte ist in Abb. 5 dargestellt. Zu beachten ist, dass die echten „hot-spots“ der Nitratauswaschung, wie grundwasserabgesenkte Waldstandorte, welche erhöhten Mineralisierungsprozessen unterliegen und auf denen Nitratkonzentrationen von über 50 mg/l beobachtet werden (vgl. Abb. 3 und Tab. 1) von dieser Auswertung ausgeschlossen wurden.

Die Streudiagramme in Abb. 6 zeigen die sich aus der multivariaten Diskriminanzfunktion rechnerisch ergebenden univariaten Abhängigkeiten des Risikowertes von den verwendeten Prädiktoren. Es ist erkennbar, dass bei weiten und sehr weiten C/N-Verhältnissen ( $C/N > 25$ ) „Stickstoffsättigung“ nahezu ausgeschlossen werden kann. Auch auf sehr sauren Standorten mit pH-Werten im Aluminium-Eisenpufferbereich ( $pH < 3,8$ ) besteht nach diesen Ergebnissen nur ein sehr geringes Risiko für erhöhte Nitratauswaschung. Dagegen korrespondieren die für brandenburgische Waldstandorte sehr untypischen Oberboden-pH-Werte  $> 5$  mit einem stark erhöhten Belastungsrisiko. Im Bereich von C/N-Verhältnissen  $< 25$  und pH-Werten  $> 3,8$  kommt es auf die jeweilige Merkmalskombination an, die rechnerisch zu einer mehr oder weniger starken Risikoausprägung zwischen annähernd 0 und 100 % führen kann.

Das für die BZE-Punkte berechnete Nitratverlagerungsrisiko spiegelt sich auch in der Vegetationszusammen-

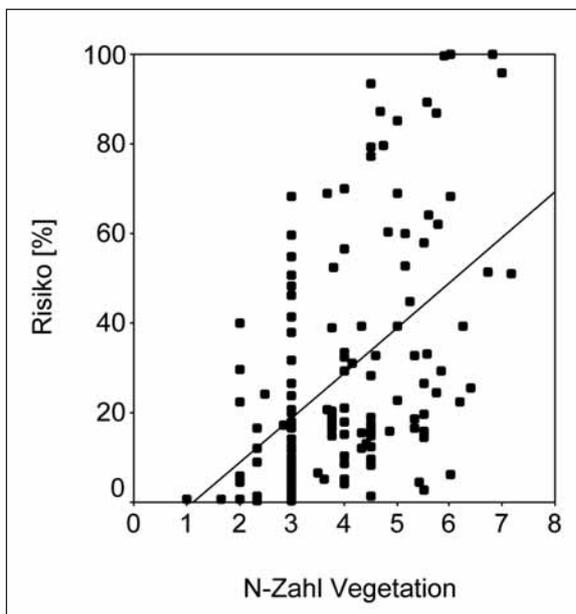


Abb. 7: Streudiagramm von N-Zahl nach ELLENBERG et al. (1992) und berechnetem Risiko für erhöhten Nitrataustrag auf den BZE-Punkten

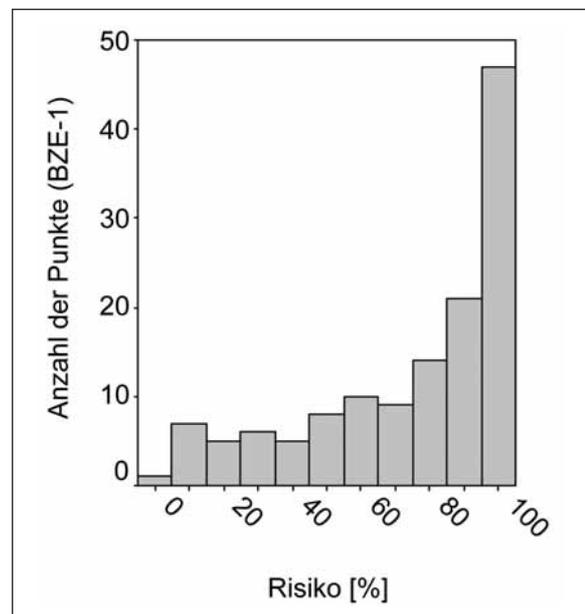


Abb. 8: Histogramm der Risikowerte für erhöhte Nitratverlagerung als Indikator für „Stickstoffsättigung“; berechnet für die Stichprobe der BZE-1

setzung der Flächen wider. Zwischen den Risikowerten und der aus der Bodenvegetation auf den BZE-Flächen abgeleiteten mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992) besteht eine signifikante Beziehung ( $R^2=0,24$ ). Abb. 7 zeigt, dass für N-Zahlen < 3 stets ein geringes Risiko zu erwarten ist; ab N-Zahlen > 4,5 treten neben niedrigen auch deutlich erhöhte Risikowerte auf. Insgesamt sind die Risikowerte über den Bereichen der N-Zahl relativ uneinheitlich und eine Prognose des Ausmaßes der N-Belastung nur anhand der Vegetationszusammensetzung erscheint kaum möglich.

### Anwendung des Modells

Als Anwendungsbeispiel des vorgestellten Verfahrens soll das Risiko für erhöhte Nitratverlagerung für einen Datensatz berechnet werden, für den keine Angaben zur Nitratkonzentration im Unterboden vorliegen, die Ausprägungen der Prädiktoren des Diskriminanzmodells jedoch bekannt sind. Von besonderem Interesse erscheint es, für diese Anwendung den Datensatz der BZE-1 zu verwenden, da damit eine qualitative Aussage zur Veränderung des Nitratverlagerungsrisikos zwischen den beiden Erhebungen BZE-1 und BZE-2, d. h. innerhalb der vergangenen ca. 15 Jahre, möglich wird. Die Prädiktoren C/N-Verhältnis in Auflage und 0-30 cm Tiefe sowie pH-Wert in 0-5 cm Tiefe wurden für den BZE-1-Datensatz mit vergleichbaren Labormethoden erhoben.

Im Ergebnis dieser statistischen Analyse zeigt sich sehr deutlich, dass das Nitratverlagerungsrisiko abgenommen hat, die ausgewählten BZE-Punkte (grundwasserferne Standorte) mithin zu Zeiten der BZE-1 noch stärker stickstoffbelastet waren als aktuell. In Abb. 8 ist das Histogramm der für die BZE-1-Daten berechneten Risikowerte dargestellt und kann mit dem entsprechenden Diagramm der BZE-2 Werte in Abb. 5 verglichen werden.

### Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die im Rahmen der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE-2) ermittelten Nitratkonzentrationen sind Beleg für eine Stickstoffbelastung der brandenburgischen Waldökosysteme von regional unterschiedlichem Ausmaß. Nitratgehalte unterhalb des Wurzelraumes von weniger als 2,5 mg l<sup>-1</sup>, wie sie typisch wären für unbeeinflusste, natürliche Waldstandorte, treten nur auf einer Minderheit der Standorte auf (14 % der BZE-Stichprobe). Auf Grund der klimabedingt relativ geringen Sickerwassermengen spiegeln die unter Zuhilfenahme eines Wasserhaushaltsmodells berechneten Stickstoffauswaschungsraten diese Belastung nur in abgeschwächter Form wider. Die Beziehung zwischen Nitratkonzentration und -auswaschung verdeutlicht, dass unter den brandenburgischen Klimaverhältnissen ein Überangebot an Stickstoff bereits bei niedrigeren N-Austrägen vorliegen dürfte, als dies z. B. auf Mittelgebirgsstandorten mit weitaus höheren Sicker-

wasserraten der Fall ist. Im vorliegenden Beitrag wurde der Zustand einer Stickstoffbelastung an Nitratkonzentrationen im Unterboden > 10 mg l<sup>-1</sup> sowie an Stickstoffausträgen > 4 kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> festgemacht. Ein erhöhtes Risiko für Stickstoffbelastung (Eintrittswahrscheinlichkeit > 50 %) ergibt sich dann anhand der dargestellten Risikoanalyse für ca. 25 % der grundwasserfernen BZE-Standorte; ein besonders hohes Risiko (Wahrscheinlichkeit > 80 %) besteht bei ca. 6 % dieser Stichprobe.

Ein wesentliches Ergebnis der vorliegenden Auswertung besteht darin, dass das Risiko für erhöhte Nitratverlagerung bzw. „Stickstoffsättigung“ seit Durchführung der BZE-1 (1991/1992) offensichtlich stark abgenommen hat. So konnte auf der Grundlage des BZE-1-Datensatzes mit Hilfe des hier vorgestellten Verfahrens ein besonders hohes Risiko für ca. 58 % der Standorte berechnet werden. Dieser Befund deckt sich damit, dass die Stickstoffeinträge seit den 1990er Jahren zurückgegangen sind (EINERT und BART 2001), darf aber nicht die gegenwärtige Stickstoffsituation in unseren Waldökosystemen verharmlosen. Die unverändert hohen durchschnittlichen Stickstoffvorräte im Boden (RIEK 2009) sowie größtenteils hohe und sehr hohe N-Nadelspiegelwerte der Kiefer machen deutlich, dass immer noch vielerorts die Gefahr von Ernährungsdisharmonien sowie negative Wirkungen des Stickstoffüberangebots auf die Vielfalt der Vegetation bestehen. Vielmehr verdeutlicht und unterstreicht das vorgestellte Ergebnis die Einschätzung von Publikationen zur Stickstoffsituation in den 1980er Jahren, wonach die damalige Belastung durch den „Schadfaktor Stickstoff“ eine extrem destabilisierende und in letzter Konsequenz bis zum Absterben von Beständen gehende Wirkung in den Brandenburgischen Kiefernforsten zeigte (vgl. HEINSDORF 2007).

Von großer Bedeutung für die Beobachtung und Überwachung der zukünftigen Stickstoffdynamik ist der fortgesetzte, regelmäßige und zeitnahe Einsatz von Stoffhaushaltsmodellen zur Berechnung von Stickstoffbilanzen auf der Datengrundlage der Level II-Standorte des Forstlichen Umweltmonitorings (RIEK et al. 2006).

### Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.). Hannover.
- AUGUSTIN, S.; WOLFF, B. (2003): Beziehungen zwischen Critical loads-Überschreitungen und Daten des Forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushaltes von Fichtenwäldern. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, H.49. Boden und Wasservorsorge: 115-123.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W.; WEIBER, R. (2008): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin. Heidelberg.

- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULIBEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, Bd. 18. Göttingen.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (Hrsg.). Bonn.
- EINERT, P.; BARTH, R. (2001): Deposition von Luftschadstoffen in Waldbeständen Brandenburgs. In: Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.). 79-96. Eberswalde.
- FRENZEN, H.; KRAFFT, M. (2008): Logistische Regression und Diskriminanzanalyse. In: HERRMANN, A.; HOMBURG, C.; KLARMANN, M. (Hrsg.): *Handbuch Marktforschung. Methoden, Anwendungen, Praxisbeispiele*. 607-649. Wiesbaden.
- GAFA (2005): *Handbuch Forstliche Analytik*. Gutachterausschuss Forstliche Analytik (Hrsg.) Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Abschn. A3.2.2.1. Grundwerk. Bonn.
- MATZNER, E.; GROSHOLZ, C. (1997): Beziehungen zwischen NO<sub>3</sub>-Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald-Ökosystemen Mitteleuropas. *Forstw. Centralbl.*, 116: 39-44.
- MELLERT, K. H. (2003): Abschlussbericht für das Forschungsvorhaben: „Quantifizierung und Validierung der Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur zur Erstellung von Planungs- und Entscheidungsgrundlagen für die forstliche Praxis“. LWF-Bericht. Freising.
- MELLERT, K. H.; GENSOR, A.; GÖTTLEIN, A.; KÖLLING, C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern – Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie online*, 2: 4-24.
- NAGEL, H. D.; GREGOR, H. D. (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads und Levels*. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- RIEK, W. (2009): Erste Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (BZE-2) in Brandenburg. In: *Wissens-transfer in die Praxis*. Beiträge zum 4. Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XL.
- RIEK, W.; KALLWEIT, R. (2007): Einfluss des Wasserhaushaltes auf den Kronenzustand der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Archiv Forstw. Landsch.ökol.*, 41 (2): 49-59.
- RIEK, W.; KALLWEIT, R.; EINERT, P.; STROHBACH, B. (2006): Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level II-Dauerbeobachtungsprogramms in Brandenburg. *Archiv Forstw. Landsch.ökol.*, 40 (4): 145-157.
- RIEK, W.; WOLFF, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen*. Reihe B, Bd. 74.
- TOUTENBURG, H. (1991): *Moderne nichtparametrische Verfahren der Risikoanalyse: Eine anwendungsorientierte Einführung für Mediziner, Soziologen und Statistiker*. Heidelberg.
- UN ECE/CCE (1993): *Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe*. Coordination Center for Effects. Status Report. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven (The Netherlands).
- WOLFF, B.; RIEK, W. (1997): *Deutscher Waldbodenbericht 1996*. Bd. 1+2 Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.). Bonn.

# Der klimaplastische Wald im Nordostdeutschen Tiefland – forstliche Anpassungsstrategie an einen zu erwartenden Klimawandel

MARTIN JENSSEN

## Einleitung

Der Wald wächst und reproduziert sich auf Zeitskalen von Jahrzehnten und Jahrhunderten. Die für forstliche Planungen in diesen Zeiträumen relevanten Rahmenbedingungen sind jedoch weitgehend unbekannt. Das Problem von Unvorhersagbarkeit und mangelndem Wissen betrifft in ökologischer Hinsicht vor allem die wahrscheinliche Entwicklung des Klimas (IPCC 2007). Dabei werden sich nicht nur physikalische, sondern auch chemische Klimaparameter, wie Ozon- und CO<sub>2</sub>-Konzentrationen oder der Eintrag von N-Verbindungen in die Wälder, verändern.

Eine deutliche Senkung des Risikos angesichts einer schwer vorhersagbaren und wechselhaften Zukunft erreicht man durch Diversifikation der Entwicklungsoptionen. Im klimaplastischen Wald wird die kleinräumige Vielfalt der standörtlichen Bedingungen genutzt, um Baumarten unterschiedlicher waldgeografischer und damit klimatischer Herkunft miteinander in eine Wechselwirkung zu bringen, die das ökologische Gesamtrisiko auf der Ebene des Bestandes, des Betriebes und der Region erheblich senkt.

Das Ziel sind Wälder, die sich einem ausbildenden Klimatrend weitgehend in Selbstorganisation oder zumindest mit einem geringen Aufwand an forstlicher Begleitung anpassen können. Diese besondere Eigenschaft von Ökosystemen, sich ohne längere Sukzessionen und bei gleichzeitigem Erhalt ihrer Lebensfunktionen (C-Speicherung, Produktivität, Mikroklima etc.) unter veränderlichen Umweltbedingungen strukturell selbst zu organisieren, bezeichnen wir als ökologische Plastizität (JENSSEN et al. 2007). Plastizität beschreibt dabei eine dauerhafte „Verformung“, eine dauerhafte Anpassung der Strukturen an sich verändernde Umweltbedingungen, nicht hingegen die Rückkehr in den Ausgangszustand nach einer temporären Störung (Elastizität).

Plastizität ist eine Eigenschaft auf verschiedenen Ebenen biologisch-ökologischer Systeme. Die Plastizität eines einzelnen Baumes ist im Rahmen seiner physiologischen Anpassungsfähigkeit gegeben und daher relativ begrenzt. Auf der Ebene der Population von Wald-

bäumen wächst die Plastizität mit ihrer genetischen Diversität (KÄTZEL 2008). Die Strukturanpassung vollzieht sich in Selektionsprozessen vor allem während der Verjüngung und in den anschließenden frühen Entwicklungsstadien. Auf der Ebene der Waldgesellschaft erfolgt die Strukturanpassung zusätzlich über die interspezifische Konkurrenz. Die ökologische Plastizität ist besonders hoch, wenn die vergesellschafteten Baumarten und deren Populationen jeweils breite ökologische Amplituden abdecken. Diese Amplituden überschneiden sich im Bereich der aktuellen ökologischen Bedingungen, sollten in ihrer Summe aber möglichst weite Bereiche künftig wahrscheinlicher Umweltszenarien abdecken.

## Natürliche Vorbilder klimaplastischer Wälder

Die ökologische Plastizität der Wälder kann deutlich erhöht werden, wenn sich Waldentwicklungsplanungen an den natürlichen Vegetationspotenzialen solcher Regionen orientieren, die durch eine erhöhte Klimavariabilität gekennzeichnet und Kreuzweg von Baumarten unterschiedlicher waldgeografisch-klimatischer Herkunft sind. Dieser Umstand war ein Grund zur Auswahl der Modellregion des BMBF-Verbundprojektes NEWAL-NET (Nachhaltige Entwicklung von Waldlandschaften im Nordostdeutschen Tiefland), die einen Ausschnitt von Nordost-Brandenburg und Südost-Mecklenburg-Vorpommern im Übergangsbereich zwischen atlantischer und kontinentaler Klimaausprägung umfasst (ENDE 2009).

Das Makroklima wird durch das Wechselspiel von Einflüssen des Meeres über Westwetterlagen und denen des Kontinents über Ostwetterlagen bestimmt, wobei vor allem Höhe und jahreszeitliche Verteilung des Niederschlags zu einer deutlichen Vegetationsdifferenzierung führen (Abb. 1). Im nordwestlichen Teil der Modellregion und auf den Höhen erlauben die atlantischen Klimateinflüsse die natürliche Ausbildung von Wäldern, in denen die obere Baumschicht auf grundwasserfernen Standorten von der Rot-Buche absolut dominiert wird (HOFMANN und POMMER 2005). Das kontinental getönte Trockenklima in Odernähe und Teilen der Schorfheide führt auf mittleren bis nährstoffschwachen Sanden zur Ausbildung von Kiefern-/Eichenwäldern, auf nährkräftigen und nährstoffreichen Sand-Lehmen und Lehmen zur Ausbildung von Linden-Hainbuchenwäldern. In einem Übergangsbereich zwischen die-

<sup>1</sup> Das der Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF unter dem Förderkennzeichen 0330562H gefördert. Die Verantwortung liegt beim Autor.

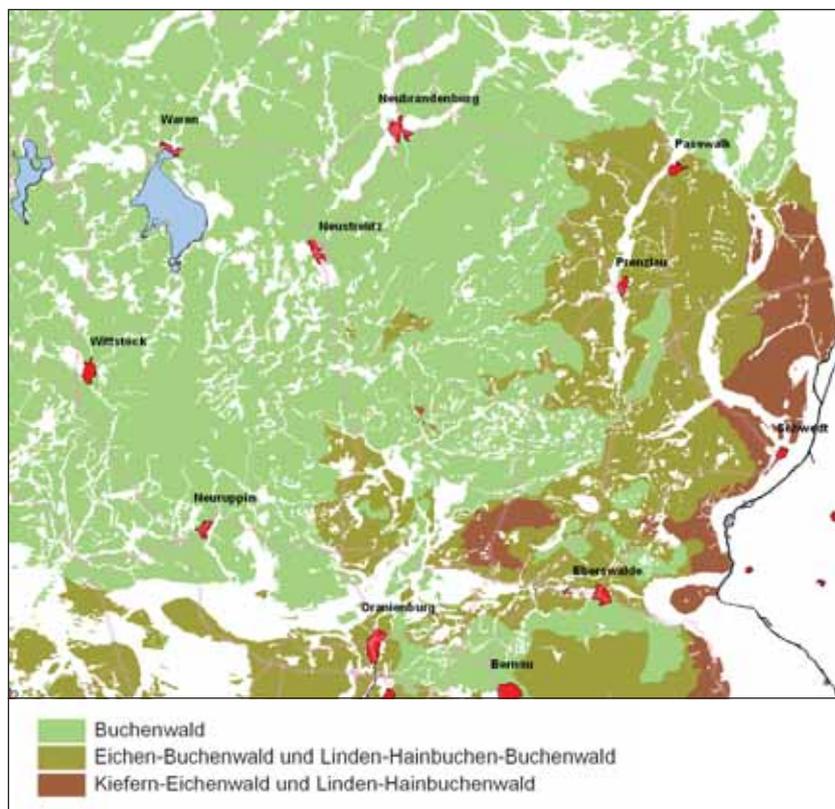


Abb. 1: Klimatisch bedingte Hauptgruppen der heutigen potenziellen natürlichen Waldgesellschaften auf grundwasserfernen Standorten in der 17.545 km<sup>2</sup> umfassenden Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern, abgeleitet auf der Grundlage der aktuellen PNV-Kartierungen für Brandenburg (HOFMANN und POMMER 2005) und Mecklenburg-Vorpommern (KIPUTH und WEINAUGE 2005)

sen Klimaregionen, der die Uckermark im Osten und den südlichen Teil der Modellregion im Norden von Berlin umfasst, kommt es zur Ausbildung von Eichen-Buchenwäldern und Winterlinden-Hainbuchen-Buchenwäldern, in denen die klimatischen Verhältnisse die natürliche Fähigkeit der Rot-Buche zum alleinigen Waldbildner deutlich einschränken. Dieser Gebietsteil der Modellregion ist Teil eines Gürtels, der sich am Südrand des baltischen Buchenwaldareals entlang erstreckt. Natürliche Buchen-Mischwaldvorkommen wurden auch in Nordwest-Polen, am Rande des Thüringer Keuperbeckens, an den Bördenrändern Sachsens und Sachsen-Anhalts sowie in Nordost-Bayern nachgewiesen (LIBBERT 1932; WEINITSCHKE 1963; HOFMANN 1974; REICHHOFF 2000; BOHN und NEUHÄUSL 2000; 2003; SCHMIDT et al. 2002). Die hier gegenüber den stärker ozeanisch, aber auch gegenüber den stärker kontinental geprägten Regionen erhöhte Klimavariabilität führt zu einem „hot spot“ der Baumartenvielfalt, die auf nährstoffreichen Standorten besonders stark ausgeprägt ist (Abb. 2).

Während sich auf mittleren bis nährstoffschwachen Sanden gleichwüchsige Mischungen aus Rot-Buche, Stiel- und Trauben-Eiche unter Beteiligung der Kiefer ausbilden, finden sich auf den nährstoffkräftigen Sand-Lehmen teilweise enge Mischungen der Rot-Buche, vor allem mit Hainbuche und Winter-Linde, wobei auch die Flatterulme hinzutritt, die außerhalb dieses Gürtels eher in grundwassernahen Standortsbereichen zu finden ist. Auf nährstoffreichen und kalkhaltigen Lehmen schließlich vermögen weitere Baumarten wie Esche, Vogel-Kirsche, Sommer-Linde, Berg-, Spitz- und Feld-Ahorn und teilweise sogar die Elsbeere, in das obere

Kronendach vorzudringen. Bemerkenswert ist, dass die Anzahl der in der oberen Baumschicht vertretenen Arten unter den Bedingungen des Übergangsklimas größer ist als die Summe der Waldbildner unter sub-ozeanischen und subkontinentalen Klimabedingungen. Ursache hierfür ist vor allem die unter den Bedingungen des Übergangsklimas bereits deutlich eingeschränkte Konkurrenzkraft der Rot-Buche, so dass sich im Ringen um Wuchsraum eine Reihe von Baumarten unterschiedlicher geografischer Herkunft und ökologischer Amplitude erfolgreich durchsetzen können.

Pollenanalysen belegen, dass solche Buchen-Mischwälder, wie wir sie heute in fragmentarischen Resten in schmalen Gürteln an den Rändern des baltischen und auch des herzynischen Buchenwaldareals vorfinden, während des Subboreals, also im Übergang von der Eichen-Mischwaldzeit zur Buchenzeit, vor etwa 5 bis 2 Tausend Jahren, für weite Teile des norddeutschen Tieflands charakteristisch waren (MÜLLER 1969; LANGE 1976; KLOSS 1980). Mit dem sich abzeichnenden Klimawandel könnten solche Wälder als natürliches Vorbild für klimaplastische Wirtschaftswälder der Zukunft in weiten Teilen des nordmitteleuropäischen Tief- und Hügellandes wieder eine große Bedeutung gewinnen (Abb. 3).

Angesichts erwarteter Klimaänderungen darf die heutige geographische Verteilung der potenziellen natürlichen Waldgesellschaften, die in weiten Teilen des nordwestlichen Mitteleuropas durch eine starke Vorherrschaft der Rot-Buche geprägt ist, auf der Waldfläche nicht schablonenhaft umgesetzt werden. Vielmehr geht es darum, natürliche Vegetationspotenziale zu

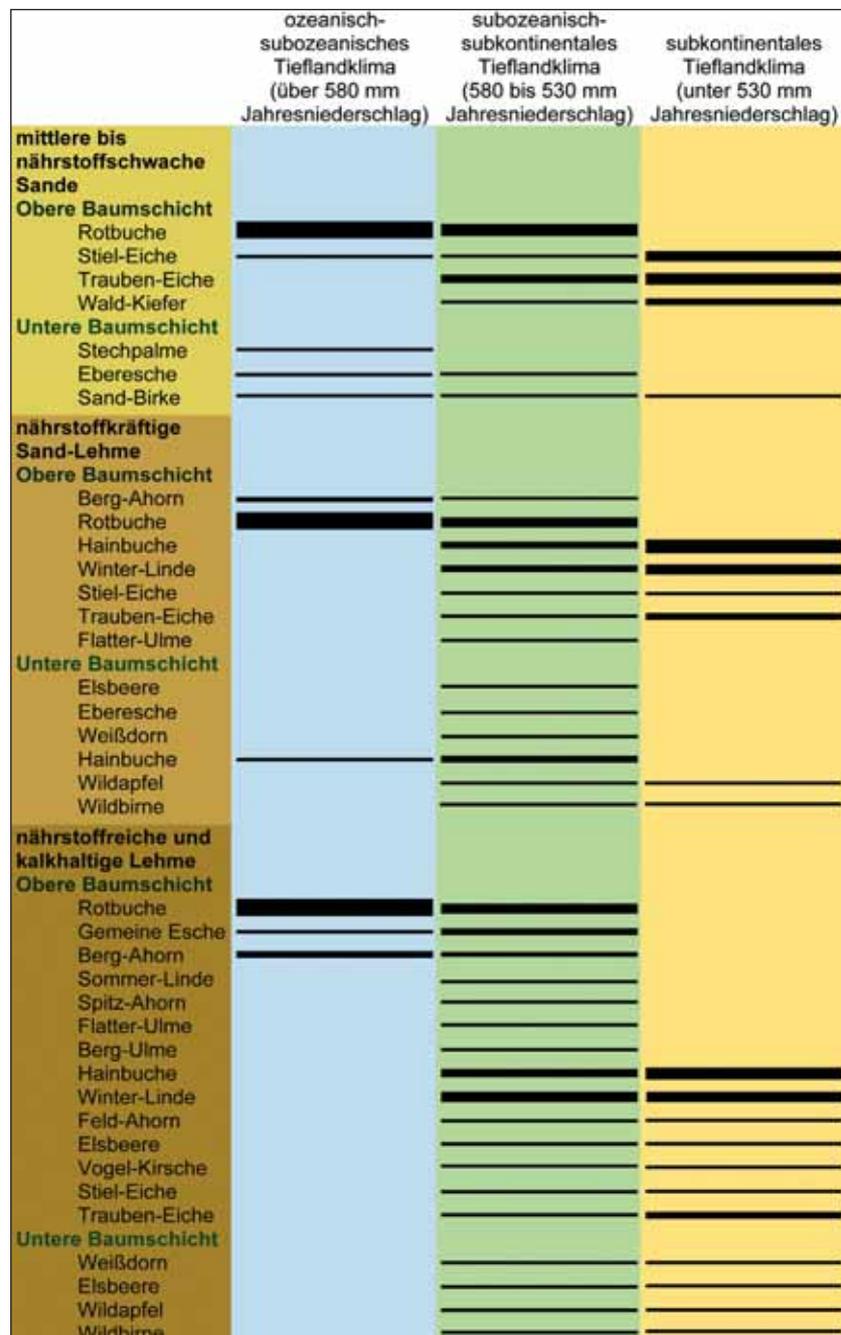


Abb. 2: Natürliche Potentiale der Vergesellschaftung einheimischer Baumarten in Abhängigkeit von Klimaausbildung und Bodennährkraft auf grundwasserfernen Standorten im ostdeutschen Tiefland. Die Dicke der Balken symbolisiert die relativen Mengenanteile der Baumarten in den Waldgesellschaften (JENSSEN et al. 2007)

nutzen, um durch gezieltes forstliches Handeln klimaplastische und multifunktionale Wirtschaftswälder zu entwickeln. Mit Blick auf die Geschwindigkeit, Intensität und Unbestimmtheit künftiger Klimaänderungen ist dabei eine Abweichung von der heutigen Waldnatur auf weiten Teilen der Waldfläche unvermeidlich.

Die heute von Natur aus auf einen schmalen Gürtel beschränkten natürlichen Eichen-Buchenwälder und Linden-Hainbuchen-Buchenwälder können sich veränderlichen Umweltbedingungen in erster Linie durch Veränderung der relativen Mengenanteile der Baumarten anpassen. Sie dienen als Lernmenge für die Konstruktion klimaplastischer Waldentwicklungstypen für weite Teile der nordmitteleuropäischen Waldfläche, auf denen unter heutigen Klimaverhältnissen von Na-

tur aus Buchenwälder vorherrschen würden. Mit der gezielten Nutzung natürlicher Konkurrenz- und Regenerationsprozesse und des evolutiven Potentials des natürlichen Genpools kann das bionische Prinzip im Waldbau verstärkt umgesetzt werden.

### Mechanismen der Klimaplastizität auf der Ebene der Waldgesellschaft

Die Klimaplastizität von gruppenweisen, truppweisen und einzelbaumweisen Mischungen aus Buche, Hainbuche, Winter-Linde und Spitz-Ahorn wurde durch dendroökologische Untersuchungen im klimatischen Übergangsgebiet bestätigt. Die nahegelegene Wetterstation des DWD in Angermünde weist langjährige Jahresnie-



Abb. 3: Forstlich bewirtschafteter Buchen-Mischwald mit Winter-Linde und Rot-Buche auf einem nährkräftigen Standort in Nordost-Brandenburg als Beispiel eines klimaplastischen Wirtschaftswaldes (Foto: G. HOFMANN)



Abb. 4: Versuchsfläche Weberslinden in der Oberförsterei Chorin, Revier Senftenthal, Abteilung 129a, auf nährkräftigem Standort (Standortsgruppe K2). Der Oberbestand besteht aus einer ca. 110 Jahre alten trupp- bis gruppenweisen Mischung aus Rot-Buche und Winter-Linde (Foto: M. JENSSEN)

derschläge um 540 mm aus, die Differenz der monatlichen Mitteltemperaturen zwischen Januar und Juli beträgt 18,7 K. Unter diesen Bedingungen ist die Konkurrenzkraft der Rot-Buche und damit ihre Fähigkeit zum alleinigen Waldbildner deutlich eingeschränkt. Die Wälder liegen im Jungmoränengebiet im Übergangsgebiet zwischen Grund- und Endmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichselkaltzeit, sie stocken auf nährstoffkräftigen Braunerden (Standortsformengruppe K2). Unter diesen guten edaphischen Verhältnissen können sich Winter-Linde und Hainbuche als natürliche Konkurrenten der Rot-Buche etablieren.

Der Bestand Weberslinden in der Oberförsterei Chorin, Revier Senftenthal, Abteilung 129a, ist zur Saatgutgewinnung Winter-Linde anerkannt und wird forstlich bewirtschaftet (Abb. 4). Der Oberbestand besteht aus einer ca. 110 Jahre alten trupp- bis gruppenweisen Mischung aus Rot-Buche und Winter-Linde. Die Mittelhöhe beträgt 35,0 m, der Mitteldurchmesser der Rot-Buche beträgt 46,2 cm, der Mitteldurchmesser der Winter-Linde beträgt 51,8 cm. Die Stammzahl beträgt 264 ha<sup>-1</sup>, davon entfallen 80 % auf Linde und 20 % auf Buche. Der Kronenschlussgrad beträgt 0,85. Davon entfallen 60 % auf Linde und 40 % auf Buche.

Vergleicht man den Verlauf des sekundären Dickenwachstums zwischen den Populationen von Rot-Buche und Winter-Linde während der vergangenen 60 Jahre, so wird ein bemerkenswertes Wechselspiel von sowohl gleichlaufenden als auch entgegengesetzten Wachstumsreaktionen deutlich (Abb. 5). Von besonderem Interesse sind das extreme Trockenjahr 1976 und die durch dieses Extremereignis ausgelöste folgende Periode, die über die niederschlagsarmen achtziger Jahre bis 1992 fort dauert. Beide Teilpopulationen zeichnen deutlich in 1976, dann jedoch gewinnt die Lindenpopulation einen deutlichen Konkurrenzvorteil gegenüber den Buchen. Man beobachtet einen in der Tendenz spiegelsymmetrischen Verlauf der mittleren Jahringkurven, gekennzeichnet durch gegensinnige Reaktionen im sekundären Dickenwachstum der beiden Populationen. Dieser Verlauf ist auf die interspezifische Konkurrenz zwischen den Baumarten zurückzuführen. Mit dem Einsetzen starker Niederschläge in der Vegetationsperiode 1993 beginnt eine verhältnismäßig niederschlagsreiche Periode, in der die Buchen ganz offensichtlich wieder eine stärkere Konkurrenzwirkung gegenüber den Linden entfalten. Dies äußert

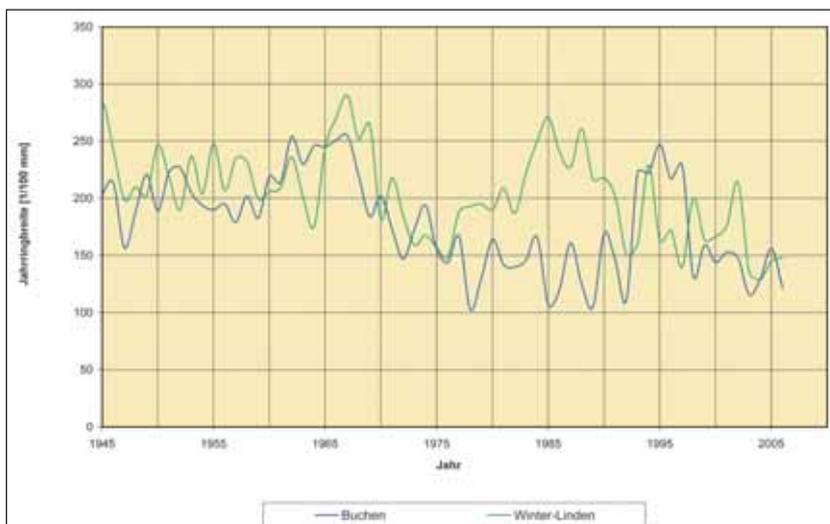


Abb. 5: Verlauf des sekundären Dickenwachstums der Teilpopulationen aus Rot-Buchen (blau) und Winter-Linden (grün) auf der Versuchsfläche Weberslinden (Abb.4)

sich darin, dass die mittleren Jahrringkurven der beiden Populationen bei fortgesetzt gegensinnigen Reaktionen ihre Rangfolge signifikant „vertauschen“ und die Buche nun gegenüber der Linde ein deutlich stärkeres sekundäres Dickenwachstum aufweist.

Mit der Versuchsfläche Redernswalde in der Stiftung Schorfheide-Chorin, Oberförsterei Chorin, Revier Grumisin, Abteilung 710a, wurde ein deutlich jüngerer und stammzahlreicherer Mischbestand aus Rot-Buche, Winter-Linde und Hainbuche in das Versuchsprogramm aufgenommen. Wahrscheinlich hat sich dieser Bestand um 1945 nach starken Holzentnahmen in einem von Eichen dominierten Forst selbst organisiert und ist auch in seiner weiteren Entwicklung nicht bewirtschaftet worden. Der Untersuchungsplot besteht aus einer ca. 60 Jahre alten gruppenweisen Mischung aus Winter-Linde und Rot-Buche (Abb. 6). Die Mittelhöhe beträgt 23,9 m, der Mitteldurchmesser der Rot-Buche beträgt 17,9 cm, der Mitteldurchmesser der Winter-Linde beträgt 20,7 cm. Die Stammzahl beträgt 1684 ha<sup>-1</sup>, davon entfallen 90 % auf Linde und 10 % auf Buche. Das Kronendach des Bestandes ist nahezu geschlossen.

Der Bestand befindet sich im Stadium des angehenden Baumholzes, d. h. in einer noch sehr stammzahlreichen Entwicklungsphase. Die Kronenentfaltung ist immer noch relativ gering, in der Konkurrenz unterlegene Bäume wurden in der bisherigen Bestandesgeschichte relativ schnell überwachsen und sind heute ausgeschieden. Aus diesem Grunde zeigt der heute noch vorhandene Teil des Bestandes im Vergleich zu dem älteren Bestand in Weberslinden (Abb. 5) auch keine längeren Phasen der Konkurrenzüberlegenheit der einen oder der anderen Baumart, sondern ein im mehrjährigen Mittel ausgeglichenes sekundäres Dickenwachstum beider Arten, das in der physiognomischen Homogenität des Bestandes eine Entsprechung findet (Abb. 6). Betrachtet man jedoch einzelne Jahre oder kürzere Perioden, so beobachtet man auch hier wieder die ausgeprägten gegenläufigen Wachstumsreaktionen. So ist ein deutlicher Anstieg der mittleren Jahrringzuwächse der Buchen z. B. zwischen 1970 und 1972 mit einem entsprechenden Ab-

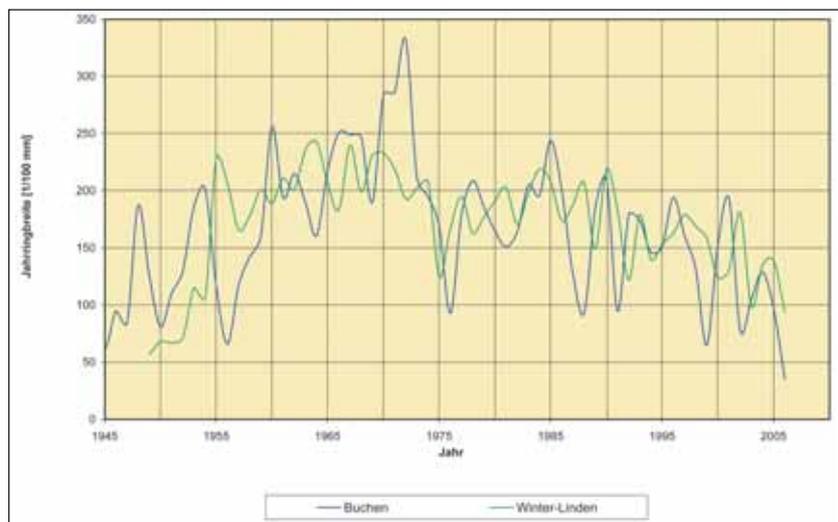


Abb. 6: Versuchsfläche Redernswalde in der Stiftung Schorfheide-Chorin, Abteilung 710a auf nährkräftigem Standort (Standortsgruppe K2). Der Oberbestand besteht aus einer ca. 60 Jahre alten gruppenweisen Mischung aus Rot-Buche und Winter-Linde (Foto: M. Jenssen)

fall der mittleren Jahrringzuwächse der Linden verbunden, die umgekehrte Reaktion kann man z. B. zwischen 1986 und 1988 beobachten. Die Konkurrenzwechselwirkung zwischen den Baumarten führt dazu, dass dieselben Umweltfaktoren zu gegensinnigen Reaktionen in beiden Populationen führen. Eine weitere interessante Beobachtung ist auch, dass die Fluktuationen im sekundären Dickenwachstum der Buchen unter den gegebenen ökologischen Bedingungen stärker ausgeprägt sind als bei den Linden, die Buchenpopulation also in diesem frühen Entwicklungsstadium sensitiver auf variable Umweltbedingungen zu reagieren scheint.

Qualitativ ähnliche Befunde wurden auch in trupp- und gruppenweisen Mischungen aus Rot-Buche und Hainbuche im selben Standortsbereich nachgewiesen. Sehr interessant sind auch die Ergebnisse der dendroökologischen Analyse einzelner Exemplare des Spitz-Ahorns, die in Redernswalde auf einer nährkräftigen bis nährstoffreichen Lehmkuhle einzelbaumweise in den Grundbestand aus Rot-Buche und Winter-Linde eingemischt sind. Die Alter der analysierten Bäume liegen zwischen 47 und 57 Jahren, im Mittel bei 50 Jah-

Abb. 7: Verlauf des sekundären Dickenwachstums der Teilpopulationen aus Rot-Buchen (blau) und Winter-Linden (grün) auf dem Untersuchungsplot Redernswalde (Abb. 6)



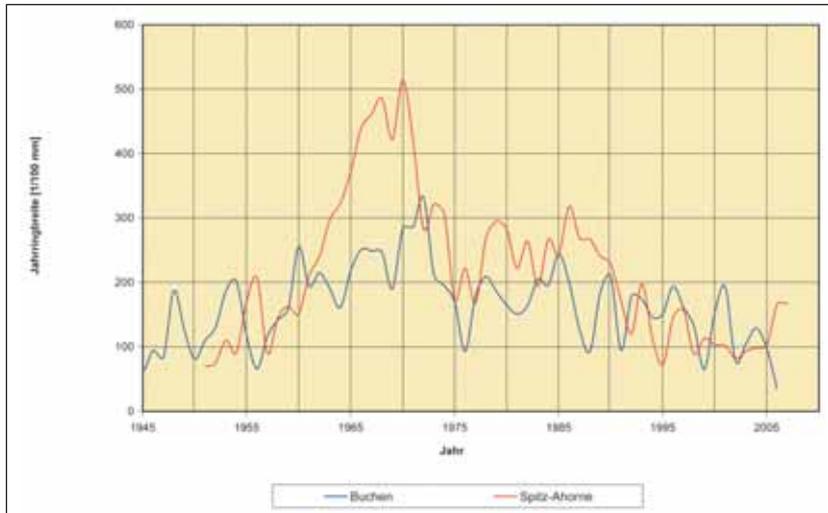


Abb. 8: Verlauf des sekundären Dickenwachstums der Teilpopulationen aus Rot-Buchen (blau) und Spitz-Ahornen (rot) auf der Versuchsfläche Redernswalde

ren, die Mittelhöhe beträgt 26,6 m, der Mitteldurchmesser in Brusthöhe beträgt 28,4 cm.

Das für den Spitz-Ahorn typische starke Jugendwachstum äußert sich auch im sekundären Dickenwachstum der Spitz-Ahorn-Population, das um 1970 mit mittleren Jahringbreiten um 5 mm kulminiert (Abb. 8). Der Spitz-Ahorn zeigt die am stärksten ausgeprägte Gegensinnigkeit zu den witterungsbedingten Reaktionen der Buchenpopulation, was mit hoher Sicherheit auch auf die einzelbaumweise Einmischung in den Grundbestand zurückzuführen ist. Jedes Exemplar der Population ist fast ausschließlich von Buchen oder Linden umgeben. Die Ahorne sind mit einem Zeitversatz (im Mittel) von 10 Jahren gegenüber dem Grundbestand vermutlich in kleineren Lücken aufgewachsen und dürften zwischen 1970 und 1975 das Kronendach erreicht haben, womit sie in unmittelbare Konkurrenzwechselwirkung mit dem umgebenden Bestand getreten sind. Diese Wechselwirkung zeigt sich z. B. im extremen Trockenjahr 1976, wo erstaunlicherweise sogar ein Anstieg des sekundären Dickenwachstums zu beobachten ist, der mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die stark verminderte Vitalität der benachbarten Buchen zurückzuführen ist. Sehr ausgeprägt stellt sich auch die temporäre relative Dominanz der Ahorne gegenüber den Buchen in der darauffolgenden Periode niederschlagsarmer Jahre dar, bis sich dann ab den frühen neunziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts das Bild zu Gunsten der Buchen wandelt.

Die dendroökologischen Untersuchungen der analysierten gruppenweisen, truppweisen und einzelbaumweisen Mischungen aus Buche, Hainbuche, Winter-Linde und Spitz-Ahorn bestätigen somit die aus der Konstruktion der heutigen PNV abgeleiteten Erkenntnisse zur Klimaplastizität von Winterlinden-Hainbuchen-Buchenwäldern auf nährstoffkräftigen Standorten im klimatischen Übergangsgebiet. Starke Witterungsfluktuationen, wie Trockenjahre und Trockenperioden, niederschlagsreiche Jahre und Perioden sowie Temperaturextreme führen zu teilweise ausgeprägt gegenläufigen Reaktionen des sekundären Dickenwachstums zwischen Populationen der Buche (subozeani-

scher Verbreitungsschwerpunkt) einerseits und der Baumarten Hainbuche, Winter-Linde und Spitz-Ahorn (subkontinentaler Verbreitungsschwerpunkt) andererseits. Damit konnte der durch interspezifische Konkurrenz vermittelte Mechanismus der Klimaplastizität auf der Ebene der Waldgesellschaft unter den ökologischen Bedingungen der Modellregion nachgewiesen werden. Die aufgezeigten Fallbeispiele demonstrieren den Unterschied zwischen unmittelbarer und über die Waldgesellschaft vermittelter Wirkung von variablen Umweltfaktoren. In Reinbeständen der verschiedenen Baumarten sind die Wachstumsreaktionen auf Witterungsfluktuationen gleichsinnig, aber zwischen den Arten quantitativ unterschiedlich ausgeprägt. Die Konkurrenzwechselwirkung zwischen den Populationen verschiedener Baumarten führt jedoch zu gegensinnigen Reaktionen, die bei lang anhaltenden Witterungstrends oder einem gerichteten Klimawandel zu einer Veränderung der Mengenanteile der verschiedenen Baumarten führen kann. Diese Reaktionsmuster bilden die Grundlage der Klimaplastizität.

Aus den hier beschriebenen Untersuchungen verschiedener stadialer Entwicklungsphasen und unterschiedlicher räumlicher Mischungsformen können wichtige Erkenntnisse für die Begründung und Pflege klimaplastischer Waldbestände in der forstlichen Praxis abgeleitet werden (folgender Abschnitt). In den zuletzt aufgezeigten einzelbaumweisen Beimischungen von Baumarten mit subkontinentalem Verbreitungsschwerpunkt ist die im Vergleich zur Rot-Buche am stärksten ausgeprägte Gegensinnigkeit in den Wachstumsreaktionen auf die Niederschlagsverhältnisse in der Vegetationsperiode zu beobachten, abgemildert sind diese Reaktionen bereits in truppweisen (Weberslinden) oder gar in gruppenweisen Mischungen (Redernswalde). In letzteren beschränken sich die Konkurrenzwirkungen auf die Randbereiche der Gruppen. Um eine frühzeitige Entmischung der Bestände bzw. unverantwortlich hohe Pflegeaufwände und Qualitätsverluste zu vermeiden, bietet sich unter den derzeitigen klimatischen Bedingungen eine Begründung in horstweiser oder gruppenweiser Mischung an, die unter dem sich wandelnden Klima in gruppenweise oder truppweise Strukturen überführt

werden. Zur Vermeidung vorzeitiger Entmischungen ist es weiterhin erforderlich, unterschiedliche Wuchsrhythmen der Baumarten zu berücksichtigen und ggf. einen zeitlichen Versatz bei dem Einbringen unterschiedlicher Baumarten zu organisieren.

**Zur Entwicklung klimaplastischer Laubmischwälder in der Modellregion unter der Annahme regionalisierter IPCC-Klimaszenarien**

Klimamodelle liefern keine Vorhersagen sondern Szenarien oder Projektionen, die mögliche Klimatrends beschreiben (GIORGI 2005; KROP-KOLB und FORMAYER 2005). Diese Projektionen beruhen auf bestimmten Annahmen über die künftige Entwicklung von das Klima beeinflussenden Faktoren und auf dem heutigen wissenschaftlichen Kenntnisstand. Andere Annahmen oder neue Erkenntnisse können zu anderen Projektionen führen.

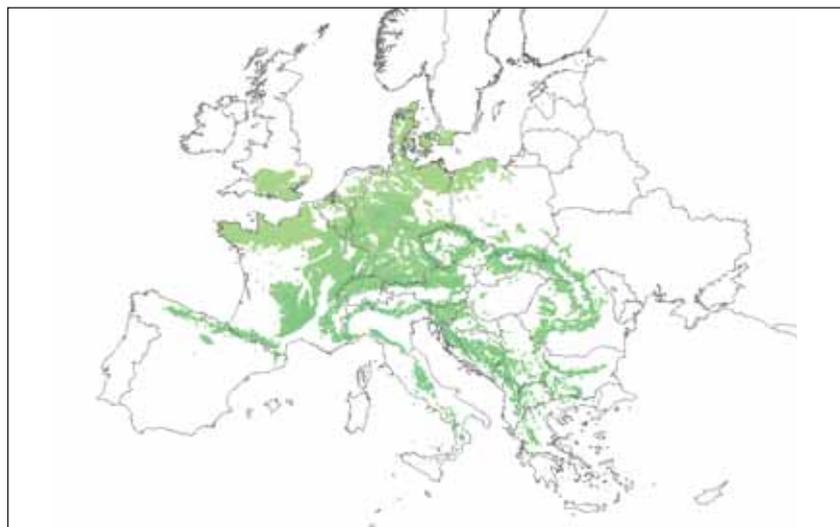
Die Baumartenzusammensetzung klimaplastischer Wälder wird nicht aus diesen Projektionen abgeleitet, sondern orientiert sich an den natürlichen Vorbildern der Eichen-Buchenwälder und Linden-Hainbuchen-Buchenwälder im klimatischen Übergangsbereich zwischen ozeanischen und kontinentalen Klimaeinflüssen in der Modellregion. Diese Wälder enthalten Baumarten mit sehr unterschiedlichen waldgeografischen Verbreitungsschwerpunkten und damit auch sehr unterschiedlichen klimatischen Amplituden. Sie sind daher unspezifisch im Hinblick auf spezielle Klimatrends.

In diesem Abschnitt wird der Versuch unternommen, eine ökoklimatische Diagnose der natürlichen Buchenmischwälder vor dem Hintergrund vorliegender regionaler Klimaszenarien, also der nach heutigem Wissensstand als wahrscheinlich geltenden Klimaentwicklung, zu stellen. Die hier verwandten WETTREG-Simulationen (SPEKAT et al. 2007) nutzen ein statistisches Verfahren, um aus dem globalen Klimamodell ECHAM 5 des MPI Hamburg Klimaprojektionen für das Netz der DWD-Wetterstationen abzuleiten. Diesem Regionalisierungsverfahren liegt die Annahme zugrunde, dass

die in der Vergangenheit beobachteten stabilen Beziehungen zwischen großräumigen atmosphärischen Zirkulationsmustern (Wetterlagen) und den lokalen Auswirkungen auf meteorologische Größen erhalten bleiben. Die unterschiedlichen IPCC-Szenarien bewirken jeweils spezifische Verschiebungen in der Häufigkeit von Wetterlagen.

Diese grundsätzliche „Modellphilosophie“ wird hier auch für die Ableitung von regionalen Projektionen selbstorganisierter Waldvegetationsentwicklung übernommen. Es wird angenommen, dass diejenigen Kombinationen ökoklimatischer Parameter und Indizes, die heute die Verbreitungsgrenzen der Waldgesellschaften bestimmen, auch unter den Bedingungen eines gewandelten Klimas ihre Bedeutung beibehalten werden. Die jeweiligen IPCC-Szenarien bewirken entsprechend dieser Annahme lediglich Verschiebungen in der Verbreitung der heute bekannten Waldgesellschaften. Tatsächlich jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass neuartige Konstellationen von Umweltbedingungen auch zu neuen Vergesellschaftungen von Baumarten führen werden. Die folgenden Auswertungen tragen daher einen sehr hypothetischen Charakter und dienen vor allem der Veranschaulichung der Frage, welche Dimension ein möglicher klimabedingter Wandel der Waldvegetation haben könnte und in welchen Grenzen das Konzept klimaplastischer Wälder als Anpassungsstrategie an einen Klimawandel geeignet erscheint.

Aus der potenziellen natürlichen Verbreitung der europäischen Buchen- und Buchenmischwälder unter heutigen Klimabedingungen (Abb. 9) und den Daten europäischer Klimastationen wurden Spannweiten bioklimatischer Indizes berechnet (Abb. 10). Diese Spannweiten bezeichnen die ökologische Amplitude, innerhalb derer sich die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) in den Hauptstadien selbst organisierter Waldgesellschaften in der oberen Baumschicht behaupten kann. Demnach haben europäische Buchenmischwälder ihren Verbreitungsschwerpunkt im subozeanischen und gemäßigt subkontinentalen, kühlen bis mäßig warmen Klima, unter humiden und subhumiden Bedingungen. Sie meiden weitgehend sommertrockene Lagen.



**Abb. 9: Potenzielle natürliche Verbreitung von Buchen- und Buchenmischwäldern, in denen die Buche als dominante Art in der Baumschicht auftritt, unter den heutigen Klimabedingungen (BOHN und NEUHÄUSL 2000, 2003)**

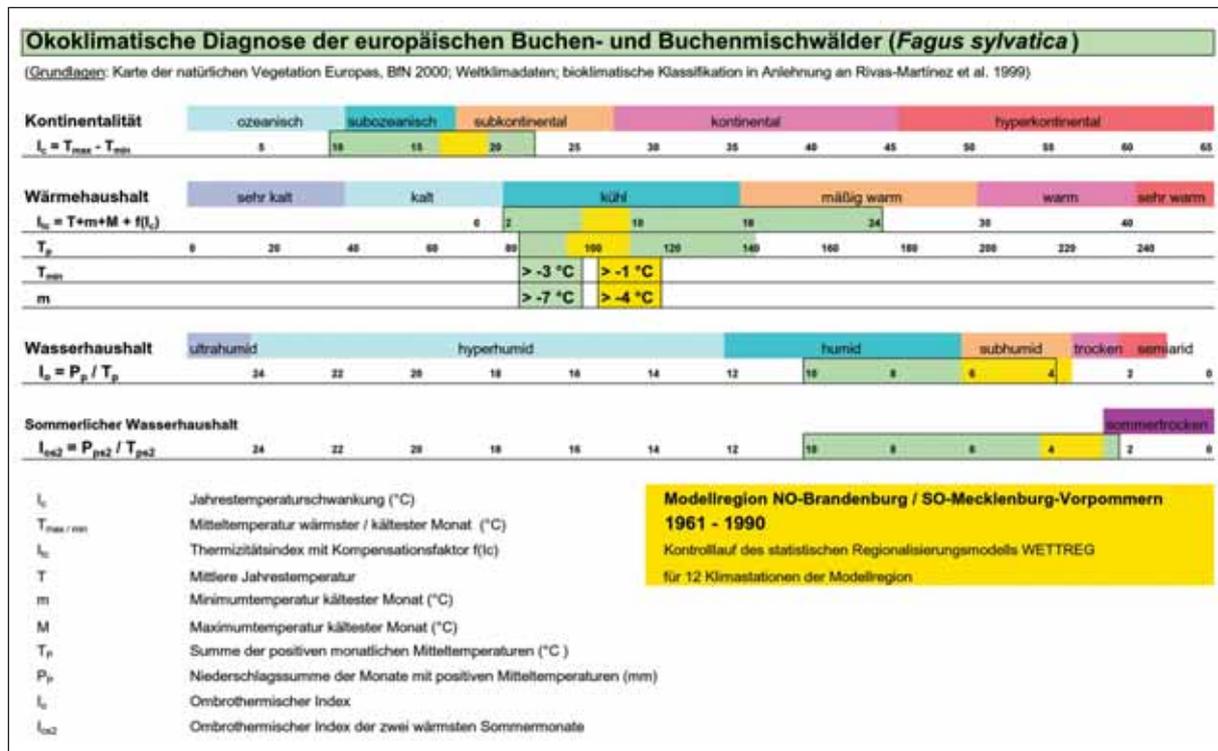


Abb. 10: Ökoklimatische Diagnose der europäischen Laubwälder, in denen die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) dauerhafter Bestandteil der herrschenden Baumschicht ist (Abb. 9). Die Spannweiten der Indizes sind als grüne Balken eingezeichnet. Die gelben Markierungen kennzeichnen die klimatische Amplitude in der Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 1) nach dem Kontrolllauf 1961 – 1990 des statistischen Regionalisierungsmodells WETTREG

Zu beachten ist dabei, dass innerhalb der ausgewiesenen Amplituden nicht alle beliebigen Kombinationen von Indizes möglich sind. So dringen Buchenmischwälder in subkontinentale Klimate (Jahrestemperaturschwankungen zwischen 18 und 22 K) nur vor, wenn gleichzeitig hinreichend humide Verhältnisse gegeben sind. In diesen Fällen wird ihre Verbreitung vor allem durch die Wintertemperaturen (Frosthärte der Buche) begrenzt. Dies ist z. B. der Fall bei den montanen Buchenmischwäldern Südosteuropas oder auch an der nordöstlichen und nördlichen Verbreitungsgrenze der baltischen Buchenwälder.

Die sich durch Brandenburg ziehende südöstliche Verbreitungsgrenze der baltischen Buchenwälder und der Linden-Hainbuchen-Buchenwälder bzw. der Eichen-

Buchenwälder wird hingegen nicht durch die Wintertemperaturen, sondern durch den Wasserhaushalt während der Vegetationsperiode bestimmt (Abb. 10). Unter diesen subhumiden Bedingungen erweist sich die Jahrestemperaturschwankung im Bereich des Übergangs zwischen subozeanischem und subkontinentalem Klima als der am schärfsten zwischen den Waldklima-Regionen diskriminierende Index (siehe Abb. 1 und Tab. 1).

Als nächstes wurde die Frage herausgearbeitet, inwieweit sich die heutige Verbreitungsgrenze der Buchen- und Buchenmischwälder unter verschiedenen Klima-szenarien verändern könnte. Die Untersuchung umfasste das „niedrigere“ Emissionsszenario B1, welches von einem Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis Mitte

Tabelle 1: Zuordnung der Klimastationen des DWD zu den klimatisch bedingten Hauptgruppen natürlicher Waldgesellschaften in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg aufgrund der mittleren Kontrollläufe 1961 – 1990 des Klimaregionalisierungsmodells WETTREG

Klimatisch bedingte Hauptgruppen natürlicher Waldgesellschaften	Jahrestemperaturschwankung (Kontinentalitätsindex) in K $I_c = T_{max} - T_{min}$	DWD-Klimastationen
Buchenwälder	$I_c < 18$	Arkona, Putbus, Barth, Rostock-Warnemünde, Greifswald, Boltenhagen, Teterow, Ückerkmünde, Schwerin, Goldberg, Waren, Boizenburg, Marnitz, Neuglobsow, Neuruppin
Eichen-Buchenwälder Winterlinden-Hainbuchen-Buchenwälder	$18 \leq I_c \leq 18,5$	Angermünde, Zehdenick, Potsdam
Eichenwälder Winterlinden-Hainbuchenwälder	$I_c > 18,5$	Manschnow, Müncheberg, Lindenberg, Cottbus

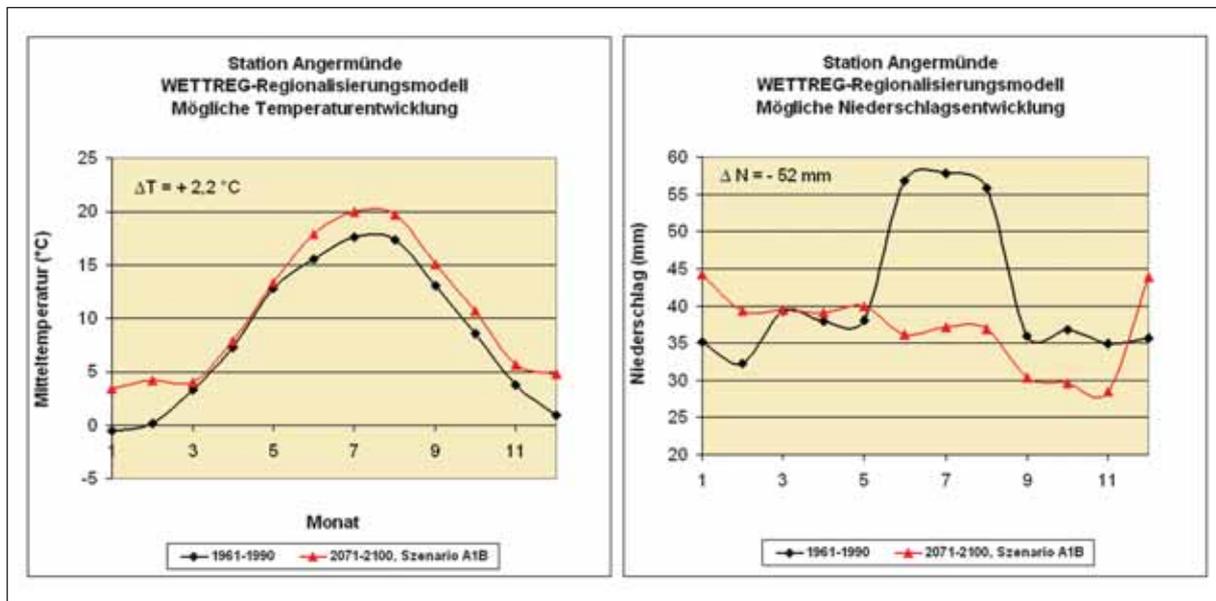


Abb. 11: Wahrscheinliche Entwicklung ausgewählter Klimaparameter für den Zeitraum 2071 bis 2100 im Vergleich zu 1961 bis 1990 nach dem IPCC-Klimaszenario A1B im heutigen subozeanisch-subkontinentalen Übergangsklima des nordostdeutschen Tieflands

des 21. Jahrhunderts und einer deutlichen Abnahme bis 2100 (CO<sub>2</sub>-Gehalt in der Atmosphäre 540 ppm im Jahr 2100 im Vergleich zu 380 ppm heute durch Reduktion der Emissionen bis auf Stand vor 1990) ausgeht, und das „höhere“ Emissionsszenario A1B, das zwischen der Mitte des 21. Jahrhunderts und 2100 nur einen leichten Rückgang unterstellt (CO<sub>2</sub>-Gehalt in der Atmosphäre 710 ppm im Jahr 2100 im Vergleich zu 380 ppm heute).

Beide Szenarien weisen für die Region einen Klimatrend aus, der anhand von mittlerem jährlichem Niederschlags- und Temperaturverlauf beispielhaft für die unseren Versuchsflächen nächstgelegene Klimastation Angermünde (Abb. 11) und in den Spannweiten ökoklimatischer Indizes für die gesamte Modellregion (Abb. 12, 13) dargestellt werden kann. Dieser Klimatrend ist durch zwei Hauptelemente gekennzeichnet. Zum einen wird die ozeanische gegenüber der kontinentalen Klimaprägung verstärkt, was sich in einer deutlich abnehmenden Jahrestemperaturschwankung äußert. Der zunehmende Einfluss des atlantischen Ozeans über verstärkt auftretende West- und Südwestwetterlagen ist nach den Szenarien in den Winter- und Frühjahrsmonaten zu beobachten. Für die abnehmende Jahrestemperaturschwankung ist eine zunehmende Wintermilde verantwortlich, die mit einer früher einsetzenden und insgesamt verlängerten Vegetationsperiode einhergeht. Zum anderen werden gleichzeitig eine deutlich erhöhte Winterfeuchte und auch eine erhöhte Feuchte zu Beginn der Vegetationsperiode im zeitigen Frühjahr erwartet. Dieser Klimatrend ist grundsätzlich laubwaldfreundlich und insbesondere auch buchenwaldfreundlich.

Gleichermaßen jedoch deuten die Szenarien auf eine zunehmende submediterrane Tönung des Klimas hin, die sich in einer Nivellierung des jährlichen Nieder-

schlagsverlaufs und einer sich verstärkt ausprägenden Sommertrockenheit äußert. Zahlreiche ökophysiologische Befunde belegen, dass Populationen der Rot-Buche im Vergleich zu den heimischen Eichen, Linden oder der Hainbuche gegenüber sommerlichem Trockenstress häufig sensibler reagieren (LEUSCHNER 1998; BACKES und LEUSCHNER 2000; RENNENBERG et al. 2004; MANTHEY und BOX 2007; MANTHEY et al. 2007). Physiologische Anpassungsmechanismen sind u. a. deutliche Wachstumsreduktionen (BOLTE 2005; JOCHHEIM et al. 2007; ROLOFF und GRUNDMANN 2008), die zu einem Verlust an Konkurrenzkraft gegenüber den Mischbaumarten des klimaplastischen Waldes führen können. Dies wird auch durch die im vorhergehenden Abschnitt vorgestellten dendroökologischen Untersuchungen belegt. Die zunehmende Sommertrockenheit würde in selbst organisierter Waldentwicklung in weiten Teilen der Modellregion die heute im potenziellen natürlichen Waldbild noch absolut dominierende Baumart Rot-Buche wahrscheinlich zugunsten der Mischbaumarten des klimaplastischen Waldes, wie insbesondere der Traubeneiche, der Linden, der Hainbuche oder des Spitzahorns, zurückdrängen. Baumarten, wie der Feldahorn, die Elsbeere oder die Vogel-Kirsche, würden in diesen Wäldern zunehmend Nischen finden.

Gerade aufgrund dieser im Hinblick auf die Konkurrenzkraft der Buche widersprüchlichen Elemente des projizierten Klimatrends würde sich eine lagegenaue Projektion der Verbreitungsgrenzen, insbesondere zwischen reinen Buchenwäldern und Eichen-Buchenwäldern bzw. Winterlinden-Hainbuchen-Buchenwäldern, für die nächsten 50 bis 100 Jahre als sehr spekulativ erweisen. Da die genetische Variation der Buche innerhalb der Bestände in Mitteleuropa sehr hoch ist (KONNERT et al. 2000), kann eine hohe Klimaplastizität der Buche auf der Ebene der Waldbaum-Population und damit ein hohes Potenzial zur selektiven Anpassung

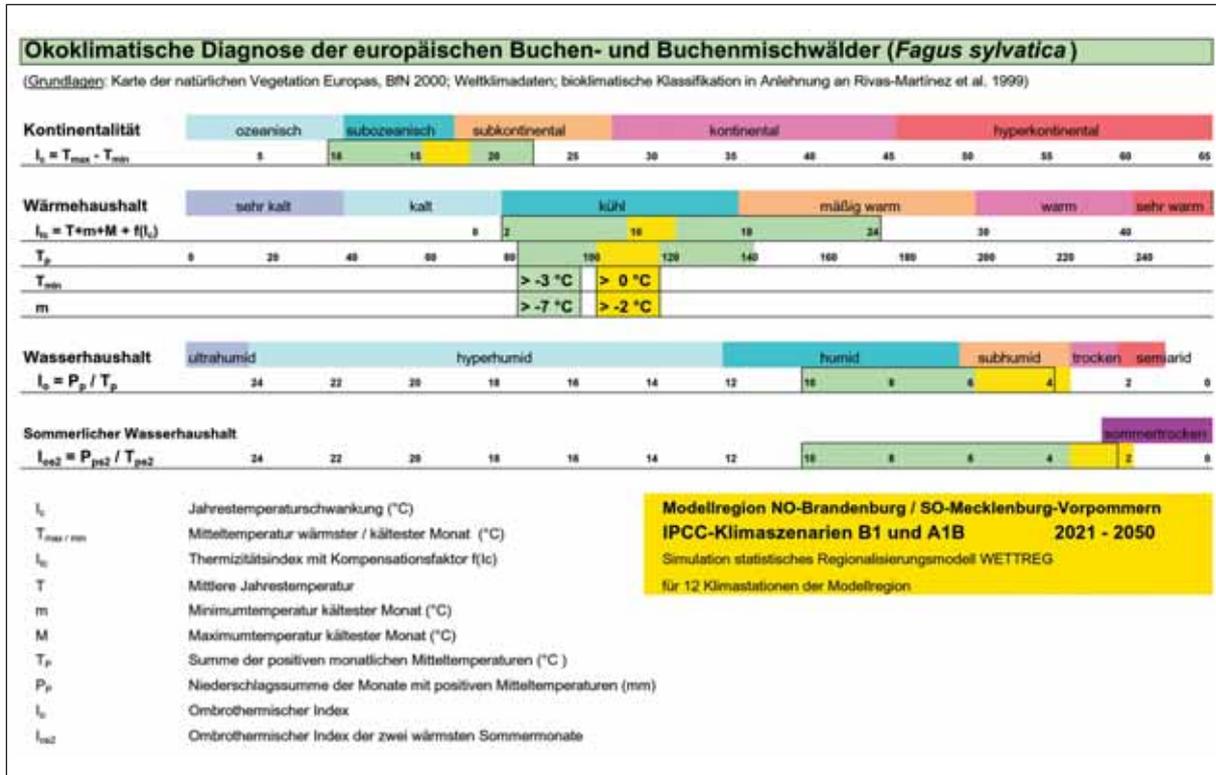


Abb. 12: Spannwerten ökoklimatischer Indizes in der Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern nach den IPCC-Klimaszenarien B1 und A1B für den Zeitraum 2021 – 2050 nach dem WETTREG. Modell (gelb markiert) im Vergleich zur ökoklimatischen Amplitude der europäischen Laubwälder, in denen die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) dauerhafter Bestandteil der herrschenden Baumschicht ist (grün markiert)

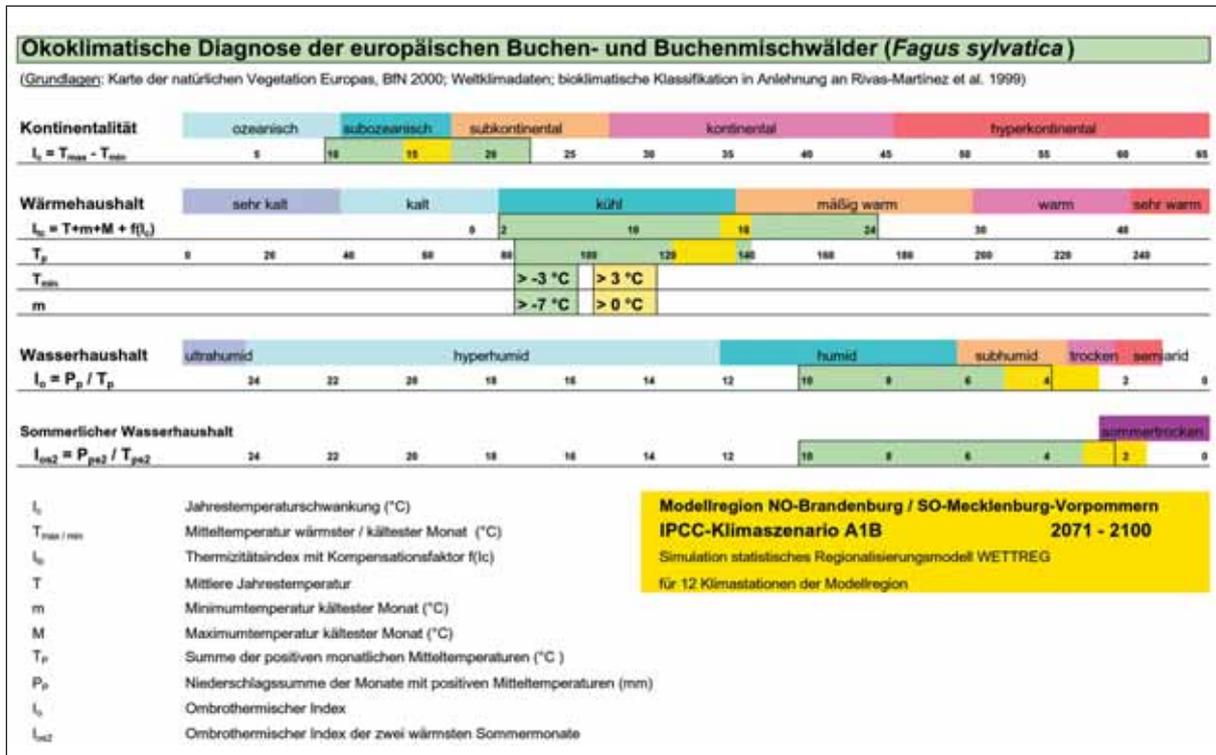


Abb. 13: Spannwerten ökoklimatischer Indizes in der Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern nach dem IPCC-Klimaszenario A1B für den Zeitraum 2071 – 2100 nach dem WETTREG. Modell (gelb markiert) im Vergleich zur ökoklimatischen Amplitude der europäischen Laubwälder, in denen die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) dauerhafter Bestandteil der herrschenden Baumschicht ist (grün markiert)

an Trockenstress durchaus unterstellt werden. Aus der walldgeografisch-ökoklimatischen Analyse der natürlichen Vegetation Europas ergibt sich, dass die südwestliche Verbreitungsgrenze der Buchenmischwälder (Südwest-Frankreich, Nordost-Spanien) durch den sommerlichen Wasserhaushalt bestimmt wird. Ein ombrothermischer Index  $I_o$  von wenigstens 4,0 und ein ombrothermischer Index der zwei wärmsten Sommermonate  $I_{os2}$  von wenigstens 2,4 sind erforderlich, damit die Rot-Buche zumindest auf Böden mit hinreichender Wasserhaltefähigkeit dauerhafter Bestandteil der herrschenden Baumschicht bleibt (Abb. 10, 12, 13). Unter der Annahme, dass diese aus der südwestlichen Verbreitungsgrenze der Buchenwälder ermittelten Grenzwerte durch selektive Anpassung der Buchenpopulation im Modellgebiet auch realisiert werden können, kann somit zumindest die Verbreitungsgrenze zwischen Buchenmischwäldern auf der einen Seite und Eichen- bzw. Linden-Hainbuchen-Wäldern auf der anderen Seite projiziert werden. Die genannten Grenzwerte werden in beiden Klimaszenarien B1 und A1B innerhalb des Modellgebietes bis zum Jahr 2050 lediglich für die Station Manschnow unterschritten, die für das Trockenwaldgebiet an der Oder repräsentativ ist (Abb. 1). Damit kann es als durchaus wahrscheinlich gelten, dass der Großteil des heutigen potenziellen Buchen- und Buchenmischwaldgebietes der Modellregion zur Mitte des 21. Jahrhunderts als Buchenmischwaldgebiet anzusprechen ist. In Abhängigkeit von den Emissionsszenarien wird sich die Grenze der Buchenmischwälder zu den Eichenwäldern und Linden-Hainbuchen-Wäldern bis zum Ende des 21. Jahrhunderts jedoch wahrscheinlich in westliche Richtung verschieben. Für das „höhere“ Emissionsszenario A1B, das von einer nur leichten Reduzierung der globalen  $CO_2$ -Emissionen zwischen der Mitte und dem Ende des 21. Jahrhunderts und einem Anstieg der atmosphärischen  $CO_2$ -Konzentration von derzeit 380 ppm auf 710 ppm ausgeht, würde die Buchenmischwaldgrenze um 2100 in Nord-Süd-Richtung, etwa auf dem 12. Längengrad zwischen Rostock und Goldberg, d. h. bereits westlich unserer Modellregion, verlaufen (Tab. 2).

Die vorstehende Analyse belegt ungeachtet aller bestehenden Unsicherheiten, dass die Eichen-Buchenwälder und Linden-Hainbuchen-Buchenwälder des klimatischen Übergangsbereiches der Modellregion als

natürliche Vorbilder für klimaplastische Wirtschaftswälder geeignet sind. Der nach heutigem Kenntnisstand als wahrscheinlich angenommene Klimatrend für das norddeutsche Tiefland würde nicht in ein kontinental getöntes Waldsteppenklimate, sondern in ein subozeanisches Laubmischwald-Klima mit submediterraner Tönung führen. Sollten die hier angenommenen Klimaszenarien eintreffen, würde die Rot-Buche auf Grund der erwarteten Sommertrockenheit im norddeutschen Tiefland mit zunehmender geografischer Länge (östlicher Lage) wahrscheinlich stärker an Konkurrenzkräften verlieren und die Bedeutung der Mischbaumarten der klimaplastischen Buchenmischwälder in gleichem Maße zunehmen. Während also insbesondere am nördlichen und nordöstlichen Rand des baltischen Buchenwaldareals (Süd-Schweden, Baltikum) bei hinreichender Humidität auf Grund zunehmender Wintertemperaturen ein deutlicher Arealgewinn des Buchenwaldes zu erwarten wäre (vgl. auch BOX und MANTHEY 2006), ist an der durch das nordostdeutsche Tiefland verlaufenden südöstlichen Grenze der baltischen Buchenwälder auf Grund zunehmender Sommertrockenheit ein eher geringfügiger Arealverlust, aber eine deutliche Verbreiterung des Gürtels von Eichen-Buchenwäldern und Linden-Hainbuchen-Buchenwäldern nach Westen wahrscheinlich.

**Waldentwicklungsszenario nach dem Leitbild klimaplastischer Wälder für den Zeitraum bis 2100**

Die erarbeiteten ökologischen Grundlagen des klimaplastischen Waldes wurden genutzt, um für die grundwasserfernen Standortbereiche der Waldfläche der Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern ein vereinfachendes Bewirtschaftungsmodell zu entwickeln, das dem Leitbild klimaplastischer Wälder entspricht. Das Bewirtschaftungsmodell umfasst insgesamt 42 unterschiedliche waldbauliche Zielstrukturen, die nach den heutigen Waldklima-Regionen und den forstlichen Standortsklassen für Bodennährkraft und Bodenfeuchte gegliedert sind (JENSSEN 2009a). Für jede Zielstruktur wurden waldbauliche Behandlungsvorschriften definiert, die ihre Entwicklung aus den gegenwärtig vorhandenen Waldstrukturen beschreiben. Zielstrukturen und Behandlungsvorschriften bilden gemeinsam ein bewusst vereinfachendes

**Tabelle 2: Zuordnung der Klimastationen des DWD zu den klimatisch bedingten Hauptgruppen natürlicher Waldgesellschaften in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg auf Grund des „höheren“ Emissionsszenarios A1B für den Zeitraum 2071 – 2100 des Klima-Regionalisierungsmodells WETTREG**

Klimatisch bedingte Hauptgruppen natürlicher Waldgesellschaften	Ombrothermischer Index $I_o$ (mm/K)	Ombrothermischer Index der zwei wärmsten Sommermonate $I_{os2}$ (mm/K)	DWD-Klimastationen
Buchenwälder, Eichen-Buchenwälder und Linden-Hainbuchen-Buchenwälder	$I_o \geq 4,0$	$I_{os2} \geq 2,4$	Rostock-Warnemünde, Boltenhagen, Schwerin, Goldberg, Boizenburg, Marnitz
Eichenwälder und Linden-Hainbuchenwälder	$I_o < 4,0$ ODER	$I_{os2} < 2,4$	Arkona, Putbus, Barth, Greifswald, Teterow, Ückeremünde, Waren, Neuglobsow, Angermünde, Zehdenick, Neuruppin Manschnow, Müncheberg, Potsdam, Lindenberg, Cottbus

des und schematisierendes Bewirtschaftungsmodell, das im Rahmen eines Computermodells implementiert wurde.

Daraus ist für 400.000 ha eingerichteter Holzbodenfläche im grundwasserfreien Standortbereich des Modellgebietes Nordost-Brandenburg / Südost-Mecklenburg-Vorpommern ein mögliches klimaplastisch optimiertes Waldentwicklungsszenario für den Zeitraum 2006 bis 2100 abgeleitet<sup>2</sup> worden. Die räumliche Auflösung ist die Ebene der Forstabteilung. Dabei erfolgte die Übertragung der in jeder Forstabteilung flächenmäßig vorherrschenden Bestandesgruppierung auf die gesamte Abteilungsfläche (Aggregation). Dieses Szenario diene als Grundlage für Modellberechnungen anderer Projektpartner, welche die wahrscheinliche Wirkung der Umsetzung des Leitbildes z. B. auf den Landschaftswasserhaushalt, die Kohlenstoffbindung, die Emission klimarelevanter Spurengase, das Rohholzaufkommen oder die faunistische Artendiversität abschätzen (ENDE 2009). Als Kontrastszenario wurde ein Szenario „business as usual“ abgeleitet, das die bis 2006 in den Waldstrukturen angelegte Baumartenverteilung zukünftig fortschreibt, ohne neue Waldumbaumaßnahmen einleiten zu müssen. Das Kontrastszenario „business as usual“ dient dazu, den Einfluss der veränderten Bewirtschaftung von anderen Faktoren (wie z. B. Klimawandel oder Konsequenzen der in den heutigen Waldstrukturen festgelegten Altersklassenverteilung) abgrenzen zu können. Der mögliche Einfluss von Risikofaktoren wie Sturm, Schädlingskatastrophen, Witterungsextremen oder Schadstoffeinträ-

<sup>2</sup> Erstellt unter Verwendung von Projektauszügen des DSW2 des Landesbetriebes Forst Brandenburg



**Abb. 14:** Aktuelle Baumartenvielfalt (Zahl der Baumarten pro Bestand) auf der Waldfläche der Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern (400.000 ha grundwasserferne Standortbereiche der eingerichteten Holzbodenfläche). Räumliche Auflösung: Forstabteilung, jeweils vorherrschender Bestand der Abteilung.

Quelle: Datenspeicher Wald Forstverwaltungen Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, Stichjahr 2006  
Legende: siehe S. 113 Abb. 15

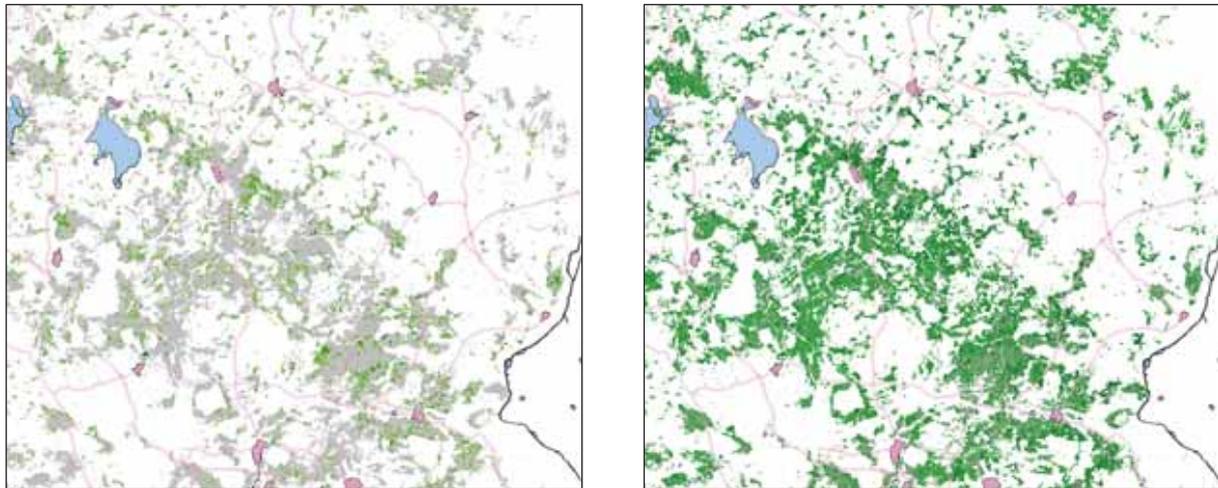
gen konnte im Rahmen der Szenarienberechnung jedoch nicht berücksichtigt werden.

Derzeit dominieren auf zwei Dritteln der Waldfläche der Modellregion Reinbestände und nur auf einem Drittel sind Bestände mit wenigstens zwei Baumarten an der Waldzusammensetzung beteiligt (Abb. 14). In dem nach dem Leitbild klimaplastischer Wälder optimierten Waldentwicklungsszenario würde sich der Anteil der Reinbestände bis zum Jahr 2040 auf 17 % und bis zum Jahr 2100 auf weniger als 6 % reduzieren (Abb. 15). Im Jahr 2100 wären dann auf knapp der Hälfte der Waldfläche Bestände mit drei oder vier Baumarten ausgebildet. Die Baumartendiversität würde auf den nährkräftigen und nährstoffreichen Standorten ihre höchsten Werte erreichen.

Dabei würde sich die Zahl der Baumarten, die einen Flächenanteil von mehr als einem Prozent an der Waldfläche der Modellregion besitzen, bereits innerhalb weniger Jahrzehnte verdoppeln (Tab. 3). Die Baumart Kiefer würde auch in Zukunft den größten Flächenanteil in der Modellregion einnehmen, jedoch auf arme bis mäßig nährstoffversorgte Standorte zurück gedrängt werden. Die Fichte würde vollständig aus dem Gebiet verschwinden, während das Spektrum der Nadelbaumarten auf mäßig nährstoffversorgten und nährkräftigen Standorten vor allem um die Douglasie ergänzt werden könnte. Der Anteil der Buche würde sich von 2006 bis 2100 verdoppeln, der Anteil der heimischen Eichenarten sich knapp verdreifachen. Von den gebietsheimischen Baumarten, die derzeit einen Flächenanteil unter 1 % besitzen, würden vor allem die Hainbuche, aber auch die Linden (vorwiegend Winter-Linde), die Ahorne (Berg-Ahorn, Spitz-Ahorn, vereinzelt Feld-Ahorn) und die Wildobstarten (Vogel-Kirsche, Elsbeere, Wild-Birne, Wild-Apfel, Eberesche) deutlich zunehmen.

In dem nach dem Leitbild klimaplastischer Wälder optimierten Waldentwicklungsszenario würde bzw. würden

- sich der Anteil der mit erheblichen ökologischen Risiken und nachteiligen ökologischen Wirkungen einhergehenden Nadelbaureinbestände in der Modellregion drastisch von derzeit 62 % auf nur noch 1 % im Jahre 2100 verringern, während sich der Anteil der Laubbaumbestände von derzeit 15 % auf 43 % erhöhen würde (Abb. 16, 17).
- Nadelbäume eine wichtige ökonomische Säule der Forstwirtschaft in der Region bleiben, die ökologische Sicherheit des Nadelbaumanbaus jedoch durch gruppen- und horstweise Durchmischung von Nadel- und Laubbäumen erhöht werden. Dies würde sich in einer Zunahme der Nadelbaum-Laubbaum-Bestände von derzeit 23 % auf 56 % im Jahr 2100 äußern.
- der Anteil der Lichtwälder (2006: 69 %; 2100: 15 %) in dem nach dem Leitbild klimaplastischer Wälder optimierten Waldnutzungsszenario deutlich zugunsten von Halbschatt- und Schattwäldern (2006: 10 %; 2100: 33 %) verringern. Gefördert würden vor allem Mischungen aus Lichtbaumarten und Schattbaumarten (2006: 21 %; 2100: 50 %), die einen besonders hohen waldbaulich-ökonomischen, aber auch



**Abb. 15:** Baumartenvielfalt (Zahl der Baumarten pro Bestand) im Jahr 2100 bei Fortschreibung der heutigen Waldstrukturen („business as usual“, links) und entsprechend des nach dem Leitbild klimaplastischer Wälder optimierten Waldnutzungsszenarios (rechts) auf der Waldfläche der NEWAL-NET-Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern 400.000 ha grundwasserferne Standortbereiche der eingerichteten Holzbodenfläche). Räumliche Auflösung: Forstabteilung, jeweils vorherrschender Bestand der Abteilung

ökologischen Wert besitzen. Solche Mischungen erlauben eine optimale Ausnutzung der vorhandenen Ressourcen, gewährleisten häufig eine verbesserte Bodenpflege und können gezielt zur Wertholzproduktion genutzt werden.

Die Ergebnisse der Szenarienrechnung belegen, dass die durch die naturräumliche Ausstattung der Modellregion gegebenen Potenziale der Baumartendiversität derzeit nur ungenügend genutzt werden. Die natürlichen Diversitätspotenziale ermöglichen den Aufbau klimaplastischer Waldbestände, die bei vergleichsweise geringen ökologischen Risiken und vertretbaren Bewirtschaftungsaufwänden auch in Zukunft forstliche Wertschöpfung durch nachhaltige Ressourcennutzung gewährleisten.

**Waldbauliche Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes klimaplastischer Wälder**

Die Entwicklung klimaplastischer Wirtschaftswälder nach natürlichen Konstruktionsprinzipien erfolgt, wo immer dies möglich erscheint, unter Nutzung und gezielter Förderung selbst organisierter Abläufe. Dabei sollte der Wirtschaftler im Sinne des Konzeptes des klimaplastischen Waldes vor allem auf die Förderung flächenhafter Mischungsstrukturen (Trupps, Gruppen, Horste) orientieren. Solche Horizontalstrukturen sind spannungsarm, da interspezifische Konkurrenzeffekte auf die Gruppenränder beschränkt werden, was einer vorzeitigen Entmischung der Bestände vorgebeugt und Pflegeaufwände und Qualitätsverluste in Grenzen hält.

**Tabelle 3:** Entwicklung der prozentualen Baumartenzusammensetzung auf den grundwasserfreien Waldstandorten der Modellregion Nordost-Brandenburg / Südost-Mecklenburg-Vorpommern nach dem klimaplastisch optimierten Waldentwicklungsszenario

Baumart	2006	2020	2040	2060	2080	2100
Kiefer	71,6	57,8	48,2	41,6	35,7	28,0
Fichte	3,3	2,6	2,1	1,1	0,2	0,0
Douglasie	0,5	2,1	3,0	3,6	4,4	5,8
Küsten-Tanne	0,0	0,2	0,3	0,5	0,8	1,0
Trauben-Eiche	2,1	3,5	5,9	8,4	9,9	8,9
Stiel-Eiche	2,1	2,3	2,7	2,9	2,8	2,5
Trauben-/Stiel-Eiche	0,8	1,5	1,8	1,8	1,7	1,7
Sand-Birke	1,6	2,1	2,1	1,8	1,6	1,2
Rot-Buche	13,0	17,8	20,0	21,3	22,9	26,2
Hainbuche	0,7	4,9	7,3	9,5	12,1	16,7
Linden	0,2	0,9	1,4	1,6	2,0	2,7
Ahorne	0,4	0,8	1,3	1,7	1,9	2,1
Wildobst	0,0	0,3	0,7	1,1	1,3	1,2
Sonstige < 1 %	3,6	3,3	3,2	3,0	2,6	2,1



Abb. 16: Ökologische Bestandesstrukturtypen auf der Waldfläche der Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern (400.000 ha grundwasserferne Standortbereiche der eingerichteten Holzbodenfläche). Räumliche Auflösung: Forstabteilung, jeweils vorherrschender Bestand der Abteilung.  
Quelle: Datenspeicher Wald Forstverwaltungen Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, Stichjahr 2006

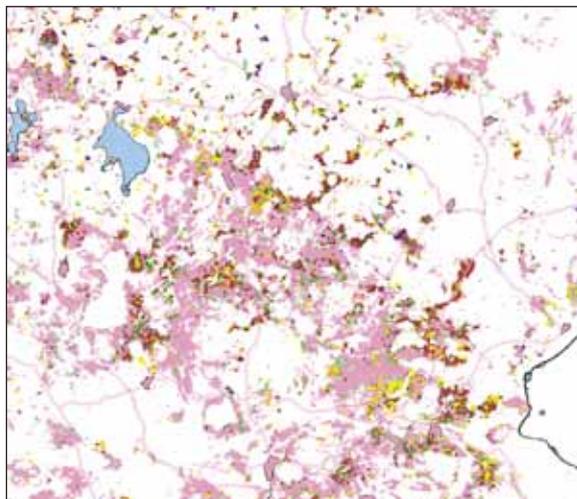


Abb. 17: Ökologische Bestandesstrukturtypen im Jahr 2100 bei Fortschreibung der heutigen Waldstrukturen (links) und entsprechend des klimaplastisch optimierten Waldnutzungsszenarios (rechts) auf der Holzbodenfläche der Modellregion. Räumliche Auflösung: Forstabteilung, jeweils vorherrschender Bestand der Abteilung

In Kiefernforsten auf ziemlich armen und armen bis mäßig nährstoffversorgten Standorten, auf denen die Kiefer Hauptbaumart bleibt, können stabilitätsfördernde Beimischungen von Laubbäumen wie Eiche, Birke oder Eberesche häufig durch gezielte Förderung natürlicher Sukzessionen erzielt werden. Eine besonders vielfältige Horizontalstruktur, nämlich eine in Trupps und Gruppen in Erscheinung tretende ungleichmäßige Verteilung von Bäumen verschiedener Baumarten und verschiedenen Alters wird durch konsequente Anwendung der Gruppendurchforstung, vor allem in den jüngeren und mittelalten Beständen der Kiefer, erreicht. Die Gruppendurchforstung geht von der Beobachtung aus, dass Bäume mit guten oder schlechten Stammformen nicht gleichmäßig auf der Fläche verteilt sind, sondern häufig „geklumpt“ vorkommen. Werden Gruppen vitaler Bestandesglieder nicht aufgelöst, sondern Mattwüchsige in der Umgebung dieser Gruppen entfernt, so kann der homogene Reinbestand ohne Qualitätsverluste in relativ kurzer Zeit in einen horst-, gruppen- und truppweise ungleichaltrigen und gemischten Wald überführt werden (GREGER 1995). Dies würde jedoch eine Abkehr von heute weitgehend üblichen schematischen Durchforstungsstrategien bedeuten. So

führt eine übertrieben und großflächig angewandte Auslesedurchforstung durch die Entnahme der jeweils stärksten Bedränger der Ausleseebäume zu einer Monotonie gleichmäßig verteilter Z-Stämme, deren Schirmstellungen den Übergang zu einer vielfältigen Mosaikstruktur erschweren oder gar verhindern (GREGER 1995).

Die Strategie der Förderung flächenhafter Baumartenmischungen sollte auch bei der Läuterung von Naturverjüngungen konsequent angewandt werden. So berichteten uns Förster, dass sie in der Naturverjüngung von Buchenwäldern zunehmend auftretende gut veranlagte Hainbuchen gruppen- und horstweise herausarbeiten (Abb. 18). Bei hohen Wilddichten muss dem selektiven Verbiss von Baumarten, wie der Hainbuche oder Winterlinde durch Zäunungen vorgebeugt werden.

In Nadelbaumforsten mit hoher Naturferne, etwa auf den Moränenstandorten Nordbrandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns mit mindestens mittlerer bis kräftiger Nährstoffversorgung, aber auch in ausgedehnten Kiefernforstgebieten mit niedrigem natürlichen Regenerationspotenzial, werden Verfahren der künstlichen

Verjüngung klimaplastischer Wälder unumgänglich sein. Flächenhafte Mischungen der Zielbaumarten können durch gezieltes Auspenden von Windwurflücken oder durch mosaikartiges Einbringen der Zielbaumarten begründet werden. Dabei sollte die horizontale Verteilung der verschiedenen Baumarten keinesfalls schematisch erfolgen, sondern auf der Grundlage einer hochauflösenden Standortserkundung (JENSSEN 2009b). Eine solche kleinräumige Standortserkundung kann häufig durch den erfahrenen Forstmann über eine Ansprache von Vegetation, Mikro- und Mesorelief und Boden selbst durchgeführt werden. Aus der häufig sehr beträchtlichen kleinstandörtlichen Differenzierung werden die räumlichen Muster der Baumartenzusammensetzung abgeleitet. Auf diese Weise kann es gelingen, die verschiedenen Baumarten entsprechend ihrer unterschiedlichen Standortansprüche in kleinflächeweise getrennten Mischbeständen in Wechselwirkung zu bringen.

Von großer Bedeutung ist bei der künstlichen Verjüngung klimaplastischer Wälder die bessere Nutzung der genetischen Potenziale der Baumarten. Hierzu geeignete Maßnahmen wären verbesserte Verfahren der Herkunftssicherung, die Erhöhung der Anzahl der zugelassenen Saatgutbestände und die Einschränkung der Beerntung derselben Saatgutbestände in Folgejahren (KONNERT und HOSIUS 2006).

### Zusammenfassung

Unter Klimaplastizität verstehen wir die Fähigkeit eines biologisch-ökologischen Systems zu einer dauerhaften Anpassung seiner Strukturen an einen Klimawandel. Klimaplastizität auf der Ebene der Waldgesellschaft wird vor allem durch interspezifische Konkurrenz zwischen den Baumarten erzeugt. Ein Waldbestand kann sich durch Veränderung der Mengenanteile der Baumarten an das sich wandelnde Klima anpassen. Die Klimaplastizität eines Waldbestandes ist dann besonders groß, wenn sich die ökologischen Amplituden der Baumarten unter dem aktuellen Klima und den gegebenen kleinstandörtlichen Bedingungen überlappen und eine Vergesellschaftung ermöglichen, jede für sich aber möglichst unterschiedliche Bereiche möglicher Klimaszenarien abdecken.

Der Aufbau klimaplastischer Wirtschaftswälder orientiert sich an natürlichen Konstruktionsprinzipien. Natürliche Vorbilder sind vor allem Linden-Hainbuchen-Buchenwälder und Eichen-Buchenwälder, die sich heute in Fragmenten in einem Übergangsbereich zwischen atlantisch und kontinental getönten Klimaeinflüssen am Südrand des baltischen Buchenwaldareals nachweisen lassen. Dieser Bereich erstreckt sich als Gürtel zwischen der Weichselmündung und dem Thüringer Becken und zieht sich quer durch Brandenburg. Die in diesem Bereich erhöhte Klimavariabilität führt zu einem „hot spot“ natürlicher Baumartenvielfalt, die mit der Bodennährkraft zunimmt.

Die Klimaplastizität von gruppenweisen, truppweisen und einzelbaumweisen Mischungen aus Buche, Hain-



**Abb. 18: Forstlich bewirtschafteter Hainbuchen-Buchen-Mischwald auf nährkräftigem Standort mit natürlicher Verjüngung im April (Revier Grumsin). Durch den zeitigen Blattaustrieb treten die Hainbuchen in der Verjüngung deutlich gegenüber den Rot-Buchen hervor (Foto: M. JENSSEN)**

buche, Winter-Linde und Spitz-Ahorn wurde durch dendroökologische Untersuchungen im klimatischen Übergangsbereich bestätigt. Starke Witterungsfluktuationen wie Trockenjahre und Trockenperioden, niederschlagsreiche Jahre und Perioden sowie Temperaturextreme führen zu teilweise ausgeprägt gegenläufigen Reaktionen des sekundären Dickenwachstums zwischen Populationen der Rot-Buche (subozeanischer Verbreitungsschwerpunkt) einerseits und der Baumarten Hainbuche, Winter-Linde und Spitz-Ahorn (subkontinentaler Verbreitungsschwerpunkt) andererseits. Dieser Befund wird folgendermaßen interpretiert: Die physiologischen Wachstumsreaktionen auf Witterungsfluktuationen sind für nicht miteinander konkurrierende Baumarten gleichsinnig, aber quantitativ unterschiedlich ausgeprägt. Die interspezifische Konkurrenz zwischen den Populationen verschiedener Baumarten führt jedoch zu gegensinnigen Reaktionen (Unterschied zwischen unmittelbarer und über die Waldgesellschaft vermittelter Wirkung), die bei lang anhaltenden Witterungstrends (Klimawandel) zu einer Veränderung der Mengenanteile der verschiedenen Baumarten führen kann. Diese Reaktionsmuster bilden die Grundlage der Klimaplastizität.

Die für das Modellgebiet Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern regionalisierten IPCC-Klimaszenarien weisen für den Zeitraum bis 2100 einen möglichen Klimatrend aus, der insbesondere subozeanische und submediterrane Klimaelemente (zunehmende Wintermilde, zunehmende Winter- und Frühjahrsfeuchtigkeit, verlängerte Vegetationsperiode, Anspannung des sommerlichen Wasserhaushalts) stärken würde. Die zunehmende Sommertrockenheit würde unter dieser Annahme in selbst organisierter Waldentwicklung in weiten Teilen der Modellregion die heute im potenziellen natürlichen Waldbild noch absolut dominierende Baumart Rot-Buche zugunsten anderer Laubbaumarten, wie insbesondere der Trauben-Eiche, der Linden, der Hainbuche oder den Spitz-Ahornen, zurückdrängen.

Die erarbeiteten ökologischen Grundlagen des klimaplastischen Waldes wurden genutzt, um für die grundwasserfernen Standortbereiche der Waldfläche der

Modellregion Nordost-Brandenburg/Südost-Mecklenburg-Vorpommern ein vereinfachendes Bewirtschaftungsmodell zu entwickeln, das dem Leitbild klimaplastischer Wälder entspricht. Es wurde für 400.000 ha eingerichteter Holzbodenfläche im grundwasserfreien Standortsbereich des Modellgebietes ein mögliches klimaplastisch optimiertes Waldnutzungsszenario für den Zeitraum 2006 bis 2100 abgeleitet. Die Ergebnisse der Szenarienrechnung belegen, dass die durch die naturräumliche Ausstattung der Modellregion gegebenen Potenziale der Baumartendiversität derzeit nur ungenügend genutzt werden. Die natürlichen Diversitätspotenziale erlauben den Aufbau klimaplastischer Waldbestände, die bei vergleichsweise geringen ökologischen Risiken und vertretbaren Bewirtschaftungsaufwänden auch in Zukunft forstliche Wertschöpfung durch nachhaltige Ressourcennutzung erlauben.

Wichtige waldbauliche Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes klimaplastischer Wälder sind u. a. die verstärkte Anwendung der Gruppendurchforstung, die Förderung von gut veranlagten Gruppen und Horsten der Zielbaumarten bei der Läuterung von Naturverjüngungen, das gezielte Auspflanzen von Windwurflicken und die Begründung mosaikartiger Vor- und Unterbauten in großflächigen Kiefernbeständen. Durch Ausnutzung der kleinräumigen Vielfalt der Standortbedingungen können unterschiedliche Baumarten miteinander in eine Wechselwirkung gebracht werden, die das ökologische Gesamtrisiko auf der Ebene des Bestandes, des Betriebes und der Region erheblich senkt.

#### Literatur

- BACKES, K.; LEUSCHNER, C. (2000): Leaf water relations of competitive *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. trees during four years differing in soil drought. *Can. J. For. Res.*, 30: 335-346.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R. (2000, 2003): Map of the natural vegetation of Europe. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BOLTE, A. (2005): Zur Zukunft der Buche in Mitteleuropa – Die klimatische Anpassungsfähigkeit der Mutter des Waldes. *AFZ-DerWald*, 60: 1077-1078.
- BOX, E.; MANTHEY, M. (2006): Conservation of Deciduous Tree Species in Europe: Projecting Potential Ranges and Changes. In: GAFTA, D.; AKEROYD, J. R. (Hrsg.), *Nature Conservation: Concepts and Practice*. Springer, Berlin: 241-253.
- ENDE, H.-P. (2009): Klimaplastische Wälder für Regionen mit Zukunft – der Forschungsverbund NEWALNET. *Forst und Holz*, 64: 11-13.
- GIORGI, F. (2005): Climate Change Prediction. *Clim. Change*: 239-265.
- GREGER, O. (1995): Biogruppen – Bausteine vielfältiger Waldstrukturen. *Der Dauerwald*, 13: 24-35.
- HOFMANN, G. (1974): Die natürliche Waldvegetation Westthüringens, ihre Gliederung und ihr Weiserwert für Boden, Klima und Ertrag. Habilitationsschrift, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Eberswalde.
- HOFMANN, G.; POMMER, U. (2005): Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin. Hendrik Bäßler, Berlin.
- IPCC (2007): *climatechance2007*. In: WMO, UNEP.
- JENSSEN, M. (2009a): Der klimaplastische Wald im nordostdeutschen Tiefland. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0330562H. Waldkunde-Institut Eberswalde, Bad Freienwalde.
- JENSSEN, M. (2009b): Forstpraktische Umsetzung des Leitbildes klimaplastischer Wälder im nordostdeutschen Tiefland. *Forst und Holz*, 64: 18-21.
- JENSSEN, M.; HOFMANN, G.; POMMER, U. (2007): Die natürlichen Vegetationspotentiale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: BOUFFIER, V. A.; GANDERT, K.-D. (Hrsg.), *Beiträge zur Gehölzkunde 2007*. Hansmann, Hemmingen: 17-29.
- JOCHHEIM, H.; EINERT, P.; ENDE, H.-P.; KALLWEIT, R.; LÜTTSCHWAGER, D.; SCHINDLER, U. (2007): Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse einer 4-jährigen Messperiode. *Archiv Forstwes. Landsch. ökol.*, 41: 1-14.
- KÄTZEL, R. (2008): Klimawandel – Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten. *Archiv Forstwes. Landsch. ökol.*, 42: 9-15.
- KIPHUTH, S.; WEINAUGE, H. (2005): Karte der Heutigen Potenziellen Natürlichen Vegetation Mecklenburg Vorpommerns. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- KLOSS, K. (1980): Pollenanalysen zur Vegetations-, Siedlungs- und Moorgeschichte am Südrand der mecklenburgisch-brandenburgischen Seenplatte (Kreis Gransee). *Arch. Naturschutz Landsch.forsch.*, 20: 203-212.
- KONNERT, M.; HOSIUS, B. (2006): Genetische Vielfalt von Waldbaumpopulationen – Voraussetzung für Anpassungsfähigkeit und Bestandesstabilität: In: FRITZ, P. (Hrsg.), *Ökologischer Waldumbau in Deutschland*, oekom, München: 52-81.
- KONNERT, M.; ZIEHE, M.; TRÖBER, U.; MAURER, W.; JANSSEN, A.; SANDER, T.; HUSSENDÖRFER, E.; HERTEL, H. (2000): Genetische Variation der Buche (*Fagus sylvatica*) in Deutschland: Gemeinsame Auswertung genetischer Inventuren über verschiedene Bundesländer. *Forst und Holz*, 55: 403-408.

- KROP-KOLB, H.; FORMAYER, H. (2005): Schwarzbuch Klimawandel. Wie viel Zeit bleibt uns noch? Eco-win-Verlag der Top Akademie GmbH, Salzburg.
- LANGE, E. (1976): Zur Entwicklung der natürlichen und anthropogenen Vegetation in frühgeschichtlicher Zeit, Teil 1 und 2. Feddes Repert., 87: 5-30, 367-442.
- LEUSCHNER, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. Bericht. d. Reinh. Tüxen-Ges., 10: 5-18.
- LIBBERT, W. (1932): Die Vegetationseinheiten der Neumärkischen Staubeckenlandschaft unter Berücksichtigung der angrenzenden Landschaften. Verh. Bot. Ver. Brandenbg., 74: 1.3.
- MANTHEY, M.; BOX, E. (2007): Realized climatic niches of deciduous trees: comparing western Eurasia and eastern North America. Journal of Biogeography, 34: 1028-1040.
- MANTHEY, M.; LEUSCHNER, C.; HÄRDLE, W. (2007): Buchenwälder und Klimawandel. Natur und Landschaft, 82: 441-445.
- MÜLLER, H.-M. (1969): Die spätpleistozäne und holozäne Vegetationsentwicklung im östlichen Tieflandbereich der DDR zwischen nördlichem und südlichem Landrücken. Wiss. Abhandl. d. Geograph. Gesell. d. DDR, 10: 155-165.
- REICHHOFF, L. (2000): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1 : 200 000. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderheft 1.
- RENNENBERG, H.; SEILER, W.; MATYSSEK, R.; GESSLER, A.; KREUZWIESER, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? Allg. Forst- u. Jagdzeitung, 175: 210-224.
- ROLOFF, A.; GRUNDMANN, B. M. (2008): Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. Archiv Forstwes. Landsch.ökol., 42: 97-109.
- SCHMIDT, P.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B.; WENDEL, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1 : 200 000. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Dresden.
- SPEKAT, A.; ENKE, W.; KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI – OM T63L31 2010-2100 für die SRES-Szenarien B1, A1B und A2. Publikationen des Umweltbundesamtes. Umweltbundesamt, Dessau.
- WEINITSCHKE, H. (1963): Pflanzenverbreitung in Abhängigkeit von klimatischen und geomorphologischen Gegebenheiten, dargestellt am Beispiel der Hainleite. Arch. Natursch. Landsch.forsch., 3: 95-116.

# Integration natürlicher Störungen in den Waldbau – ein Schlüssel für die Schaffung resilienter Waldökosysteme?

PETER SPATHELF UND ANDREAS BOLTE

## Einleitung

Die Integration natürlicher Störungsereignisse in waldbauliche Steuerung und Planung ist ein neuer Ansatz im Waldökosystemmanagement und wird als ein Schlüssel gesehen, Wälder als elastische Ökosysteme zu bewirtschaften.

Das im anglo-amerikanischen Sprachgebrauch so bezeichnete „Natural Disturbance-Based Management“ (NDBM; DREVER et al. 2006) beruht auf dem Grundprinzip, dass das in einer Waldlandschaft dominierende Störungsregime der Aufrechterhaltung der biologischen Vielfalt und der essentiellen Waldfunktionen dient.

Die Kiefer (*Pinus sylvestris*) ist mit einem Flächenanteil von ca. 80 % die wichtigste Baumart des Landes Brandenburg, wobei 80 % der Kiefern Reinbestände bilden (MÜLLER 2007). Die oft gering strukturierten Kiefernwälder in der nordostdeutschen Tiefebene weisen eine hohe Disposition gegenüber dem Massenauftreten nadelfressender Kieferschadinsekten auf (MÖLLER et al. 2007). Einschichtige Kiefernreinbestände bieten einerseits ein üppiges Nahrungsangebot für die Schadinsekten, andererseits ungünstige Bedingungen für Schädlingsantagonisten. Aus diesem Grund sind Kiefernreinbestände besonders empfindlich gegenüber biotischen Störungen, wie Insektenattacken, die HUNTER (2001) als „low killing power“ bezeichnet. Die Folge können großflächige Bestandesverluste sein.

Auf der anderen Seite sind die nordostdeutschen Kiefernwälder vergleichsweise robust gegenüber abiotischen Störungsereignissen, wie Sturm oder Trockenheit. Schneeschäden haben eine untergeordnete Bedeutung. Allerdings wird hier die Anfälligkeit der Kiefer gegenüber den möglichen Klimaszenarien kontrovers beurteilt (KÖLLING und ZIMMERMANN 2007).

Im vorliegenden Beitrag wird zunächst auf Begriffe und zentrale Inhalte des „Natural Disturbance-Based Management“ (NDBM), also den Waldbau unter Berücksichtigung von Störungsereignissen, eingegangen. Am Beispiel der vorherrschenden Störungsmuster der kieferndominierten Wälder in den Tieflagen Nordostdeutschlands werden Möglichkeiten aufgezeigt, diese in einen naturnahen, an ökologischen Prozessen orientierten Waldbau zu integrieren.

## Begriffe

### Natürliches Störungsereignis und Störungsregime

Unter einem natürlichen Störungsereignis („natural disturbance“) versteht man jegliches Ereignis wie z. B. Feuer, Wind, Krankheiten, Insekten, Eisanhang, Überschwemmung oder Erdbeben, welches die Vegetationsstruktur ganz oder teilweise zerstört. Es wird zwischen bestandesersetzenden (stand-replacing disturbances) und bestandeserhaltenden (stand-maintaining disturbances) Störungen unterschieden (DREVER et al. 2006). Bei ersteren wird die ursprüngliche Vegetation durch z. B. Feuer oder Erdbeben zerstört und dann durch eine andere/neue Vegetation ersetzt. Bei letzteren wird lediglich der Unterstand durch z. B. Feuer zerstört; dadurch wird verhindert, dass diese Bäume diejenigen im Oberstand verdrängen. Natürliche Störungen können je nach Störungstyp, Frequenz, Intensität, räumlichem Muster und je nach ihrer „Hinterlassenschaft“ (legacy) sehr stark variieren. Ein (natürliches) Störungsregime kann durch folgende Parameter charakterisiert werden:

- 1) Wiederkehr-Intervall oder Frequenz (d. h. die durchschnittliche Zeit zwischen zwei Ereignissen),
- 2) Intensität (diese wird quantifiziert durch die Vegetationsmenge, die vernichtet wurde),
- 3) Räumliches Muster der Störung und
- 4) Dauer (d. h. die Zeitspanne, innerhalb derer ein Ereignis vorkommt).

### Elastizität / Resilienz von Waldökosystemen

Ökologische Elastizität ist „...die Kapazität eines Ökosystems, die Folgen von Störungsereignissen zu kompensieren und sich dabei zu verändern, ohne essentielle Funktionen, Strukturen, seine Identität sowie Wechselbeziehungen zu verlieren.“ (WALKER et al. 2004). Oder anders formuliert: Ökologische Resilienz ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein gegebener Ökosystemzustand über eine bestimmte Zeitspanne bestehen bleibt. Ökologische Resilienz kann als synonym mit dem Begriff der „adaptive capacity“ gesehen werden, also der Fähigkeit eines Ökosystems, sich zu rekonfigurieren, ohne kritische Verluste an Produktivität oder Artenvielfalt zu erfahren. Innerhalb bestimmter Grenzen eines Gleichgewichtszustandes können Ökosystemattribute selbstverständlich fluktuieren. Dies bedeutet jedoch auch, dass diese Ökosysteme irgendwann in

einen anderen Gleichgewichtszustand gelangen können. So stellt sich z. B. die Frage, wann baumbestimmte Vegetationsformen auf Grund starker und häufiger Störungen (z. B. Feuer) in Grassland übergehen, also einen anderen Zustand annehmen.

Es ist inzwischen vielfach dokumentiert (z. B. jüngst in KNOKE et al. 2008), dass heterogene Systeme, wie strukturierte Mischwälder, stabiler und leistungsfähiger sein können als uniforme Systeme, z. B. aus einzelnen, annuellen landwirtschaftlichen Pflanzen. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass die Leistung (z. B. gemessen in Produktivität) eines Ökosystems sehr stark korreliert mit dem Vorhandensein von Arten der verschiedenen funktionellen Gruppen (Primärproduzenten, Pollenspender und Destruenten). Die Beständigkeit von ökologischen Funktionen wiederum hängt sehr stark von der Diversität der Reaktion („response“) verschiedener Arten auf veränderte Umweltbedingungen ab.

Am Beispiel des waldwachstumskundlichen Versuches Schongau 814 (PRETZSCH 2003) wird deutlich, wie Baumarten mit unterschiedlichen Reaktionsmustern auf Stressoren oder Störungsfaktoren reagieren. In Mischbeständen aus Buche und Fichte können Wachstumsrückgänge bei einer Baumart (hier Fichte nach dem Trockenjahr 1976) durch „normales“ Wachstum bei Buche ausgeglichen werden. Auch bei starken Dichte-Reduktionen sind die Einbußen bei Mischbeständen geringer als in den Reinbeständen aus den jeweiligen Baumarten.

### Variabilität von Störungsregimen – Veränderung im Zeitalter von Climate Change

Das vorherrschende Störungsregime in einer Waldregion ändert sich je nach Biom. So ist beispielsweise der boreale Nadelwald durch meist großflächige Störungsereignisse, hervorgerufen durch Sturm, Schneebruch, Insektenkalamitäten und Waldbrand gekennzeichnet (vgl. Beispiel in Box 1). Das wichtigste Störungsereignis ist Feuer, mit Wiederkehrzeiten von 50 bis 150 Jahren je nach Region.



Abb. 1: Großflächig absterbende Kiefernwälder in British Columbia aufgrund von *Dendroctonus ponderosae* (Foto: L. MACLAUCHLAN, BC Ministry of Forests)

In Abb. 1 sind die Störungsregime, die für den kanadischen Bundesstaat British Columbia identifiziert wurden, dargestellt. Der Parameter zur Differenzierung zwischen verschiedenen Störungsmustern ist die Wiederkehr von Störungsereignissen.

Der Klimawandel führt schon heute sichtbar zu einer Veränderung des Störungsregimes in verschiedenen

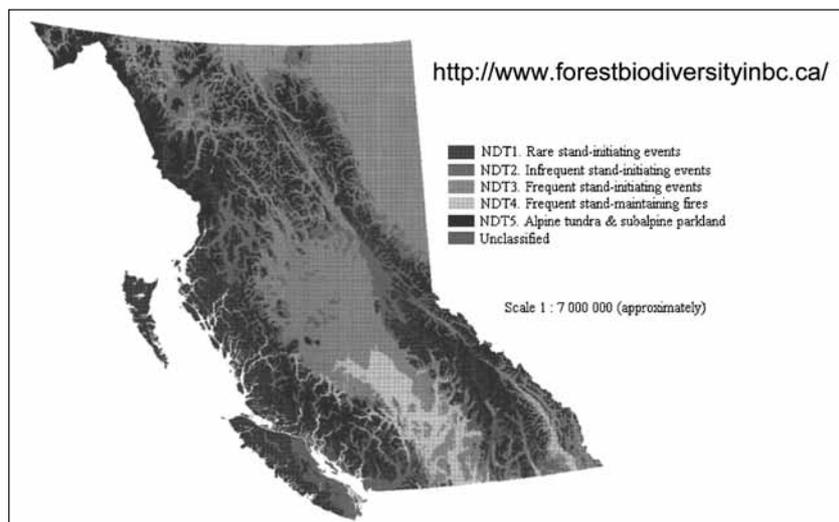
#### Box 1: Großräumige Störungsregime in (borealen) Wäldern Nordamerikas

Das Insekt *Dendroctonus ponderosae* hat im kanadischen Bundesstaat British Columbia seit 2003 auf über 4 Millionen ha zu einer hohen Mortalitätsrate in Kiefernwäldern geführt. Gründe dafür sind

- höhere Wintertemperaturen in mehreren aufeinander folgenden Jahren (dadurch wurde die Mortalität der überwinterten Insekten verringert) sowie
- eine deutliche Erhöhung der Fläche reifer Kiefernwälder und damit der ökologischen Nische für die Vermehrung der Käfer als einer Folge der Unterdrückung der Feuer.

Als Folge dieses Störungsregimes könnte ein „resetting“ der gesamten Landschaft mit einer Kollaps-Phase stehen, da die Wahrscheinlichkeit von großen zerstörerischen Feuern aufgrund der starken Zunahme von Totholz sehr wahrscheinlich wird.

Abb. 2: Störungsmuster im kanadischen Bundesstaat British Columbia (NDT = Natural disturbance; 1-5 aufsteigende Frequenz von Bestandeserneuerungs-Ereignissen)



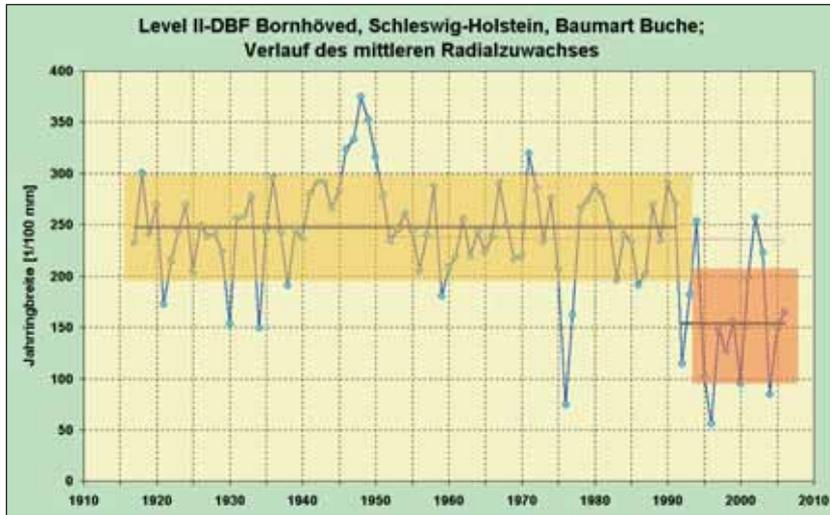


Abb. 3: Verlauf des mittleren Radialzuwachses bei der Baumart Buche auf Level-II Flächen in Schleswig-Holstein. Deutlich sind so genannte negative Weiserjahre in den Jahren 1976 sowie zunehmend in der Zeit nach 1990 festzustellen (1992, 1996, 2004). Aus: BOLTE und IBISCH (2008)

Waldgebieten der Erde. So hat der beobachtete Trend hin zu deutlich wärmeren und trockeneren Standortbedingungen bereits zu einer beträchtlichen Zunahme von Störungsereignissen in den Wäldern Europas geführt (EEA 2004; IPCC 2007). Erste ernsthafte Anzeichen dafür sind die zunehmenden intensiven Trockenphasen z. B. in 1992 und 1995 oder die extreme Trockenheit und Hitze in 2003, die zu einer deutlichen Vitalitätsschwächung (z. B. ausgedrückt durch starke Einbrüche in der Jahringbreite, siehe Abb. 3) und zu erheblichen Produktivitätsverlusten in den Wäldern Zentraleuropas geführt haben (CIAIS et al. 2005).

Die Häufung von Sturmereignissen in den vergangenen Jahren verursachten zudem hohe Verluste an Holzvorräten, siehe Abb. 4 (DOBBERTIN und DE VRIES 2008). Die meist großflächigen Störungsereignisse (wie z. B. die Orkane „Lothar“ 1999 und „Kyrill“ 2007) ließen allein in Deutschland Hunderttausende von Hektar Kahlfelder entstehen (Abb. 5).

Die bereits zu beobachtende Erwärmung der Erdatmosphäre hat schließlich erhebliche Auswirkungen auf das Vorkommen von biotischen Schadorganismen, wie z. B. dem Buchdrucker, vor allem auch in Regionen mit größeren Sturmschäden. Diese vermehrt auftretenden Störungsereignisse stellen ein erhebliches Ri-

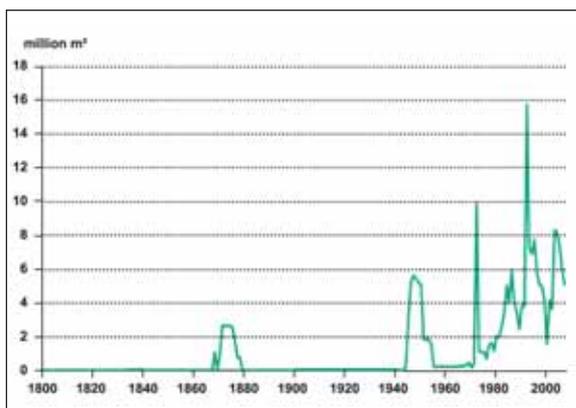


Abb. 4: Schadholzvolumen auf Grund von Sturmwürfen in Europa seit 1850 (nach DOBBERTIN und DE VRIES 2008)



Abb. 5: Kahlfelder nach Orkan „Lothar im Bereich Gengenbach (Schwarzwald) (Foto: P. SPATHELF)

siko für die zukünftige Waldbewirtschaftung und Forstplanung dar.

### Nachahmung von natürlichen Störungsereignissen – ein waldbaulicher Paradigmenwechsel?

Bevor auf waldbauliche Möglichkeiten zur Integration von natürlichen Störungsereignissen eingegangen wird, soll zunächst das Konzept des „adaptive cycle“ vorgestellt werden (vgl. Abb. 6).

Das bestimmende Konzept bei der Entwicklung von Pflanzengemeinschaften, die Sukzession, beschreibt den Übergang von Freiflächenbesiedelung („exploitation“) zur Akkumulation und Speicherung von Biomasse („conservation“). Im Kreislauf der Naturwalddynamik werden zwei weitere Phasen beschrieben, die Bestandesauflösung („release“) und die Bestandeserneuerung („renewal“). Letztere Phasen beschreiben den Prozess der Reorganisation und Selbsterneuerung von Pflanzengemeinschaften. Im „adaptive cycle“ (DREVER et al. 2006) wechseln sich also längere Phasen der Aggregation mit kürzeren der Erneuerung ab (siehe auch Abb. 7 a, b).

SMITH (1962) definierte Waldbau als Nachahmung von Natur / natürlichen Prozessen („...imitation of na-

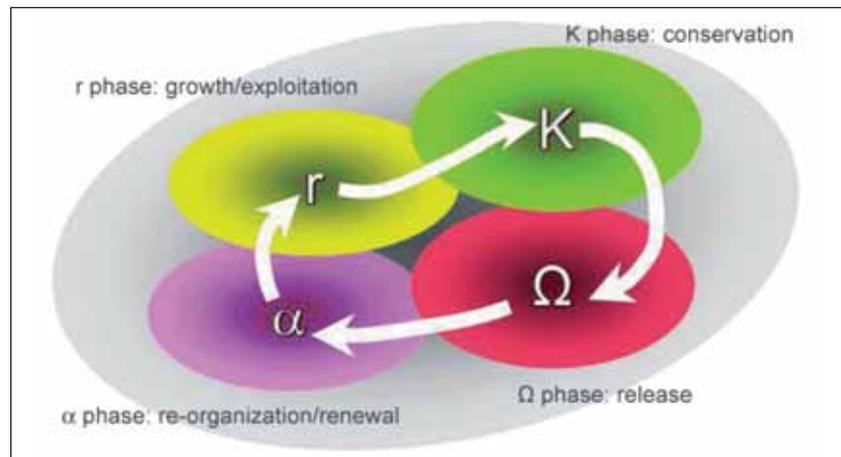


Abb. 6: „adaptive cycle“ mit vier verschiedenen Phasen (DREVER et al. 2006): growth/exploitation (r) = Wachstum; conservation (K) = Akkumulation/Speicherung; release (omega) = Zusammenbruch/Freistellung; reorganization/renewal (alpha) = Reorganisation

ture, i.e. the improvement upon and limitation of natural processes of forest growth“). NDBM (siehe oben) verwendet Planungsansätze und Waldbautechniken, die folgende natürliche Störungsereignisse nachahmen:

- großflächige Sukzessionsdynamik nach bestandesersetzenden Störungen, z. B. infolge schwerer Stürme;
- Kohortendynamik nach partiellen Störungen (z. B. durch Mortalität nach Befall durch Sekundärschädlinge) und
- kleinflächige Lückendynamik (gap dynamics), die auf kleinräumige Störungsereignisse, z. B. Schneebbruch, einzelne durch Trockenheit abgängige Bäume usw., folgen.

NDBM heißt demnach, die Vielfalt der waldbaulichen Verjüngungsformen zu nutzen. Bestandesersetzende Störungen können durch Kleinkahlschlag oder Saumschlag nachgeahmt werden, eine Kohortendynamik durch Femel- bzw. Schirmschlag (oder kombinierte Verfahren). Eine kleinflächige Lückendynamik kann am ehesten durch eine femelschlagartige oder einzelbaumweise Nutzung herbeigeführt werden (vgl. Box 2).

Bei der Implementierung von NDBM ist zu beachten, dass zwischen Landschafts- und Bestandesebene unterschieden wird. Es ist unbedingt zu vermeiden, dass auf großer Fläche ein und dasselbe Waldbauprogramm angewandt wird, da dies zu einer starken Homogenisierung der Waldstrukturen führt. Die deutsche Wald-

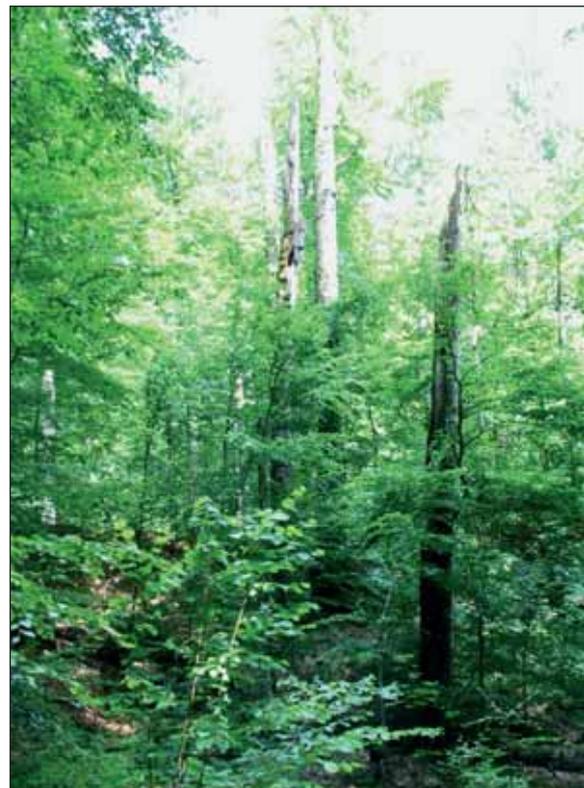
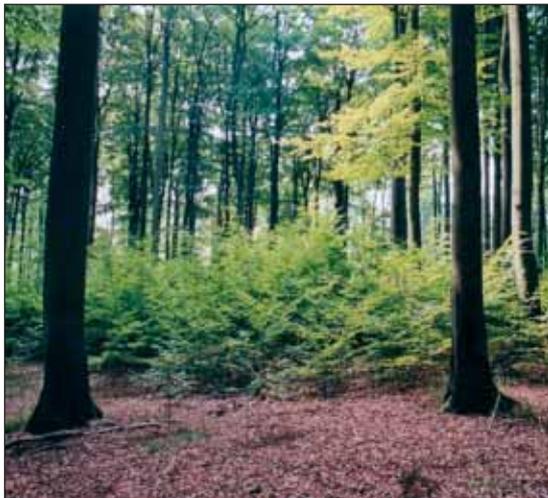


Abb. 7 a, b: K Phase (li) und Ω Phase (re,) im Modell des „adaptive cycle“ am Beispiel von Buchenbeständen in Südosteuropa (Foto links: P. SPATHELF, Foto rechts: P. MANN)

**Box 2: Kleinräumige Störungsregime in Wäldern der gemäßigten Zone Mitteleuropas**

Kleinflächige Bestandesöffnungen, hervorgerufen durch Schneebruch, Sekundärschädlinge, wie rindenbrütende Borkenkäfer, oder das Absterben einzelner Bäume, wie z. B. durch Blitzschlag, bilden das Grundmuster des Störungsregimes in den Wäldern Deutschlands. Je nach Größe der Bestandesöffnung ermöglicht dies die Walderneuerung mit Baumarten unterschiedlicher Schattoleranz bzw. sukzessionaler Stellung.

Die am besten geeignete waldbauliche Verjüngungsform zur Imitation dieses Störungsregimes (gap dynamics) ist der Femel- bzw. Lochhieb.



**Abb. 8: Femellücke (gap dynamics) im Buchenwald im Solling (Foto: A. BOLTE)**

baugeschichte ist reich an Beispielen, wo einzelne Systeme aus unterschiedlicher Motivation auf der Ebene von ganzen Ländern verbindlich vorgeschrieben wurden (z. B. Blendersaumschlag in Württemberg oder Keilschirmschlag in Baden in der 1. Hälfte des 20. Jh.). Entscheidender Faktor auf Bestandesebene ist die Förderung / Erhaltung von (Baum)arten, die einen positiven Nachbarschaftseffekt ausüben, wie z. B. Beschattung, Samenfall, Stockausschlag. Daneben gilt es, so genannte „key structural legacies“ zu erhalten, also Requisiten, wie Totholz, Samenbäume, Jungwuchs. Diese sind zur Aufrechterhaltung von langfristig stabilen Ökosystemzuständen von großer Bedeutung.

Die Hinwendung zu Programmen des naturnahen Waldbaus in vielen Regionen Mitteleuropas hat diesbezüglich jedoch zu einer Verengung des Spektrums der waldbaulichen Verjüngungsformen geführt. So wurden kleinflächige, eher einzelbaumweise Erneuerungsstrategien, und die Bildung spätsukzessionaler Wälder deutlich zu Lasten der frühsukzessionalen Baumarten und der damit verbundenen flächenhaften Verjüngungsformen präferiert (LÜPKE 2004). Die stärkere Einbindung von Baumarten der Pionier- und Zwischenwaldgesellschaften durch Nutzung von kurzfristigeren Verjüngungsverfahren stellt zwar kein Paradigmenwechsel, jedoch eine gewisse Kurskorrektur im naturnahen Waldbau dar.

**Natürliche Störungsereignisse in Kiefernbeständen Norddeutschland und ihre Integration in waldbauliche Maßnahmen**

**Natürliche Entwicklungsdynamik**

Ausgangspunkt bei der natürlichen Dynamik von Kiefernwäldern Norddeutschlands ist das Vorherrschen von überdicht ankommender Verjüngung, meist „aus einem Guss“. Dies bedeutet, dass i. d. R. keine vertikalen und horizontalen Strukturansätze in diesen Kiefernbeständen gegeben sind, es sei denn, in kleineren Löchern oder Störungslücken bilden sich stärker zeitlich gestreckte Teilverjüngungen (OTTO 2002). Die wichtigsten Störungsfaktoren in den Kiefernwäldern Norddeutschlands bilden

- Waldbrand,
  - Windwurf und
  - Biotische Störungen
- (vgl. Box 3).

**Box 3: Störungsfaktoren in Kiefernbeständen Norddeutschlands**

*Waldbrand*

Vergraste Bestände sowie große Mengen von brennbarem Material führen dazu, dass in trockenen Jahren, insbesondere in jungen dicht bestockten Kiefernbeständen, eine sehr große Waldbrandgefahr herrscht. Mit einem Anteil von 30 % an den gesamten Waldbränden in Deutschland ist Brandenburg das Gebiet mit dem höchsten Risiko. Brandauslöser sind in > 90 % der Fälle jedoch Menschen. Zwischen 1992 und 2005 wurden in Brandenburg jährlich 514 Brände registriert mit Brandflächen von 267 ha. Neben der Bildung von Kahlflecken unterschiedlicher Größe mit entsprechenden Freiflächen-Mikroklimata führen die Brände zu erhöhter Mineralisierung der organischen Substanz und zu Humusverlusten.



**Abb. 9: Wiederbesiedlung einer Brandfläche in der Oberförsterei Hammer (Brandenburg) (Foto: T. Ness)**

*Windwurf*

Von so genannten Jahrhundertstürmen abgesehen, haben Sturmereignisse in Kiefernbeständen eine strukturierende Wirkung im Bereich der Kleinflächen- und Lückendynamik. Insgesamt besteht in Kiefernbeständen auf Grund der besseren Verankerung der Kiefernwurzel im Boden (Ausbildung eines charakteristischen pfahlartigen Grobwurzelsystems) jedoch ein geringeres Sturmwurfisiko als in Fichtenbeständen.

*Biotische Störungen*

Grosse Teile der Kiefernbestände in Norddeutschland sind stark gefährdet durch eine Reihe von Kiefern-Großschädlingen (insbesondere nadelfressende Schmetterlingsarten). Darüber hinaus

sind pilzliche Erreger, wie *Heterobasidion annosum* (Wurzelschwamm) verantwortlich für wirtschaftliche relevante Schäden an Kiefern. Die Folgen dieser biotischen Schädlinge sind meist lücken- bis kleinflächige Störungsmuster. Je stärker die Laubholzbeteiligung und je fragmentierter die Kiefernwaldkomplexe, umso kleinflächiger sind die Störungen der Bestandesstruktur.



**Abb. 10: Kahlfraß durch Kiefernspinner**  
(Foto: C. MAJUNKE)

In der Streckungsphase von Kiefernjungbeständen gehen anfänglich vorhandene Höhenunterschiede wieder verloren, soziale Differenzierungsprozesse werden ausnivelliert. Im Laufe der Bestandesentwicklung als Folge des Dichtschlusses bilden sich homogene strukturarme Bestände heraus (OTTO 2002).

Neben den kleinen Gebieten mit natürlichen Kiefernorkommen (vor allem im subkontinentalen Südosten Brandenburgs, auf nährstoffarmen, trocken-warmen Standorten), stellen Kiefernwälder in Norddeutschland auf dem Weg zu Klimaxgesellschaften, die von Schattbaumarten geprägt sind, sukzessionale Zwischenstellungen dar (so genannte Kiefern-Forstgesellschaften).



Die wichtigsten Baumarten, die in diese Pioniergesellschaften einwandern, sind die Buche und andere standortsheimische Laubbaumarten, wie Eichen, Linden und Eberesche. Auf Grund der großen Konkurrenzkraft der Laubbäume kommt es zu einem Verdrängungsprozess, wobei die Kiefern meist überwachsen werden und der Kiefernbestand sich auflöst bzw. untergeht. Nur in wenigen natürlichen Waldformationen mit Beteiligung von Laubbäumen gelingt es der Kiefer, sich im Herrschenden zu halten, so z. B. in Eichen-Trockenwäldern mit geringer Wuchsleistung oder – noch seltener – in mattsüchtigen Buchenwäldern auf nährstoffarmen bzw. verhärteten Standorten (HOFMANN 2007).

#### Nachahmung von Störungsereignissen

Ein wichtiger Bereich dazu ist die Strukturförderung. So können im Wege der Mischwuchsregulierung lichtbedürftige Baumarten durch flächenhafte Mischung in einem Grundbestand aus konkurrenzkräftigen Schattbaumarten gesichert werden (horizontale Strukturierung).

Die Auswahl von Z-Bäumen und deren konsequente Förderung auch bei unregelmäßigen Abständen führt zu einer Durchmesser-Differenzierung im Bestand (schnell dick werdende Z-Bäume, Füllbestand mit geringerem d-Wachstum) und bei Zieldurchmesserernte zu einer vorzeitigen Ernte von durchmesserstarken Individuen. Die dabei entstehenden Lücken können für eine Bestandesverjüngung genutzt werden. Entsprechende Lücken entstehen auch, wenn Bäume als Überhälter belassen werden und stehend absterben.

Generell führen langfristige Verjüngungsverfahren zu einer Strukturierung des Nachfolgebestandes, vor allem hinsichtlich des Alters und des Durchmessers. Be-



**Abb. 11 a, b: Strukturierte Kiefernverjüngung in der Oberförsterei Zehdenick, Brandenburg (Fotos: P. SPATHELF)**



Abb. 12: Imitation des natürlichen Störungsregimes anhand waldbaulicher Verjüngungsverfahren mit Beispielen aus Kiefernbeständen Norddeutschlands (Foto: P. SPATHELF)

sonders gut geeignet für zahlreiche Baumarten ist das Femelschlagverfahren. Zu beachten ist dabei, dass zur Etablierung von lichtbedürftigen Baumarten ggf. größere Bestandesöffnungen vorgenommen werden müssten (Abb. 11 a, b).

Grundsätzliche Möglichkeiten der Imitation von natürlichen Störungsereignissen durch waldbauliche Verjüngungsverfahren in Kiefernbeständen sind in Abb. 12 dargestellt. In Kiefernbeständen spielen insbesondere Kleinkahlschlag und Schirmschlag eine Rolle, bei denen mittlere Störungsereignisse nachgeahmt werden. Versuche, Kiefernwälder kleinflächig zu bewirtschaften, gab es durchaus in der Vergangenheit, so z. B. im Wege von Kulissenschlägen und Lochhieben. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass sich eine großflächige Dauerwaldwirtschaft in den Kiefernrevieren nicht durchgesetzt hatte (vgl. MILNIK 2007). Dennoch zeigen einige Beispiele (Graf von Bernstorffscher Betrieb in Gartow, Niedersachsen), wie durch kontinuierliche Qualitätsauslese und langfristige Naturverjüngung zumindest zweischichtige strukturierte Kiefern-mischbestände mit ökonomischem Erfolg bewirtschaftet werden können.

#### Ausblick

Es ist offenkundig, dass angesichts des Klimawandels in Zukunft vermehrt mit Störungsereignissen in der Waldwirtschaft gerechnet werden muss (BOLTE et al. 2009). Der Waldbau kann dazu beitragen, die Optionen zur Schaffung resilienter Bestände in größerem Umfang zu nutzen, indem die unterschiedlichen Störungsmuster bewusst imitiert werden. Störungen sind somit weniger als „Katastrophe“, sondern als integraler Bestandteil für die Waldentwicklung und damit als Chance zu sehen. Bei einer genauen Betrachtung der Programme der naturnahen Waldwirtschaft deutet sich zudem an, dass eine Verengung des Begriffs auf die einzelbaumweise Bewirtschaftung von durch Klimaxbaumarten dominierten Beständen (möglichst im Dauerwald) nicht zwingend zu klimastabileren Wäldern führt.

Daher sollte für eine Optionenvielfalt bei den Bewirtschaftungsformen plädiert werden. Es gilt, die Komplexität des Ökosystems Wald zu fördern bzw. aufrecht zu erhalten (Abb. 13, vgl. PÜTTMANN et al. 2008 „managing for complexity...“).

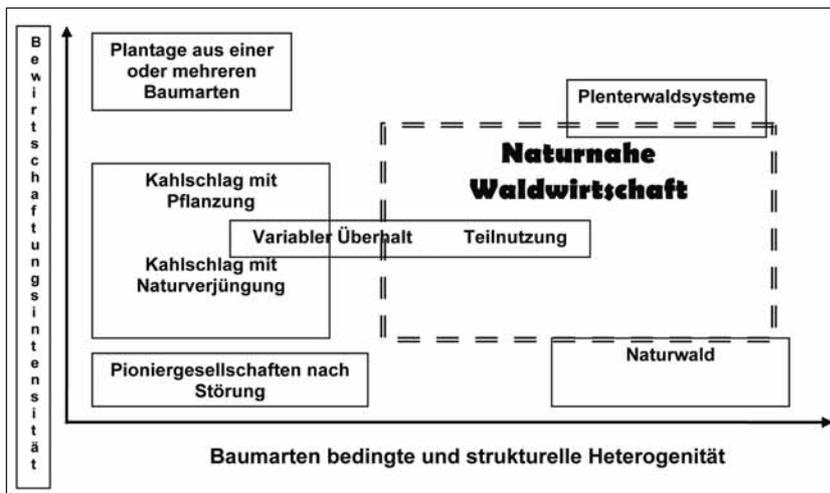


Abb. 13: „Managing for complexity“ (nach PÜTTMANN et al. 2008, verändert)

Eine so verstandene naturnahe Waldwirtschaft deckt somit eine größere Breite im Spannungsfeld der Parameter Bewirtschaftungsintensität und Heterogenität ab als beispielsweise eine Plenterwald-Bewirtschaftung.

## Literatur

- BOLTE, A.; IBISCH, P. L. (2008): Funktionen des Waldes im Klimawandel – Konfliktfelder und mögliche Lösungen. In: MLUV, Waldmanagement im Klimastress – Anpassungsstrategien im nordostdeutschen Tiefland. Potsdam: 7-14.
- BOLTE, A.; AMMER, C.; LÖF, M.; NABUURS, G.-M.; SCHALL, P.; SPATHELF, P. (2009): Adaptive Forest Management – a Prerequisite for Sustainable Forestry in the Face of Climate Change. In: SPATHELF, P. (ed.): Sustainable forest management in a changing world: A European perspective. Springer, Berlin (im Druck).
- CAIS, PH.; REICHSTEIN, M.; VIOVY, N.; GRANIER, A.; OGEE, J.; ALLARD, V.; BUCHMANN, N.; AUBINET, M.; BERNHOFER, CHR.; CARRARA, A.; CHEVALLIER, F.; DE NOBLET, D.; FRIEND, A.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GRÜNWALD, T.; HEINESCH, B.; KERONEN, P.; KNOHL, A.; KRINNER, G.; LOUSTAU, D.; MANCA, G.; MATTEUCCI, G.; MIGLIETTA, F.; OURCIVAL, J. M.; PILEGAARD, K.; RAMBAL, S.; SEUFERT, G.; SOUSSANA, J. F.; SANZ, M. J.; SCHULZE, E. D.; VESALA, T.; VALENTINI, R. (2005): European-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437: 529-533.
- DOBBERTIN, M.; DE VRIES, W. (2008): Interactions between climate change and forest ecosystems. In: FISCHER, R. (ed) Forest ecosystems in a changing environment: identifying future monitoring and research needs. Report and Recommendations COST Strategic Workshop, 11-13 March 2008 Istanbul, Turkey. <http://www.costforest2008.org/docs/COST-Brochure.pdf>. Accessed 15 July 2008.
- DREVER, R. C.; PETERSON, G.; MESSIER, C.; BERGERON, Y.; FLANNIGAN, M. (2006): Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Can. J. For. Res.*, 36: 2285-2299.
- EEA (2004): Impacts of Europe's changing climate – An indicator-based assessment. EEA-Report 2/2004. Luxembourg.
- HOFMANN, G. (2007): Die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) in der Vegetation des nordostdeutschen Tieflandes. In MLUV: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 41-53.
- HUNTER, M. D. (2001): Multiple approaches to estimating the relative importance of top-down and bottom-up forces on insect populations: experiments, life tables, and time-series analysis. *Basic and Applied Ecology*, 4: 293-310.
- IPPC (2007): Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Solomon, S. D.; Qin, M.; Manning, Z.; Chen, M.; Marquis, K. B.; Averyt, M.; Tignor und Miller, H. L. (Hrsg.)). Cambridge University Press. Cambridge-New York.
- KNOKE, T.; AMMER, C.; STIMM, B.; MOSANDL, R. (2008): Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *Eur. J. For. Res.*, 127: 89-101.
- KÖLLING, C.; ZIMMERMANN, L. (2007): Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber Klimawandel. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 67: 259-268.
- LÜPKE, B. V. (2004): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau – ein Spannungsfeld. *Forstarchiv*, 75: 43-50.
- MILNIK, A. (2007): Zur Geschichte der Kiefernwirtschaft in Nordostdeutschland. In MLUV: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 14-21.
- MÖLLER, K.; WALTER, C.; ENGELMANN, A.; HIELSCHER, K. (2007): Die Gefährdung der Gemeinen Kiefer durch Insekten. In MLUV: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 254-257.
- MÜLLER, K. (2007): Die aktuelle Verbreitung der Kiefer in Brandenburg. In MLUV: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXII: 9-13.
- OTTO, H.-J. (2002): Wachstum und Strukturbildung in europäischen Kiefernwäldern – Ein Beispiel für das Gesetz des Standorts, Teil I und II: 50-511, 550-555.
- PRETZSCH, H. (2003): Diversität und Produktivität von Wäldern. *Allg. Forst- u Jagdzeitung*, 174: 88-98.
- PUETTMANN, K. J.; COATES, D. K.; MESSIER, C. C. (2008): A Critique of Silviculture. Managing for Complexity. Island Press: 206 S.
- SMITH, D. M. (1962): The practice of silviculture. John Wiley & Sons, New York: 578 S.
- WALKER, B.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S. R.; KINZIG, A. (2004): Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecol. Soc.*, 9 (2): 5. Available from <http://www.ecologyandsociety.org/vol9iss2/art5>.

# Risikomanagement in der Versicherungsbranche – Windwurfversicherungen in Schweden und Vorschläge für einen qualitativen Risikoindex

LARS SCHMIDT

## Einleitung

Waldversicherungen, die Sturmrisiken decken, sind zumindest in Europa vergleichsweise (z. B. zu Brandrisikoversicherungen) neu. Dies ist teilweise auf die recht hohen Anteile an Staatswald, vor allem jedoch auf staatliche Hilfen für Privatwaldbesitzer bei großen Sturmereignissen zurückzuführen. Während ersteres die potenziell zu versichernde Fläche deutlich reduziert (in Europa um ca. 90 %, in Deutschland um ca. 30 %; FAO 2005), verhindert letzteres oft eine privatwirtschaftliche Lösung. Zunehmende Privatisierung und Gewinnorientierung in der Forstwirtschaft sowie der Reduktion staatlicher Hilfen lassen die Nachfrage nach Sturmversicherungen jedoch steigen. Auch die starken Sturmereignisse der letzten 10 Jahre dürften zu einer erhöhten Nachfrage bei Sturmversicherungen beigetragen haben. Obwohl dies aus der Sicht der Erst- und Rückversicherer grundsätzlich begrüßt wird, stehen beide vor dem Problem der Risikoanalyse und -bewertung. Für sie stellt sich die Frage: Sind Waldschäden durch Sturm kalkulierbar und wie groß werden die Waldschäden durch Sturmereignisse künftig sein?

Die größten Waldschäden in Europa werden durch die Winterstürme und Orkane verursacht. Auch wenn deren Wiederkehrperiode mit Hilfe statistischer Modelle geschätzt werden kann, variiert die Schad-Intensität zwischen einzelnen Stürmen sehr stark. Des Weiteren sind Vorhersagen zu dem Ausmaß von Winterstürmen sowie deren Zugbahn und Windfeld äußerst schwierig. Zu diesem physikalischen Faktorenkomplex kommt ein zweiter Faktorenkomplex, das zu versichernde Waldökosystem, hinzu. Waldökosysteme unterscheiden sich in zahlreichen Faktoren wie z. B. Standort, Artenzusammensetzung, Alter und Struktur. Die räumliche Verteilung von Waldschäden durch Sturm ist deshalb nicht nur vom lokalen Verlauf und der Variabilität des Sturmes abhängig, sondern gleichermaßen von der räumlichen Verteilung unterschiedlichster Waldstrukturen und -eigenschaften sowie deren Interaktionen mit Sturmeigenschaften. Dies macht die Einschätzung von Windwurfrisiken oder gar die Einschätzung von Schadenssummen zu einer Herausforderung für die Versicherungsbranche.

## Analyse schwedischer Waldversicherer hinsichtlich Risikomanagement und Erarbeitung eines qualitativen Risikoindex für Windwurf in Schweden

Rückversicherer, wie die Münchener Rück, die auch Waldversicherungsportfolios schwedischer Erstversicherer rückversichern, betreiben eine professionelle Risikoanalyse Ihrer Portfolios. Dies dient nicht nur dem eigenen Risikomanagement sondern stellt auch einen Service für die Klienten (Erstversicherer) dar. Auf Grund der hohen (Wald)Schäden durch Sturm „Gudrun“ im Jahr 2005 wurde im Rahmen einer Studie (SCHMIDT, unveröffentlicht) eine Analyse schwedischer Waldversicherer und ihrer Policen sowie eine qualitativ-räumliche Analyse des Windwurfrisikos in Schweden durchgeführt.

## Methodik

Die Analyse der schwedischen Waldversicherer basiert auf einer Untersuchung der Versicherungspolicen sowie auf Interviews mit einer Reihe schwedischer Waldversicherer.

Die qualitativ-räumliche Analyse des Windwurfrisikos greift auf die Methodik des Expertenmodells nach ROTTMANN (1986) zurück. Die Erstellung eines empirischen oder mechanistischen Modells wurde aus zeitlichen Gründen nicht in Betracht gezogen. Auf der Basis einer umfassenden Literaturrecherche wurde zunächst eine Liste der Faktoren/Variablen erstellt, die maßgeblich das Windwurf-/bruch Risiko beeinflussen. Auf Grundlage der Recherche wurde eine Liste der Variablen erstellt und hinsichtlich ihrer Relevanz und Verfügbarkeit gutachterlich bewertet und überprüft. Zur Integration der Variablen in eine GIS-gestützte Risikoklassifikation wurden die Variablen parametrisiert. Dabei wurden die Variablen in verschiedene (Risiko-) Klassen eingeteilt, die ähnlich ROTTMANN gutachtlich erfolgte. Es findet jedoch keine Gewichtung statt. Das Gesamtrisiko wurde durch Addition der parametrisierten Variablen errechnet. Durch die Integration in ein GIS bekommt die Klassifizierung einen räumlichen Bezug. Das Ergebnis ist ein qualitativer, räumlich dargestellter Sturmrisiko-Index, der als erster Indikator für die Einschätzung des Windwurfrisikos verwendet werden kann und Anstöße für eine genauere und umfassendere Risikoklassifizierung geben soll.

## Resultate

### Die Situation und das Risikomanagement schwedischer Erstversicherern hinsichtlich Waldschäden durch Windwurf/-bruch

Viele schwedische Erstversicherer bieten beispielsweise Landwirten Waldversicherungen (sowohl Brand als auch Windwurf/-bruch) nur im Rahmen eines **Gesamtversicherungspakets** an, welches zusätzlich Versicherungen für landwirtschaftliche Ernteauffälle und Gebäudeversicherungen, beinhaltet. Nach eigenen Angaben betrachten viele schwedische Erstversicherer die Waldversicherungssparte als Service für ihre Kunden, insbesondere viele kleine und mittelgroße Landwirte, die im Besitz kleinerer Waldgebiete sind, an. Dementsprechend ist die Waldversicherung keine besonders lukrative Sparte, sondern ein add-on zu den lukrativeren Landwirtschafts- und Grundstücksversicherungen. Waldversicherungen für große Privatwaldbesitzer und große Forstbetriebe gibt es ebenfalls (zu anderen Konditionen), sie bilden jedoch eine Ausnahme.

Waldschäden durch Sturm haben in Schweden in den letzten Jahren zugenommen und die Rentabilität des Waldversicherungsgeschäftes bei schwedischen Erstversicherern ist in Frage gestellt. Auslöser dafür waren in erster Linie der Wintersturm „Gudrun“ (Januar 2005) und Wintersturm „Peer“ (Januar 2007), die je 75 und 12 Millionen m<sup>3</sup> Holz durch Sturmwurf und -bruch verursachten. Bei diversen schwedischen Erstversicherern führte insbesondere Sturm „Gudrun“ zu ungewöhnlich hohen „loss ratios“, d. h. die Versicherungsleistungen im Jahr 2005 im Bereich Windwurf/-bruch überstiegen die Einnahmen (in 2005) in dieser Sparte um das bis zu 16-fache. Dies führte nach Sturm „Gudrun“ zu einer Überarbeitung der Windwurf/-bruch Policen. So wurden vor allem die Haftungsmitel pro ha begrenzt, um die Schäden bei großen Schadensereignissen wie „Gudrun“ im Rahmen zu halten und die Prämien wurden teilweise mehr als verdoppelt.

Aus Kapazitätsgründen leisten sich nicht alle schwedischen Erstversicherer eine Risikoanalyse ihrer Waldversicherungssparte. Oft werden Prämien nur grob nach geographischer Lage differenziert, welche als indirekter Indikator für die historische Häufigkeit und Intensität von Sturmereignissen dient. Eine systematische Berechnung der Prämie auf Grund von z. B. Bestandes- und Standortfaktoren erfolgt in den meisten Fällen nicht.

Die großen Waldschäden, verursacht durch Sturm „Gudrun“, sind für die Schadensstatistik der schwedischen Erstversicherer ein „Ausreißer“. Betrachtet man den Zeitraum 1995 bis 2007 und ignoriert die versicherten Waldschäden durch Sturm „Gudrun“, so ergibt sich z. B. für einen großen schwedischen Waldversicherer für diesen Zeitraum ein durchschnittlicher „loss-ratio“ von 53 %, d. h., die Waldversicherungssparte wäre ohne die durch Sturm „Gudrun“ verursachten Schäden profitabel geblieben.

Eine zentrale Frage, welche die schwedische Forst- und Versicherungswirtschaft hinsichtlich Sturmschäden beschäftigt, ist die wahrscheinliche Rückkehrperiode für ein Sturmereignis von den Ausmaßen „Gudrun“. Eine von schwedischen Erstversicherern in Auftrag gegebene Studie, basierend u. a. auf der Analyse historischer Schadereignisse und Windgeschwindigkeiten, kommt zu dem Ergebnis, dass ein Schadenereignis vergleichbar mit Sturm „Gudrun“ mit einer Wiederkehrperiode von 93 Jahren als „Jahrhundertereignis“ eingestuft werden kann. Nach SCHMIDT (unveröffentlicht) ist diese Einschätzung jedoch kritisch zu hinterfragen. So wurde z. B. der potentiellen Klimaveränderung nicht Rechnung getragen. Mehrere Studien kommen zu dem Schluss, dass die Intensität der Winterstürme über Europa, bedingt durch erhöhte Treibhausgaskonzentrationen, zunehmen könnte (CARNELL und CARNELL 1998; SINCLAIR und WATTERSON 1999; KNIPPERTZ et al. 2000; PINTO et al. 2007). Auch waren die hohen Windwurfschäden durch „Gudrun“ nicht monokausal (nur durch Windgeschwindigkeit), sondern wurden erheblich durch reduzierten Bodenfrost (milde Wintertemperaturen) und stark vernässte Böden (durch lang anhaltende Regenfälle vor dem Sturm) mit beeinflusst (SOLBERG 2006; SKOGSSTYRELSEN 2007). Die hohen Waldschäden wurden demnach durch einen klimatischen Faktorenkomplex verursacht (Sturm, Niederschlag, Temperatur). Diese Faktoren wurden bei der Kalkulation der Wiederkehrperiode nicht berücksichtigt. Durch die globale Erwärmung ist in Schweden im Laufe des 21. Jahrhunderts mit einer Temperaturerhöhung von bis zu 5 °C, in den Wintermonaten stärker als in den Sommermonaten, zu rechnen (SONESSON 2004). Des Weiteren rechnet man mit häufigeren und stärkeren Niederschlägen (bis zu +40 %) in den Herbst-, Winter- und Frühlingsmonaten. Auch die Sturmintensität nimmt nach einigen Modellberechnungen zu (SONESSON 2004). Zwar sind diese Fakten schwer zu quantifizieren, jedoch kann unterstellt werden, dass die Berechnung einer Wiederkehrperiode von 93 Jahren auf Grund historischer Sturmschäden nicht realistisch ist, da sie künftigen klimatischen Veränderungen, welche sich signifikant auf das Windwurfisiko auswirken können, nicht Rechnung trägt.

### Erarbeitung eines qualitativen Risikoindexes für Windwurf in Schweden

#### Faktoren(gruppen) mit hoher Relevanz für Windwurf/-bruch

Die Literaturrecherche ergab, dass Windwurf/-bruch von einer Vielzahl von Variablen abhängig ist. Zur besseren Übersicht erfolgte eine Zuordnung von 5 thematischen Überbegriffen:

- Meteorologische Rahmenbedingungen und Faktoren,
- Topographie/Relief,
- Standort,
- Bestandesfaktoren und
- Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Es zeigt sich, dass bei den meteorologischen Rahmenbedingungen/Faktoren insbesondere die max. Windstärke sowie Starkniederschläge eine große Rolle für das Windwurf-/bruch Risiko spielen (vgl. z. B. ANCELIN et al. 2004; ALTENKIRCH et al. 2002).

Im Bereich „Topographie/Relief“ erwiesen sich Exposition und Hangneigung als Faktoren mit bedeutendem Einfluss auf das Windwurfisiko (vgl. ALTENKIRCH et al. 2002; SCHÜTZ et al. 2006). NILSSON et al. (2004) stellte in einer Analyse sämtlicher nennenswerter schwedischer Sturmereignisse fest, dass die größten Sturmschäden während Winden aus Richtung NNW bis SW und NNO zu verzeichnen waren. Bei einer detaillierten Studie zu Sturm „Anatol“ (NILSSON et al. 2007) wurden die größten Schäden auf SW-Exponierten Hängen festgestellt. In der Kategorie Standort erwiesen sich Ausgangssubstrat und Gründigkeit als besonders relevante Faktoren. Die Verbindungskräfte zwischen Wurzel- und Bodenteilchen (Adhäsion) sowie die Scherkräfte zwischen den Bodenteilchen spielen für das Windwurfisiko eine erhebliche Rolle. Sie sind von der Bodenart und dem Wassergehalt abhängig (RÖHRIG et al. 2006). Eine Reihe von Studien belegt, dass die Verankerungsstärke mit zunehmender Feuchtigkeit insbesondere bei tonigen, schluffigen und lehmigen Böden

abnimmt und dass auf staunassen, sowohl natürlich als auch physiologisch flachgründigen Böden, ein hohes Wurfisiko besteht (ALTENKIRCH et al. 2002; REDDE und LÜPKE 2004; RÖHRIG et al. 2006; ILISSON et al. 2005; DVORÁK et al. 2001; KUHN 1995).

Bei Bestandesfaktoren erwiesen sich Bestandeshöhe und Bestandeszusammensetzung als besonders relevant für Windwurf. Eine Vielzahl an Studien kommt zu dem Ergebnis, dass der Anteil geschädigter Bestände mit zunehmender Bestandeshöhe steigt (vgl. u. a. FOSTER 1988; KÖNIG 1995; DOBBERTIN et al. 2002; MAYER et al. 2005). Untersuchungen zum Einfluss der Bestandeszusammensetzung auf das Windwurfisiko ergaben, dass Windwurf mit zunehmendem Nadelbaumanteil zunimmt bzw. dass die Beimischung von Laubholz und „windfesten“ Nadelbaumarten, wie Douglasie, die Sturmschäden in Fichtenreinbeständen stark reduziert wurden (ALTENKIRCH et al. 2002; MAYER et al. 2005; SCHÜTZ et al. 2006). Untersuchungen zu Sturm „Gudrun“ in Schweden ergaben, dass 82 % des Schadholzvolumens auf die Baumart Fichte entfielen (SKOGSSTYRELSEN 2007). Eine Untersuchung von Windwurfflächen in Südschweden bestätigt dies. Hier waren 97 % der geworfenen/ebrochenen Bäume Fichten (bei einem Fichtenanteil von 61 % (DOMEJ 2002).

Tabelle 1: Faktoren für das Expertenmodell

Variable	Verwendung	Begründung
Schneefall	Nein	Hohe zeitliche und räumliche Variabilität, kein geeignetes Kartenmaterial, wenig Quellen.
Niederschlag	Nein	Indirekte Verwendung über Bodenfeuchte
Windstärke und Sturmhäufigkeit	Ja	Lt. Literatur hohe Relevanz, exzellente Datenverfügbarkeit; Nutzung von Sturmhäufigkeit und max. Windgeschwindigkeit als Parameter
Exposition	Ja	Lt. Literatur relevant, sehr gute Datenverfügbarkeit
Hangneigung	Ja	Lt. Literatur relevant, gute Datenverfügbarkeit
Höhe ü. NN	Nein	Lt. Literatur relevant, aber schwer parametrisierbar. Eng Verknüpft mit Relief und Windstärke. Da letztere Berücksichtigung finden, wird auf den Faktor Höhe ü. NN verzichtet
Relief/Exponiertheit	Nein	Lt. Literatur relevant, Berechnung an dieser Stelle jedoch nicht möglich.
Bodenart (Feuchtigkeitsgehalt)	Ja	Lt. Literatur relevant, gute Datenverfügbarkeit
Ausgangssubstrat	Nein	Lt. Literatur relevant, gute Datenverfügbarkeit. Indirekte Verwendung über Bodenfeuchte und -art.
Bodenversauerung und Stickstoff-Belastung	Nein	Lt. Literatur relevant, aber wenig Quellen und veraltetes Kartenmaterial (von 1987)
Bodentiefe	Ja	Lt. Literatur relevant, gute Datenverfügbarkeit.
Bodenfrostverringern durch Klimaerwärmung	Nein	Wenig Quellen, wird aber vor dem Hintergrund des Klimawandels als relevant betrachtet.
Bestandeszusammensetzung	Ja	Lt. Literatur sehr relevant, Daten verfügbar
Bestandesalter	Ja	Lt. Literatur relevant, indirekter Indikator für Durchforstungsstärke und Bestandeshöhe. Nur aggregierte Daten verfügbar.
Bestandeshöhe	Nein	Lt. Literatur sehr relevant, aber Daten nicht verfügbar
Bestandesdichte	Nein	Lt. Literatur relevant, aber Daten nicht verfügbar
Bestandesstruktur	Nein	Lt. Literatur relevant, aber Daten nicht verfügbar
Homogenität des Kronendaches	Nein	Lt. Literatur relevant, aber Daten nicht verfügbar
Waldrandlagen	Nein	Lt. Literatur sehr relevant, aber Daten nicht verfügbar
Bestandesschutz	Nein	Lt. Literatur sehr relevant, aber Daten nicht verfügbar
h/d Verhältnis	Nein	Lt. Literatur relevant, aber Daten nicht verfügbar
BHD	Nein	Relevanz lt. Literatur umstritten, gekoppelt mit Bestandeshöhe. Daten nicht verfügbar.
Zeit seit letztem Eingriff	Nein	Lt. Literatur sehr relevant, aber Daten nicht verfügbar. Indirekt über Bestandesalter.
Durchforstungsstärke	Nein	Lt. Literatur sehr relevant, aber Daten nicht verfügbar

Die besondere Gefährdung der Fichte bzw. die überdurchschnittliche Betroffenheit von Fichten(rein)beständen bei Sturmereignissen wird von einer Reihe anderer Studien aus der Schweiz, Schweden, Finnland und Deutschland bestätigt (DVORÁK et al. 2001; vgl. WÄHLIN 2006; RÖHRIG et al. 2006; DOBBERTIN et al. 2002; SCHMIDT et al. 2006; OLOFSSON 2006). Bei Bewirtschaftungsmaßnahmen wird die Relevanz der Faktoren „Zeit seit dem letzten Eingriff“ sowie „Durchforstungsstärke und -zeitpunkt“ durch eine große Anzahl an Studien unterstrichen. So wiesen Bestände die 3 – 5 Jahre vor einem Sturmereignis durchforstet waren, deutlich stärkere Schäden auf (RICHTER 1975; LOHMANDER und HELLES 1987; KÖNIG 1995; DE LONG et al. 2001; DOBBERTIN et al. 2002; HOLGÉN und HÄNEL 2006). Auch eine großflächige Analyse von Sturmschäden in Südschweden zeigt, dass innerhalb der letzten 5 Jahre auf 60 % der Windwurfflächen Durchforstungen stattgefunden hatten (DOMEIJ 2002). Eine umfangreiche Studie von WALLENTIN (2007) zur Durchforstung bei Fichte hat zum Ergebnis, dass das Risiko von Sturm- und Schneeschäden an Fichte linear mit der Durchforstungsstärke steigt.

#### Auswahl der Parameter für das Expertenmodell und Parametrisierung

Auf Basis der Literaturrecherche und unter Berücksichtigung von Datenverfügbarkeit wurden folgende Faktoren für das Expertenmodell ausgesucht:

#### Parametrisierung der Variablen

Auf Grundlage der Literaturrecherche wurden die Variablen Exposition, Hangneigung, Windstärke und Sturmhäufigkeit, Bestandeszusammensetzung, Bestan-

desalter, Bodentiefe, Bodenfeuchte parametrisiert. Die gutachtliche Einstufung der unterschiedlichen Variablen in die „Risikoklassen“ 0 bis maximal 5 ist nachstehender Tabelle zu entnehmen:

#### Qualitativer Risikoindex

Die Abb. 1 zeigt das qualitative Windwurfisiko auf Basis der ausgesuchten Faktoren für ganz Schweden mit einer Auflösung von ca. 200 x 200 Metern. Zur Vereinfachung wurde die Punkte-Skala des Expertenmodells in relative Risikoklassen eingeteilt (1-4 wenig, 5-8 moderate, 9-12 medium, 13-16 hoch, 17-20 sehr hoch). Die Abbildung verdeutlicht, dass es grundsätzlich möglich ist das Windwurfisiko räumlich differenziert darzustellen und dementsprechend auch Sinn machen könnte, die Versicherungsprämien stärker als bisher (3 Klassen) regional oder gar lokal anzupassen. So sind z. B. auch in Nordschweden teilweise kleinere Regionen mit sehr hohen Risiken auszumachen.

#### Diskussion

Die Schwächen von Expertenmodellen liegen in erster Linie in ihrem nicht quantifizierbarem Output und der fehlenden Möglichkeit, Multikollinearität gezielt zu vermeiden (KÖNIG 1995). Auch die gutachtliche Parametrisierung ist ein Schwachpunkt. Quantifizierbare Ergebnisse sind für die Versicherungsbranche wichtig, um das wissenschaftlich ermittelte Risiko mit statistischen Methoden in eine adäquate Prämienberechnung umzusetzen. Für diesen Bereich sind Expertenmodelle jedoch auf Grund ihres qualitativen Charakters nicht geeignet. Es kann allenfalls eine erfahrungsgemäße

Tabelle 2: Einstufung der Variablen in Risikoklassen

Variable	Risiko	Variable	Risiko
Sturmhäufigkeit (Anzahl Stürme ≥ 89 km/h im Zeitraum 1957 – 2007)		Bestandeszusammensetzung	
0 – 10	0	Laubwald > 50 %	0
11 – 20	1	Laubwald > 20 %	1
21 – 30	2	Fichte + Kiefer > 80 %	2
31 – 40	3	Fichte + Kiefer > 90 %	3
41 – 50	4	Nadelwald mit > 50 % Fichte oder > 80 % Kiefer	4
Max. Windstärke (km/h) 1957 – 2007		Nadelwald mit > 80 % Fichte	5
70 – 90	0	Bestandesalter 31 – 60 Jahre	
91 – 120	1	0 – 20 %	0
121 – 140	2	21 – 30 %	1
> 140	3	31 – 40 %	2
Exposition		Bodentiefe	
Nord-Nordnordost Ost-Süd Nord-Nordnordwest	0	tief	0
Nordnordost-Ost	1	ziemlich flach	1
Nordnordwest-West	2	flach	2
Süd-West	3	Bodenart (Feuchtigkeitsgehalt)	
Hangneigung		trocken und frisch	0
> 50	0	mäßig feucht	1
20 – 50	1	feucht	2
< 20	2		



- ANCELIN, P.; COURBAUD, B.; FOURCAUD, T. (2004): Development of an individual tree-based mechanical model to predict wind damage within forest stands. *Forest ecology and management*, 203 (1-3 pp.): 101-121.
- CARNELL, R. E.; CARNELL, C. A. (1998): Changes in mid-latitude variability due to increasing greenhouse gases and sulphate aerosols. *Clim. Dyn.*, 14: 369-383.
- DE LONG, S. C.; BURTON, P.; MAHON, T.; OTT, P.; STEVENTON, D. (2001): Factors Affecting Windthrow in Reserves in Northern British Columbia. *Windthrow Assessment and Management in British Columbia. Proceedings of the Windthrow Researchers Workshop held January 31-February 1, 2001 in Richmond, British Columbia. Compiled by S. J. Mitchell and J. Rodney. University of British Columbia, Department of Forest Sciences, Vancouver BC.*
- DOBBERTIN, M.; SEIFERT, H.; SCHWYZER, A. (2002): Ausmaß der Sturmschäden. *Wald und Holz*, 83 (1): 39-42. [http://www.waldwissen.net/themen/waldbau/risikomanagement/wsl\\_ausmass\\_sturmschaeden\\_DE/](http://www.waldwissen.net/themen/waldbau/risikomanagement/wsl_ausmass_sturmschaeden_DE/) (08.08.2007).
- DOMEIJ, E. (2002): Wind damage. Sustainable Forestry in Southern Sweden – SUFOR Excursion Guide to the Fulltofta area. <http://www.sufor.nu/Webbsidor/Workshopdokument/Exkursionsguide.pdf> (29.08.2007).
- DVORÁK, L.; BACHMANN, P.; MANDALLAZ, D. (2001): Sturmschäden in ungleichförmigen Beständen. *Schweiz. Z. Forstwesen*, 152 (11 p): 445-452.
- FAO (2005): Global Forest Resources Assessment - Progress towards sustainable forest management. <http://www.fao.org/forestry/foris/data/fra2005/kf/common/GlobalForestA4-ENsmall.pdf> (05.10.2007).
- FOSTER, D. R. (1988): Species and Stand Response to Catastrophic Wind in Central New England, U.S.A. *The Journal of Ecology*, 76 (1 pp): 135-151.
- HOLGÉN, P.; HÄNEL, B. (2006): Effects of stand structure and density on windthrow in *Picea Abies* dominated shelterwoods in Sweden. *Hydrology and Management of Forested Wetlands. Proceedings of the International Conference, 8-12 April 2006.*
- ILISSON, T.; METSLAID, M.; VODDE, F.; JÖGISTE, K.; KURM, M. (2005): *Scandinavian Journal of Forest Res.*, 20 (6): 88-93.
- KNIPPERTZ, P.; ULBRICH, U.; SPETH, P. (2000): Changing cyclones and surface wind speeds over the North Atlantic and Europe in a transient GHG experiment, *Climate Res.*, 15:109-122.
- KÖNIG, A. (1995): Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald. Ein Erklärungs- und Prognosemodell. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt (a. M.).
- KUHN, N. (1995): Die standörtliche Abhängigkeit der Vivian-Windwürfe. *Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie*: 28.
- LOHMANDER, P.; HELLES, F. (1987): Windthrow probability as a function of stand characteristics and shelter. *Scandinavian Journal of Forest Res.*, 2 (2 pp): 227-238.
- MAYER, P.; BRANG, P.; DOBBERTIN, M.; HALLENBARTER, D.; RENAUD, J. P.; WALTHERT, L.; ZIMMERMANN, S. (2005): Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Ann. For. Sci.*, 62: 303-311.
- NILSSON, C.; STJERNQUIST, I.; BÄRRING, L.; SCHLYTER, P.; JÖNSSON, A. M.; SAMUELSSON, H. (2004): Recorded storm damage in Swedish forests 1901-2000. *Forest Ecology and Management*, 199 (1): 165-173.
- NILSSON, C.; GOYETTE, S.; BÄRRING, L. (2007): Relating forest damage data to the wind field from high-resolution RCM simulations: Case study of Anatol striking Sweden in December 1999. *Global and Planetary Change*, 57 (1-2): 161-176.
- OLOFSSON, E. (2006): Supporting management of the risk of wind damage in south Swedish forestry. Doctor's dissertation. ISSN 1652-6880, ISBN 91-576-7095-1. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp 2006. [http://diss-epsilon.slu.se/archive/00001133/01/Acta\\_46\\_2006\\_EOlofsson\\_.pdf](http://diss-epsilon.slu.se/archive/00001133/01/Acta_46_2006_EOlofsson_.pdf) (29.08.2007).
- PINTO, J. G.; FRÖHLICH, L. G.; LECKEBUSCH, G. C.; ULBRICH, U. (2007): Changing European storm loss potentials under modified climate conditions according to ensemble simulations of the ECHAM5/MPI-OM1 GCM. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 7: 165-175.
- REDDE, N.; VON LÜPKE, B. (2004): Untersuchungen zum Windwurfrisiko bei einzelstammweiser Holzernte in Fichtenaltbeständen auf gut durchwurzelbaren Böden im Solling/Niedersachsen. *Forst und Holz*, 59: 270-277.
- RICHTER, J. (1975): Sturmschäden bei Fichte im Sauerland. *Forst und Holz*, 30: 106-108.
- RÖHRIG, E.; BARTSCH, N.; VON LÜPKE, B. (2006): *Waldbau auf ökologischer Grundlage. Ulmer Verlag, Stuttgart.*
- ROTTMANN, M. (1986): Wind und Sturmschäden im Wald. Beiträge zur Beurteilung der Bruchgefährdung, zur Schadensvorbeugung und zur Behandlung sturmgeschädigter Nadelholzbestände. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt (a. M.).
- SCHMIDT, M.; BAYER, J.; KÄNDLER, G. (2006): Sturm „Lothar“ – Ansatz einer inventurbasierten Risikoanalyse. Tagungsbeitrag DVFFA, Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2006.

SCHÜTZ, J.-P.; GÖTZ, M.; SCHMID, W.; MANDALLAZ, D. (2006): Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Res.*, 125 (3): 291-302.

SINCLAIR, M. R.; WATTERSON, I. G. (1999): Objective assessment of extratropical weather systems in simulated climates. *J. Climate*, 12: 3467-3485.

SKOGSSTYRELSEN (2007): After „GUDRUN“ – Lessons learnt following the storm in 2005 and recommendations for the future. Online Publication of the Swedish Forest Agency. <http://www.skogsstyrelsen.se/episerver4/dokument/sks/engelska/After%20Gudrun.pdf> (28.11.2007).

SOLBERG, S. (2006): Will climate change increase forest damage? *Cicerone*: 3.

SONESSON, J. (2004): Climate change and forestry in Sweden. *K. Skogs-o. Lantbr.akad. Tidskr.*, 143: 18.

WÄHLIN, P. (2006): Vindfällning i naturliga och skapade bryn och kanter. Southern Swedish Forest Research Centre, SLU. Examensarbete/SLU, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap: 77.

WALLENTIN, C. (2007): Thinning of Norway spruce. Doctor's dissertation. I SSN 1652-6880, ISBN 978-91-576-7328-2. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp. [http://diss-epsilon.slu.se/archive/00001352/01/C\\_Wallentin.pdf](http://diss-epsilon.slu.se/archive/00001352/01/C_Wallentin.pdf) (29.08.2007).

# Praktische Erfahrungen der GTZ mit Climate Proofing in der Entwicklungszusammenarbeit

MICHAEL SCHOLZE, JAN PETER SCHEMMELE, ALEXANDER FRÖDE

## Die Notwendigkeit zur Anpassung an den Klimawandel

Der Klimawandel findet statt. Weitreichende Maßnahmen sind notwendig, um seine negativen Folgen auf Menschen in Entwicklungs- und Industrieländern zu reduzieren. Der 2007 veröffentlichte Vierte Sachstandsbericht des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) hat gezeigt, wie umfassend die Auswirkungen eines uneingeschränkten Klimawandels sein werden. Die Liste der in vielen Ländern neu auftretenden oder sich verschärfenden physikalischen und sozio-ökonomischen Auswirkungen des Klimawandels ist lang: Wasserknappheit, häufigere Extremwetterereignisse, Verluste an Biodiversität, Migration und Konflikte, Überschwemmungen, Hitzewellen, Gesundheitsrisiken etc. Entwicklungsländer werden am stärksten vom Klimawandel betroffen sein, nicht nur aufgrund ihrer ökologischen Gegebenheiten, sondern auch wegen ihrer relativ geringen Fähigkeit zur Anpassung.

Die Intensität der Auswirkungen des Klimawandels hängt von der weltweiten Reduktion der Emissionen von Treibhausgasen (THG) ab, die über die nächsten Jahrzehnte erreicht werden kann. Die Herausforderung, die Treibhausgasemissionen entsprechend zu reduzieren, ist gewaltig und erfordert ein globales Vorgehen.

Obwohl die Entscheidungsträger von heute die Intensität des Klimawandels zum größten Teil immer noch beeinflussen können, sind sogar bei einem +2 °C-Szenario weitreichende negative Auswirkungen zu erwarten. Aus diesem Grund besteht die Herausforderung der Entwicklungszusammenarbeit (EZ) darin, Partnerländer heute bei der Anpassung an die negativen Auswirkungen des Klimawandels von morgen zu unterstützen.

## Ansätze der deutschen Entwicklungszusammenarbeit

Das Bundesministerium für wirtschaftliche Entwicklung und Zusammenarbeit (BMZ) stellt sich dieser Herausforderung: Im Jahr 2007 wurden 450 Millionen Euro für Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels in der Entwicklungszusammenarbeit ausgegeben (Anpassung an den Klimawandel sowie Minderung von THG-

Emissionen). Im Jahr 2008 werden sich allein die Ausgaben des BMZ auf 900 Millionen Euro verdoppelt haben. Zusätzlich finanziert die Bundesregierung durch das Bundesumweltministerium (BMU) weitere Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels in Entwicklungsländern, indem ein Teil der Einnahmen aus dem Verkauf von Emissionszertifikaten verwendet wird. Im Jahr 2008 werden sich diese zusätzlichen Mittel auf 120 Millionen Euro belaufen.

## Entwicklungszusammenarbeit an den Klimawandel anpassen

Zahlreiche neue Programme zur Anpassung an den Klimawandel wurden begonnen oder befinden sich derzeit in der Entwicklung. Es werden jedoch nicht nur neue eigenständige Anpassungsprogramme gebraucht, die Risiken des Klimawandels müssen auch in bestehende Programme integriert werden, d. h., diese müssen einem „Climate Proofing“-Prozess unterzogen werden. Die Nachhaltigkeit vieler Programme wird durch Risiken des Klimawandels bedroht. Positiv formuliert: Gut geplant können viele Programme die Partnerländer in umfangreicherem Maße bei der Erhöhung der Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel unterstützen. Einige aktuelle Studien verdeutlichen diese Risiken des Klimawandels in der Entwicklungszusammenarbeit:

- Die Weltbank (2006: 120) schätzte, dass 25 % ihrer Projekte ernststen Klimarisiken ausgesetzt sind.
- Bei einer Untersuchung in sechs Ländern stellte die OECD (2005: 16) fest, dass die globale Erwärmung zwischen 12 % (Tansania) und 65 % (Nepal) der gesamten offiziellen Entwicklungshilfe (ODA) in einem Partnerland negativ beeinflussen könnte.

## Der politische Hintergrund

Politische Entscheidungsträger haben diese Herausforderung bereits zur Kenntnis genommen. Im April 2006 nahmen die Umwelt- und Entwicklungsminister der OECD-Mitgliedsstaaten die „Erklärung zur Integration von Anpassung an den Klimawandel“ an. Die EU sieht die enge Verknüpfung von Anpassung an den Klimawandel und Entwicklungszusammenarbeit in ihrem „Aktionsplan zu Klimaänderungen und Entwicklungszusammenarbeit“ vor.

### Prüfung auf Klimaverträglichkeit – Ansätze anderer Institutionen

Einige Geberorganisationen haben damit begonnen, Methoden und Instrumente zur Überprüfung der Klimaverträglichkeit ihrer Vorhaben zu entwickeln. Die niederländische DGIS z. B. hat so genannte „Quick Scans“ ihrer Projekte getestet, bei denen die Klimawandelrisiken während eines kurzen Projektbesuchs von Experten beurteilt werden.

Der Fokus des DFID-Ansatzes liegt eher auf ganzen Länderportfolios als auf einzelnen Projekten. Ihr Instrument „ORCHID“ enthält differenzierte Prüfungen, die Kosten-Nutzen-Analysen verschiedener Anpassungsoptionen enthalten. Es existieren auch computerbasierte Instrumente wie z. B. CRISTAL, das gemeinsam von Intercooperation, IISD, SEI und IUCN entwickelt wurde. Dieses Programm liefert eine Struktur für die Beurteilung von Auswirkungen des Klimawandels auf ländliche Gebiete in Entwicklungsländern. Das ADAPT-Instrument der Weltbank bietet eine Web-basierte Risikobewertung, die auf detaillierten Eingaben des Nutzers beruht.

### Der deutsche Ansatz

Vor diesem Hintergrund hat das Bundesministerium für wirtschaftliche Entwicklung und Zusammenarbeit die GTZ beauftragt, Vorschläge zur Integration des Klimawandels in die Entwicklungszusammenarbeit zu entwerfen. Der Auftrag besteht darin, praktische Instrumente zur Überprüfung der Entwicklungsbestrebungen auf ihre Klimawandelbeständigkeit zu schaffen.

### „Climate Check“ – Ein Überblick

Die GTZ hat zusammen mit dem Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) den „Climate Check“ entwickelt. Da dieser das umfassende Ziel verfolgt, die Integration von Klimaaspekten in der Arbeit der GTZ insgesamt zu unterstützen, besteht er nicht nur aus dem Climate Proofing-Instrument, sondern umfasst auch das „Emission Saving“.

#### Box 1: Tools des Climate Check

##### 1. Climate Proofing

Das Climate Proofing-Instrument konzentriert sich auf die Anpassung an den Klimawandel. Heutige und zukünftige Klimarisiken werden für Programme identifiziert und Möglichkeiten zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der Interessensgruppen oder zur Verminderung der Risiken durch konkrete Anpassungsmaßnahmen aufgezeigt (Ziel: Klimarisiken von Projekten minimieren).

##### 2. Emission Saving

Das Tool befasst sich mit möglichen Optionen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen. Das Potential der Programme zur Minderung wird identifiziert. Anpassungen des Ansatzes und der Ausrichtung von Beratungsdienstleistungen leisten einen Beitrag zur Emissionsreduktion (Ziel: Minderungspotentiale maximieren).

### Das Climate-Proofing-Instrument

Das Climate-Proofing-Instrument besteht aus vier aufeinanderfolgenden Schritten. Das Instrument bietet eine Struktur, um Risiken des Klimawandels analysieren zu können und Potentiale zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit zu erkennen. Dabei ist es nicht statisch, sondern flexibel und kann in vielen verschiedenen Zusammenhängen sowie mit einem unterschiedlichen Maß an Beteiligung und Intensität angewendet und in Abhängigkeit von Umständen, Ressourcen und Zeit während eines eintägigen Workshops oder innerhalb eines zweiwöchigen Prozesses durchgeführt werden. Die Beteiligung von Klimawandexperten ist sehr hilfreich, aber nicht zwingend erforderlich.

#### 1. Screening vor der Programmbegutachtung

Das Screening erlaubt eine erste grobe Beurteilung darüber, ob ein Programm überhaupt nennenswerten Klimarisiken unterliegt. Ein Projekt zur Unterstützung von Rechtsreformen in Zentralasien wird wahrscheinlich weder durch den Klimawandel bedroht sein, noch kann es die Anpassungsfähigkeit der Bevölkerung erhöhen. Es ist anzunehmen, dass etliche Entwicklungsprogramme nicht oder nur von geringen Klimarisiken betroffen sein werden. Durch eine Vorauswahl wird der komplette Prozess des Climate Proofings, also nur in Projekten angestoßen, in denen sowohl Bedarf als auch Potential grundsätzlich vorhanden sind. Eine Liste der gefährdeten Sektoren, Regionen und Akteure ist die Grundlage für die Entscheidung über die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Programm niedrigen, mittleren, hohen oder unbekanntem Risiken ausgesetzt ist. Abhängig vom Ergebnis muss der nächste Schritt durchgeführt werden.

#### 2. Detaillierte Klimarisikoanalyse

Wenn die Klimarisiken als wahrscheinlich hoch, mittel oder unbekannt eingestuft werden, wird eine detaillierte Klimarisikoanalyse durchgeführt. Der Ablauf gestaltet sich wie folgt (... wie in Tabelle 1 dargestellt):

#### 3. Entwicklung und Priorisierung der Anpassungsoptionen

Anpassungsoptionen werden für Gebiete entwickelt, die unter Schritt 2 priorisiert wurden. Wenn es mehrere Möglichkeiten gibt, wird eine erneute Priorisierung notwendig. Wichtige Auswahlkriterien sind z. B. die Dringlichkeit der Bedürfnisse der Zielgruppen, Kosten-Nutzen-Analysen, no- oder low-regret Maßnahmen, politische und ökonomische Machbarkeit, etc.

#### 4. Integration ins Programmkonzept, Monitoring und Evaluation

Der letzte Schritt führt von der Analyse zur Umsetzung. Eine wichtige Bedingung ist die Integration der Anpassungsmaßnahmen in das Programmkonzept. Im deutschen Kontext sollten sie idealer Weise in den Schlüsseldokumenten (Prüfbericht und Programmplanungsdokument) aufgenommen und die Analyse in vielen Fällen vor dem jeweiligen Programmbeginn noch einer tieferen Überprüfung unterzogen werden, wenn das Konzept konkreter und die Datenverfügbarkeit ver-

Tabelle 1: Elemente einer detaillierten Klimarisikoanalyse

Schritte	Beispiele
Bewertung der Klimastimuli	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Temperaturanstieg</li> <li>• Verringerung der Wasserverfügbarkeit</li> <li>• Häufigkeitsanstieg von Extremwetterereignissen</li> </ul>
Bewertung der „Exposure Units“ (gefährdete Systeme/Sektoren)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Landwirtschaft</li> <li>• Forstwirtschaft</li> <li>• Infrastruktur</li> </ul>
Direkte Auswirkungen (bio-physikalisch)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zerstörung der Infrastruktur</li> <li>• Verschiebung von Ökosystemen</li> <li>• Küstenerosion</li> </ul>
Indirekte Auswirkungen (sozioökonomisch)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einkommensverluste</li> <li>• Migration</li> <li>• Soziale Spannungen und Konflikte</li> </ul>
Verknüpfung mit dem Entwicklungsprogramm	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ziele, Auswirkungen, Ergebnisse, die betroffen sein können</li> </ul>
Anpassungskapazität (Partner/ Ressourcen)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schwache Institutionen</li> <li>• Niedriges Einkommensniveau</li> </ul>
Priorisierung des Anpassungsbedarfs auf Grundlage einer Risikobewertung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Welche positiven sozioökonomischen Entwicklungsprozesse und Programmresultate sind am meisten gefährdet und wo eröffnet der Klimawandel neue Möglichkeiten?</li> </ul>

bessert ist. Die Überprüfung der Klimarisiken und der geplanten Anpassungsmaßnahmen müssen Teil des regulären Monitorings und der Evaluationen werden. Die Anpassung an den Klimawandel ist ein fortlaufender, iterativer Prozess, der unter Einbeziehung neuer Ergebnisse regelmäßig fortzuschreiben ist.

### Konzeptionelle Überlegungen zur formalen Integration des Climate Proofings

Da das Climate Proofing Teil einer umfassenden Integration von Klimaaspekten in die Entwicklungszusammenarbeit sein soll, kann es von anderen Mainstreamingprozessen lernen. Es gibt bereits eine Reihe von solchen Themen in der internationalen Entwicklungszusammenarbeit wie z. B. Gender, HIV-Aids, Umwelt etc. Viele Praktiker klagen über eine übermäßige Last von Themen, die im Rahmen eines Mainstreamings angegangen werden sollen<sup>1</sup>. Aufgrund dieser „Mainstreamingmüdigkeit“ wurde vorgeschlagen, das Climate Proofing formal in bereits bestehende Kategorien und Prozesse zu integrieren. Im deutschen Kontext muss jedes Programm im Rahmen einer strategischen Umweltprüfung (SUP) auf potentielle Risiken, die Durchführung und Ergebnisse gefährden könnten, analysiert werden. Hier sollte auch das Climate Proofing ansetzen. Weiterhin sollte es in Prüfmissionen integriert werden, die in jedem Falle durchgeführt werden, anstatt als separat stehendes Element absolviert zu werden. Um diese neue Aufgabe zu erfüllen, müssen die entsprechenden Experten ausgebildet und mit Anleitung und Handbuch zur effizienten Überprüfung unterstützt werden. Da das Instrument die Programme mit niedrigen Klimawandelrisiken im ersten Schritt

herausfiltert und in unterschiedlichen Intensitäten angewendet werden kann, bleibt der Arbeitsaufwand im handhabbaren Bereich. Ein kleiner interner Anpassungsfond der deutschen Entwicklungszusammenarbeit könnte für die Bereitstellung der Zusatzmittel in Erwägung gezogen werden, die für Climate Proofing und Anpassungsmaßnahmen in den Programmen sowie für die Zusammenstellung und systematische Auswertung der Erfahrungen notwendig werden.

### Erfahrungen aus den ersten Pilotanwendungen des Instruments

Das Instrument Climate Proofing wurde bisher in Marokko, Indien, Vietnam und Brasilien getestet. Weitere Testanwendungen sind geplant.

#### Marokko

Das Instrument wurde in einem GTZ Desertifikations- und Naturschutzprogramm angewendet. Mehrere von Klimarisiken betroffene Exposure Units mit Relevanz für das GTZ-Programm in Marokko konnten identifiziert werden, darunter Tourismus, Wassermanagement, Landwirtschaft. Priorisierte Anpassungsoptionen waren z. B. ein verbessertes Wassereinzugsgebietsmanagement und Maßnahmen zum Bodenschutz. Mit den geplanten analytischen Schritten half das Instrument dem Programm bei einer stärkeren Orientierung auf Anpassung an den Klimawandel.

#### Indien

Das Climate Proofing- Instrument wurde in drei GTZ Programmen zum Management natürlicher Ressourcen (NRM) angewendet, davon in einem Programm, das zusammen mit der KfW durchgeführt wird. Der NRM-Sektor ist in Indien in verschiedener Hinsicht von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen. Viele Programmmaßnahmen müssen sich bereits mit dem Klimawandel auseinandersetzen. Einer der wichtigsten Engpässe des Sektors ist die Wasserverfügbarkeit. Die GTZ hat eine lange und erfolgreiche Tradition in der Beteiligung an Programmen zum Management

<sup>1</sup> Aufgrund der ständig wachsenden Zahl der Mainstreamingthemen sollte überlegt werden, wie zu einem besser handhabbaren Grad der Komplexität zurückgekehrt werden kann. Eine Möglichkeit könnte sein, nicht jedes Thema in jedem Programm oder Prozess obligatorisch zu berücksichtigen. Lieber sollten die Mainstreamingprioritäten für jeden Fall neu entschieden werden. Dies würde es ermöglichen, die wichtigen Mainstreamingthemen gründlicher aufzugreifen. Sprichwörtlich ist „weniger manchmal mehr“.

von Wassereinzugsgebieten. Diese können bereits als Schritte zur Anpassung an die abnehmende Wasserverfügbarkeit gesehen werden, die in vielen Regionen Indiens u. a. durch den Klimawandel, hervorgerufen wird. Das Climate Proofing machte deutlich, dass die Projektionen zur zukünftigen Entwicklung des Klimas im Design der Programme noch nicht hinreichend berücksichtigt wurden. Geschähe dies, könnten die Ergebnisse dieser Programme sowie die Anpassungsfähigkeit ihrer Zielgruppen verbessert und Fehlanpassungen verhindert werden. Gleiches gilt für ein GTZ-Programm in Kooperation mit der National Bank for Agriculture and Rural Development. Im Waldprogramm im östlichen Bundesland Tripura wurde die Verschiebung von Ökosystemen als hohes Risiko identifiziert.

#### Brasilien

In Brasilien ist das Climate Proofing-Instrument in drei Programmen zu Tropenwaldschutz, Energie und städtisch-industriellem Umweltschutz und armutsorientierter Entwicklung im Nordosten des Landes angewendet worden. Im Zusammenhang mit dem Tropenwaldschutzprogramm wurde festgestellt, dass sich die aktuellen Schutzstrategien auf Grund veränderter Reproduktions- und Migrationsmuster von Arten zukünftig als unzureichend herausstellen und die Methoden zur nachhaltigen Landnutzung und Fischerei, die aktuell vom Programm gefördert werden, in Zukunft wirtschaftlich unrentabel werden könnten. Die daraufhin vorgeschlagenen Anpassungsmaßnahmen waren z. B. die Integration des Klimawandels in regionale und lokale Entwicklungsplanung sowie in die Strategien zum Biodiversitätsschutz, die Förderung von Waldregeneration im Ostamazonas, um Niederschlagssysteme in Zentral- und Westamazonien zu schützen, und der verstärkte Fokus auf Diversifizierung von kleinmaßstäbigen Agrarsystemen. Außerdem wurde der Bedarf identifiziert, das Wissen um die Auswirkungen des Klimawandels auszubauen und systematisches Capacity Building zur Nutzung dieses Wissens voranzubringen. Letzteres war auch in dem Programm zur integrierten Regionalentwicklung der Fall, in dem eine optimierte Ausrichtung auf Katastrophenmanagement gefördert werden sollte. Eine der Schlüsselbedrohungen für das Energieprogramm sind längere und häufigere Dürren, da 74 % der nationalen Elektrizität durch Wasserkraft generiert wird. Es gibt bereits einige Forschungsinitiativen, die die Vorhersage der Wasserverfügbarkeit in den relevanten Wassereinzugsgebieten verbessern und die Auswirkungen des Klimawandels auf die Energieversorgung feststellen sollen. Das Programm sollte die Möglichkeit erwägen, sich an den Forschungsprojekten zu beteiligen.

#### Vietnam

Während einer Klimacheck-Pilotanwendung in Vietnam wurden ein Abwasserentsorgungs- und Abfallwirtschaftsprogramm, ein Waldprogramm und ein Armutsminderungsprogramm genauer betrachtet. Letzteres soll hier genauer vorgestellt werden. Die Hauptklimastimuli, die die identifizierten Exposure Units des Programms (Wasserressourcen inkl. Bewässerungssysteme, Landwirtschaft, ländliche Infrastruktur und

Siedlungen) gefährden, beziehen sich vor allem auf Wasser (Anstieg des Meeresspiegels, Verstärkung von Taifunen und Niederschlagsvariabilität sowie Veränderung von Flusspegeln). Direkte und indirekte Auswirkungen, die die Nachhaltigkeit der Programmresultate (Test und Upscaling eines Tools zur Gemeindeplanung, nachhaltiger Beitrag landwirtschaftlicher Märkte zum Wohlstand) gefährden, sind in erster Linie Meeresswassereintrich und Überschwemmungen, die eine Reduktion landwirtschaftlicher Produktion, Schäden an ländlicher Infrastruktur und Siedlungen einschließlich Gesundheitsprobleme zur Folge haben können. Diese Risiken sind gravierender in Gebieten, die in direkter Nachbarschaft zum Mekongdelta liegen. Dennoch könnten zusätzliche indirekte Auswirkungen auf die Programmregion (z. B. durch Migration aus stärker betroffenen Gegenden oder Veränderungen im hydrologischen System) führen. Die Anpassungskapazität ist recht hoch im Bezug auf Trockenperioden, da die Bewässerungssysteme in der Pilotregion über das gesamte Jahr für ausreichend Wasser sorgen. Auch bei Überschwemmungen sind die Entwässerungssysteme in der Pilotregion derzeit ausreichend, um Niederschläge und Oberflächenwässer in normalen Jahren bewältigen zu können. Die Anpassungskapazität in der Region ist hinsichtlich der begrenzten Flexibilität des gesamten landwirtschaftlichen Systems niedrig, da das Bewässerungssystem komplex ist, regional gesteuert werden muss und keine politischen Anreize zur Diversifizierung bestehen. Durch die Armutssituation sind die finanziellen Möglichkeiten und die Flexibilität Einzelner in Bezug auf Vorbereitung und Reaktion auf negative Auswirkungen des Klimawandels begrenzt. Die Gefährdung des Projekterfolgs wird in Bezug auf den Beitrag landwirtschaftlicher Märkte zum Wohlstand als hoch eingeschätzt. Auch das Upscalingpotential des Planungsinstruments, das in der Pilotregion getestet wird, hängt davon ab, ob erhöhte Risiken und Auswirkungen des Klimawandels in benachbarten küsten- und flussnahen Gegenden im Planungsmodell systematisch beurteilt werden können. Priorisierte, realistische kurzfristige programmintegrierte Anpassungsmöglichkeiten sind z. B. die Einführung eines Risiko-Evaluierungsinstruments in der Lokalplanung oder die Berücksichtigung des Klimawandels in Marktanalysen (z. B. landwirtschaftliche Märkte) und die entsprechende Unterstützung der Vermarktung landwirtschaftlicher Güter. Mittelfristig könnten die Anpassung der ländlichen Infrastruktur, die Diversifizierung der Einkommensquellen oder die Einführung eines Versicherungssystems weitere Möglichkeiten zu einer verbesserten Anpassung an den Klimawandel darstellen.

#### Literatur

SCHOLZE, M.; SCHEMMEL, J. P.; FROEDE, A. (2008): Climate Proofing in Development Cooperation: Up-to-date Practical Experiences. In: GTZ (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit) and RNE (Rat für nachhaltige Entwicklung): Sustainability – The Unfinished Business – Challenges in International Cooperation: 173-182.

# Glossar

**Abschirmender Naturschutzansatz:** Schutzobjekte werden dem Regime direkter menschlicher Eingriffe (nach Möglichkeit) entzogen (vgl. SCHERZINGER 1990; IBISCH und KREFT 2008). Gegenteil: → **gestaltender Naturschutzansatz**

**Adaptiver Naturschutzansatz:** Es werden Zielzustände von → Schutzobjekten bestimmt, die in definierten Zeiträumen angesteuert werden sollen. Nach Ablauf eines Zeitraumes wird der Grad der Zielerreichung überprüft. Bei Bedarf können sowohl die Maßnahmen als auch die Schutzobjekte und die Ziele (z. B. Erhaltung eines Schutzobjekts an einem bestimmten Ort) neu definiert werden (IBISCH und KREFT 2008)

**ADAPT-Instrument:** Instrument der Weltbank für Anpassung an den Klimawandel

**AIC – Akaike's Information Criterion:** Ein Informationskriterium ist ein Kriterium zur Auswahl eines Modells in der angewandten Statistik bzw. der Ökonometrie. Dabei gehen die Anpassungsgüte des geschätzten Modells an die vorliegenden empirischen Daten (Stichprobe) und Komplexität des Modells, gemessen an der Anzahl der Parameter, in die Beurteilung ein. Die Anzahl der Parameter wird dabei „strafend“ berücksichtigt, da sonst umfassende Modelle mit vielen Parametern bevorzugt würden. Das historisch älteste Kriterium ist hierbei AKAIKES Informationskriterium (AKAIKE 1973)

**Antizipierender Naturschutz:** Naturschutzmaßnahmen werden möglichst vorausschauend gestaltet, etwa durch Berücksichtigung von verschiedenen möglichen Zukunftsszenarien

**Arealverschiebung (engl. biome shift):** Tatsächliche oder angenommene Veränderung des Verbreitungsgebietes einer Baumart ausgelöst durch den erwarteten Klimawandel und die damit verbundene Veränderung der für das Vorkommen von Baumarten wesentlichen Klimaparameter wie Temperatur und Niederschlag

**Atopisch:** Ortlos. Komplexe, atopische Probleme wie z. B. der Klimawandel verlangen nach transnationalen Steuerungssystemen, um den einhergehenden Herausforderungen und Problemen gerecht zu werden (vgl. WILLKE 2001)

**Bayessche Statistik:** Ein Zweig der modernen Statistik, der mit bedingten Wahrscheinlichkeiten bei unvollständigem Wissen über ein Ereignis arbeitet. Der Entscheidungsträger orientiert sich hierbei an Erwartungswerten

**Best case:** Begriff aus dem Bereich der Planung – der beste oder günstigste annehmbare Fall für die Entwicklung eines Projektes, Produktes, Sachverhaltes oder Umstands. Gegenteil: → **worst case**

**BIC – Bayessches Informationskriterium:** Der Nachteil des AIC ist, dass der Strafterm von der Stichprobengröße unabhängig ist. Bei großen Stichproben sind Verbesserungen der Log-Likelihood bzw. der Residualvarianz „leichter“ möglich, weshalb das Kriterium bei großen Stichproben tendenziell Modelle mit verhältnismäßig vielen Parametern vorteilhaft erscheinen lässt. Deshalb empfiehlt sich die Verwendung des durch SCHWARZ (1978) vorgeschlagenen Bayesschen Informationskriteriums (engl. Bayesian Information Criterion [BIC]), bei dem der Faktor des Strafterms logarithmisch mit der Anzahl der Beobachtungen wächst

**Brainstorming:** Technik der Ideensammlung für Einzelpersonen oder Gruppen, bei der innerhalb eines festgelegten Zeitraums der freie Gedanken- bzw. Assoziationsfluss durch keinerlei Bewertungen, Einschätzungen oder Einwände beeinflusst werden darf. Die Ideen werden visualisiert und können in einem nächsten Schritt sortiert und gruppiert werden

**Chlorophyllfluoreszenzquotient (F<sub>v</sub>/F<sub>m</sub>):** Verhältnis von variabler Fluoreszenz (F<sub>v</sub>) zu maximaler Fluoreszenz (F<sub>m</sub>) der Fotosynthese dient als Kriterium für die Funktionstüchtigkeit des Photosyntheseapparates (GENTY et al. 1989). Der Mittelwert von F<sub>v</sub>/F<sub>m</sub> beträgt bei gesunden Pflanzen nach Vorverdunklung unter Laborbedingungen 0,832 bei einer Standardabweichung von 0,04 (BJÖRKMAN und DEMMIG, 1987). Unter Freilandbedingungen (ohne Vorverdunklung) erreicht ein intaktes Photosystem einen Quotient von 0,76. (LÖFFLER, unveröffentlicht)

**Delphibefragung:** Expertenbasierte, mehrstufige Erhebungsmethode. Die Teilnehmer werden sukzessive mit anonymisierten und (semi-)quantifizierten Ergebnissen der jeweils vorangegangenen Runden konfrontiert

**DFID:** Department for International Development (UK)

**Devianz-“Abweichung“:** Maßzahl zur Beurteilung der Anpassungsgüte eines statistischen Modells

**Diskriminanzanalyse:** Ein auf dem generalisierenden linearen Modell (GLM) beruhendes Verfahren der explorativen Datenanalyse, dessen Ziel die optimale Trennung von Objekten vorgegebener Gruppen durch eine Linearkombination mehrerer unabhängiger Variablen darstellt

**Drehydrine:** Klasse von Stressproteinen, die in Folge von Wassermangel und Frost in Zellen synthetisiert bzw. aktiviert werden. Sie haben wahrscheinlich eine Schutzfunktion für Membrane

**Dynamischer Naturschutzansatz:** Naturschutzziele (→ **Schutzziele**) sind entweder ergebnisoffen oder können, ebenso wie die → **Schutzobjekte**, immer wieder angepasst werden (vgl. SCHERZINGER 1990; IBISCH und KREFT 2008)

**Ecological risk assessment:** Bewertet die potentiellen schädlichen Auswirkungen, welche menschliche Aktivitäten auf Ökosysteme haben (EPA 1992)

**Emergente Eigenschaften:** E. E. bilden sich in nicht voraussagbarer Weise durch das Zusammenwirken mehrerer Faktoren

**Emmissionszertifikate:** Die Berechtigung zur Emission einer bestimmten Menge CO<sub>2</sub>

**Evidenzbasierter Naturschutz:** PULLIN und KNIGHT (2001) plädieren für einen Naturschutz, der auf gesicherten wissenschaftlichen Erkenntnissen (Evidenz) beruht

**Exposure unit:** Umschreibt das (auf → **Risiken**) zu untersuchende System. Die exposure unit wird herkömmlich in Form von geografischem Ausmaß oder Ort bzw. Verteilung einer Population ausgedrückt

**Exposure Units:** Regionen, Gruppen oder Aktivitäten, die in besonderer Weise dem Klimawandel ausgesetzt sind

**Flussdiagramm:** Graphische Darstellung logischer/kausaler Ablaufzusammenhänge in Systemen

**Fuzzylogik:** Theorie, die vor allem für die Modellierung von → **Unsicherheiten** und Unschärfen von umgangssprachlichen Beschreibungen entwickelt wurde. Sie ist eine Verallgemeinerung der zweiwertigen Booleschen Logik und kann damit Angaben wie „ein bisschen“, „ziemlich“ oder „stark“ mathematisch in Modellen erfassen

**Generalisiertes lineares Modell:** In einem generalisierten linearen Modell (GLM) wird davon ausgegangen, dass sich die empirischen Werte einer abhängigen Variablen Y durch die gewichtete Linearkombinationen von Werten unabhängiger Variablen  $x_1, \dots, x_n$  darstellen lassen. Im Unterschied zum klassischen linearen Modell muss die abhängige Variable keine Normalverteilung besitzen

**Genetisches System:** umfasst alle Organe/Komponenten/Vektoren, die die Erzeugung, Modifikation, Bewahrung und Weitergabe der genetischen Information (z. B. über Pollen und Samen) an die nächste Generation gewährleisten

**Gestaltender Naturschutzansatz:** Die Erreichung von Naturschutzzielen (→ **Schutzziele**) wird durch menschliche Manipulation des Zustandes von → **Schutzobjekten** angestrebt (z. B. Landschaftspflege, Eingriffe in Wasserhaushalt; vgl. SCHERZINGER 1990; IBISCH und KREFT 2008). Gegenteil: → **abschirmender Naturschutzansatz**

**Grünland-Temperatur-Summe (GTS):** berechnet sich aus der Summe der positiven Tagesmitteltemperaturen ab Jahresbeginn, wobei die Monate Januar und Februar mit gestaffelten Korrekturfaktoren (Januar 0,5; Februar 0,75) abgewertet werden. Der Tag, an dem die so kumulierte GTS den Wert 200 („GTS 200“) erreicht, gilt als der „theoretische Vegetationsbeginn“

**Holistisch:** Davon ausgehend, dass sich das Verhalten von Elementen eines Systems nur durch Betrachtung des gesamten Systems verstehen lässt. Gegenteil: → **reduktionistisch**

**Integrativer Naturschutzansatz:** Naturschutz- und andere (Landnutzungs-)Ziele werden gemeinsam und gleichzeitig auf derselben Fläche verfolgt (integriert) (SCHERZINGER 1990)

**IISD:** International Institute for Sustainable Development

**interspezifische Konkurrenz:** Wettbewerb um Ressourcen/Konkurrenz zwischen Populationen oder Individuen verschiedenerer Arten; Grenze zwischen intra- und interspezifische Konkurrenz ist schwer auszumachen, da die ökonomischen Zusammenhänge dicht verworren sind

**IUCN:** The World Conservation Union

**Klimaplastizität:** Fähigkeit der Veränderbarkeit – hier bezogen auf das Klima

**Klimawandelrisikomanagement:** Befasst sich mit der Wahrscheinlichkeit und den Konsequenzen von Klimavariabilität und Extremwetterereignissen und versucht die daraus gewonnenen Erkenntnisse in den Planungs- und Entscheidungsprozess von Handlungsoptionen mit einzubinden (BURTON und VAN AALST 2004)

**Konstruktivistisch-technomorph:** Nach dem k.-t. Basisparadigma (→ **Paradigma**) ähneln Systeme Maschinen, die nach vorgefasster Zwecksetzung und Plan konstruiert sind. Ihre Funktion, Zuverlässigkeit und Effizienz ist abhängig von Funktion und Eigenschaften der Einzelteile. Gegenteil: das systemisch-evolutionäre Basisparadigma, nach dem sich eine sich selbst generierende Ordnung ohne vorherige Zwecksetzung spontan einstellt (MALIK 2008)

**Konzeptionelles Modell (conceptual model):** Technik, um Ideen und Gedanken bezüglich einer Frage-/Problemstellung schriftlich zusammenzutragen oder visuell darzustellen. Es wird versucht, komplexe Wir-

kungsgefüge zu erfassen, indem Datensätze (in Form von Wörtern, Zahlenreihen oder Grafiken) in einen Sinnzusammenhang bzw. ein systemisches Verhältnis zueinander gestellt werden und somit ablaufende Prozesse und Wissenslücken deutlich werden

**Kritischer Schwellenwert** (*critical threshold*): Der (teilweise messbare oder erwartete) Wert, ab dem ein (beispielsweise biologisches, physikalisches, klimatisches, soziales) System negativ beeinflusst und reversibel oder irreversibel geschädigt wird. Beispiel: Ab dem kritischen Schwellenwert von ca. 42° versagt der menschliche Kreislauf und ab ca. 42,6° denaturieren die Eiweiße im Blut so stark, dass der Mensch stirbt. An so genannten kritischen Punkten, wenn bestimmte, normalerweise gut definierte Größen in einem System zur Unendlichkeit tendieren, wechseln, mathematisch gesehen, komplexe Systeme in einen Zustand kritischer Instabilität (SORNETTE 2004)

**Lebensfähigkeitsanalyse** (*population viability analysis*): Berechnet oder schätzt die Wahrscheinlichkeit ab, dass eine Population im Betrachtungszeitraum ausstirbt (vgl. BAKKER und DOAK 2008)

**Logit-Modell**: Mathematisches Modell zur Beschreibung des gerichteten Zusammenhangs einer kategorialen abhängigen Variablen in Abhängigkeit von ein oder mehrerer unabhängiger Variablen (Sonderfall eines log-linearen Modells)

**Log-Lineares Modell**: Auf dem generalisierten linearen Modell (GLM) beruhendes multivariat statistisches Verfahren zur Analyse kategorialer Variablen

**Low-regret option**: Günstige Handlungsoptionen, bei denen davon auszugehen ist, dass sie eine sehr positive Wirkung auf den zukünftigen Verlauf eines Vorhabens bzw. Projektes haben (vgl. WILLOWS und CONNELL 2003)

**Mesorelief**: Mittelformen – Formen mit einer Grundrissbreite (Erstreckung) von 100 bis 10.000 m, einer Grundfläche zwischen 10.000 und 100.000.000 m<sup>2</sup> sowie Höhen zwischen 10 und 1000 m

**Metasystemische Ebene**: Betrachtungsebene jenseits der Systeminhalte. Als Variablen der m. E. nennt MALIK (2008) u. a. die verfügbaren Ressourcen an Zeit, Material und Personal zur Lenkung des Systems, betreffende verfügbare Informationsquellen oder die Einhaltung von Regeln und Grundsätzen etwa der guten fachlichen Praxis oder der Ethik

**Mind map**: Eine Gedankenkarte ist eine grafische Darstellung, die Beziehungen zwischen verschiedenen Begriffen aufzeigt

**NEWAL-NET-Modellregion**: Nachhaltige Entwicklung von Waldlandschaft klimaplastische Laubbaum-mischwälder für die Zukunft

**Nichtwissen**: Umfasst sämtliches Wissen, über das wir (theoretisch) verfügen könnten, über das wir aber nicht oder noch nicht verfügen, sowie das Wissen, über das wir definitiv niemals verfügen können. N. umfasst damit mögliches Wissen, dessen Existenz wir annehmen, Wissen, dessen Existenz wir (noch) nicht ahnen, und unaufhebbares Nichtwissen (BÖSCHEN et al. 2006; WEINSTEIN und WEINSTEIN 1978).

**No-regret option**: Handlungsoptionen, die unter allen plausiblen (Zukunfts-) → **Szenarien** gerechtfertigt und sinnvoll erscheinen (WILLOWS und CONNELL 2003), wie beispielsweise der Erhalt/Ausbau von (artenreichen) Kohlenstoffsenken

**Objektsystemische Ebene**: Ebene der Betrachtung eines Systems, nämlich der Ebene seiner Einzel-elemente und der detaillierten Prozesse, in die sie involviert sind → **Metasystemische Ebene**

**ombrothermischer Index  $I_0$** : Faktor zur Bewertung von thermischen Unterschieden bodennaher Luftschichten

**ORCHID**: Risk Management Tool von DFID – UK Department for International Development

**Paradigma**: Ein vorherrschendes Denkmuster in einem bestimmten Zeitraum

**Physiognomische Homogenität** Sinn, Gefühl und inneres Maß für Homogenität und Harmonie, Physiognomik zur Beförderung z. B. der Menschenkenntnis...

**PNV-Kartierungen – PNV**: potenzielle natürliche Vegetation

**Point of no return (Punkt ohne Wiederkehr)**: der Zeitpunkt innerhalb eines Vorgangs oder Ablaufs, von dem an eine Rückkehr zum Ausgangspunkt nicht mehr möglich ist

**Precautionary principle (Vorsorgeprinzip)**: Risiken sollen im Voraus (trotz unvollständiger Wissensbasis) vermieden oder weitestgehend verringert werden

**Proaktiv**: Denkbare mögliche bzw. wahrscheinliche Veränderungen antizipieren und die entsprechende Information in gegenwärtige Handlungen präventiv integrieren, um Einfluss auf Veränderungen zu nehmen (nach GODET 1994)

**Problem mapping**: Methode um die Verbindung verschiedener Parameter bzw. Teilaspekte eines Problems zu visualisieren und erfassen (WILLOWS und CONNELL 2003)

**Quantitative Methoden (der Risikoabschätzung)**: Tendenziell mathematisch-statistische Verfahren (wie z. B. Kosten-Nutzen-Analyse, Trendextrapo-

lation, → **Fuzzylogik**), die zwar Objektivität und Genauigkeit suggerieren, diese jedoch in Bezug auf Zukunftsszenarien nicht sicherstellen können (REGER 2001)

**Qualitative Methoden (der Risikoabschätzung):**

Kognitiv-appellative Verfahren, die versuchen, das implizite Wissen von Einzelpersonen oder Gruppen nutzbar zu machen (z. B. → **Brainstorming**, Meinungsumfrage, → **Delphibefragung**) (REGER 2001)

**Reaktiv:** Veränderungen abwarten und nach der Kenntnisnahme bzw. ihrer Beobachtung handeln, u. a. um sie ggf. abzumildern oder zu bekämpfen.

**Reaktive Sauerstoffspezies (ROS):** stark reaktive und zumeist schädliche Formen des Sauerstoffs in Anionen, Radikalen und Substanzen, die bei oxidativem Stress durch die Übertragung von freien Elektronen gebildet werden. Antioxidativen und antioxidative Enzymreaktionen wirken den ROS entgegen

**Reduktionistisch:** Ein System zum Verständnis in seine Einzelteile zerlegend und der Versuch, das Ganze aus den Eigenschaften der Einzelteilen zu erklären. Gegenteil: → **holistisch**

**regionalisierte IPCC-Klimaszenarien:** ... liefern die Grundlage zur Abschätzung möglicher klimatischer Änderungen/Einschnitte in der Natur der jeweiligen Region

**Relevanzbaum:** Verfahren, bei dem eine sich verzweigende Systematik für ein Problem aufgebaut wird, welche von übergeordneten zu untergeordneten Gesichtspunkten fortschreitend immer mehr ins Detail geht. Ein Problembereich kann so in seine Einzelelemente aufgegliedert werden und eine Bewertung der Handlungsoptionen hinsichtlich ökonomischer Relevanz, Dringlichkeit, Realisierbarkeit o. ä. erfolgen (PETERS und HELBIG 2005)

**Restrisiko:** Auch nach der Umsetzung von Schutzmaßnahmen vor den Folgen von (negativen) → **Risiken**, bleibt ein Restrisiko, welches sich aus dem akzeptierten Risiko, dem unbekanntem Risiko und dem Risiko aufgrund von menschlichem Versagen zusammensetzt (MERZ und EMMERMANN 2006)

**Risiko:** Nicht direkt kontrollierbare Ereignisse, welche das Management eines Systems auf mehr oder weniger vorhersagbare Weise beeinflussen. Zu unterscheiden sind u. a. externe Risiken, welche außerhalb des betrachteten bzw. gesteuerten Systems generiert werden, und Systemrisiken, welche sich ungewollt als emergente Eigenschaft im Rahmen des Funktionierens eines Systems einstellen. Risiken können im Sinne eines zielorientierten Systemmanagements positiv oder negativ wirken (Chancen und Gefahren). Im allgemeinen Sprachgebrauch hat der Risikobegriff allerdings eine negative Konnotation. Mathematisch ist ein Risiko eine Funktion

der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Ausmaßes eines Ereignisses.

**Risikoeinstellung:** Umfasst risk appetite und risk attitude. Die Einstellung, die ein Entscheidungsträger gegenüber einem → **Risiko** hat und die sein Verhalten dementsprechend beeinflusst (z. B. risikofreudig vs. risikoscheu)

**Risikomanagement:** „Systematische Anwendung von Managementgrundsätzen, -verfahren und -praktiken zwecks Ermittlung des Kontextes sowie Identifikation, Analyse, Bewertung, Steuerung/Bewältigung, Überwachung und Kommunikation von Risiken“ (BS IEC 2001)

**Risikowahrnehmung:** Mit Risikowahrnehmung bezeichnen WIEDEMANN et al. (2000) die Einschätzung einer Risikosituation auf Grund intuitiver Beurteilung, persönlicher Erfahrung und aufgenommener Informationen (z. B. durch Medien). Sie bedingt die → **Risikoeinstellung**

**Schutzobjekt (auch Schutzgut; conservation target):** der Gegenstand einer Naturschutzzielsetzung, z. B. eine Art, eine Lebensgemeinschaft, ein Ökosystem oder auch ein ökologischer Prozess

**Schutzziel (auch Schutzzweck; conservation goal):** In der Zukunft liegender, angestrebter Zustand von Schutzobjekten

**Segregativer Naturschutzansatz:** Naturschutz- und andere (Landnutzungs-)Ziele werden räumlich und/oder zeitlich getrennt (segregiert) (vgl. SCHERZINGER 1996). Naturschutzziele werden dann prioritär auf eigens reservierten Flächen (oft in Schutzgebieten) verfolgt

**SEI:** Stockholm Environment Institute

**Sekundäres Risiko:** Liegt vor, wenn ein → **Risiko** als direktes Ergebnis bzw. als Folge einer ergriffenen Maßnahme zur Bewältigung des (primären) Risikos auftritt (ALBY 2009)

**Sozial-ökologisches System:** Die Gesamtheit von miteinander interagierenden menschlichen (Teil-)Gesellschaften und ihrer Umwelt (RESILIENCE ALLIANCE 2008)

**SRES-Szenarien:** Die Grundlage der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion um den weiteren Verlauf des Klimawandels bilden die so genannten SRES-Szenarien, die sich auf zukünftige Emissionen der Treibhausgase beziehen. Insgesamt wurden 40 so genannte SR ES-Szenarien entwickelt, die in vier Szenarienfamilien gruppiert wurden. Den Szenarienfamilien liegt eine Koppelung unterschiedlicher sozioökonomischer Ausgangsanahmen zugrunde. Jedem dieser Szenarien liegt eine andere Vorstellung einer zukünftigen Welt zugrunde

**Statischer Naturschutzansatz:** Naturschutzziele (→ **Schutzziele**) und → **Schutzobjekte** werden unbefristet festgelegt, Entwicklungsziele beziehen sich auf zeitliche (z. B. historische Kulturlandschaften) oder theoretische (z. B. potenzielle natürliche Vegetation) Referenzzustände (vgl. SCHERZINGER 1990; IBISCH und KREFT 2008)

**Strategie:** (Meist langfristig) geplante Verhaltensweise zur Erreichung von Zielen unter Berücksichtigung sowohl der momentanen und der sich zukünftig einstellenden internen Situation als auch der äußeren Bedingungen

**SWOT-Analyse:** Die SWOT-Analyse (engl. Akronym für Strengths (Stärken), Weaknesses (Schwächen), Opportunities (Chancen) und Threats (Bedrohungen)) stellt ein unternehmerisches Instrument zur strukturierten Erarbeitung von Handlungsoptionen bei Konfrontation mit externen Bedrohungen und zur Nutzung von Chancen dar (WIEDEMANN et al. 2000)

**Systemrisiko: (→ Emergentes) → Risiko,** das erst durch das Zusammenspiel von Systemelementen entsteht und sich nicht aus den Eigenschaften der betreffenden einzelnen Systemelemente erklären lässt

**Szenario:** Entwurf der Abfolge von möglichen Ereignissen in der Zukunft (mögliche Zukünfte oder Zukunftspfade). Die Entwicklung alternativer Szenarien, u. a. der → **Worst case-** und → **Best case-**Szenarien, ist ein fundamentales Hilfsmittel, um die Spannbreite denkbarer Risiken zu erfassen

**Vulnerabilität:** Verletzbarkeit bzw. Anfälligkeit (z. B. gegenüber dem Klimawandel). V. besteht aus den Komponenten Sensitivität (Empfindlichkeit), Expositionsänderung (die zum Impact verrechnet werden) und der Anpassungskapazität (Anpassungsfähigkeit)

**WETTREG-Simulationen:** Simulationen für Temperaturentwicklungen im 30-Jahrezeitraum

**Worst case:** Bezeichnet den schlechtesten oder den ungünstigsten (anzunehmenden) Fall und wird im Bereich der Planung und Prognose verwendet. Der „schlimmste denkbare“ Fall dient dazu, auch auf die ungünstigste Entwicklung bei der Verwirklichung eines Vorhabens/Plans/Projekts vorbereitet zu sein

# Autorenverzeichnis

Prof. Dr. Peter Spathelf	Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich für Wald und Umwelt, Fachgebiet Angewandter Waldbau
Dr. habil. Ralf Kätzel	Landesbetrieb Forst Brandenburg Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Leiter Fachbereich Waldentwicklung/Monitoring
Prof. Dr. Pierre L. Ibisch	Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich für Wald und Umwelt, Fachgebiet Naturschutz
Prof. Dr. Marc Hanewinkel	Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg, Biometrie und Informatik, Arbeitsbereich Klimafolgenforschung
Dipl. Math. Petra Lasch	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Forschungsbereich II, Klimawirkung und Vulnerabilität
Martin Gutsch	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Forschungsbereich II, Klimawirkung und Vulnerabilität
Dr. Felicitas Suckow	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Forschungsbereich II, Klimawirkung und Vulnerabilität
Dr. Jens Schröder	Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Fachbereich Waldentwicklung/Monitoring
Britta Kunze	Fachhochschule Eberswalde, Studiengang International Forest Ecosystem Management
Dipl. Biologe Stefan Kreft	Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Forstwirtschaft, Fachgebiet Naturschutz
Dr. Katrin Möller	Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Fachbereich Waldentwicklung/Monitoring, Leiterin Hauptstelle Waldschutz
Dr. Matthias Schmidt	NW FVA, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Jürgen Bayer	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Dr. Gerald Kändler	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Biometrie und Informatik
Dr. Edgar Kublin	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Biometrie und Informatik
PD. Dr. Ulrich Kohnle	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Waldwachstum
Prof. Dr. Winfried Riek	Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Fachbereich Waldentwicklung/Monitoring
Dr. Martin Jenssen	Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH
Prof. Dr. Andreas Bolte	VTI, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Institutsleiter
Lars Schmidt	DIE, Deutsches Institut für Entwicklungspolitik, Abteilung IV: Umweltpolitik und Ressourcenmanagement, Mitarbeiter/Wissenschaftlicher Stab
Michael Scholze	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GTZ mbH
Jan Peter Schemmel	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GTZ mbH
Alexander Fröde	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GTZ mbH

**In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bereits erschienen:**

**Band 1** *Paul-Martin Schulz*: „Biographie Walter Pfalzgraf, des ersten Leiters des Zentralforstamtes in der Sowjetischen Besatzungszone von 1945 – 1948“, ISBN 3-933352-02-9

**Band 2** *Horst Mildner/Ekkehard Schwartz*: „Waldumbau in der Schorfheide, zum Andenken an Oberlandforstmeister Dr. phil. Erhard Hausendorff“, ISBN 3-933352-06-1

**Band 3** *Dieter Heinsdorf* u. a.: „Forstliche Forschung im Nordostdeutschen Tiefland (1992 – 1997)“, ISBN 3-933352-07-X

**Band 4** *Hans Hollender* u. a.: „Planung der Waldentwicklung im Land Brandenburg, Vorträge zur Fachtagung am 4. November 1998 in Eberswalde“, ISBN 3-933352-10-X

**Band 5** *Ralf Kätzel* u. a.: „Forstsaatgutprüfung in Eberswalde 1899-1999, Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft“, ISBN 3-933352-12-6

**Band 6** *Dieter Heinsdorf*: „Das Revier Sauen – Beispiel für erfolgreichen Waldumbau“, ISBN 3-933352-22-3

**Band 7** *Klaus Höppner* u. a.: „Ökologische und ökonomische Gesichtspunkte der Waldbewirtschaftung im südlichen Brandenburg“, ISBN 3-933352-24-X

**Band 8** *Hubertus Kraut/Reinhard Möckel*: „Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerhuhns, ein Leitfadens für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland“, ISBN 3-933352-23-1

**Band 9** *Ralf Kätzel* u. a.: „Die Birke im Nordostdeutschen Tiefland; Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000“, ISBN 3-933352-30-4

**Band 10** Sonderband; Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: „Landeswaldbericht 1997 und 1998, mit einem Sonderkapitel zur Naturalplanung in Brandenburg“, ISBN 3-933352-31-2

**Band 11** *Hans-Friedrich Joachim*: „Die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg“, ISBN 3-933352-32-0

**Band 12** *Christian Brueck* u. a.: „Zertifizierung von Forstbetrieben. Beiträge zur Tagung vom 5. November 1999 in Fürstenwalde/Spree (Brandenburg)“, ISBN 3-933352-34-7

**Band 13** *Dieter Heinsdorf, Joachim-Hans Bergmann*: „Sauen 1994 – ein gelungener Waldumbau ...“, ISBN 3-933352-35-5

**Band 14** Sonderband; Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: „Landeswaldbericht 1999 mit einem Sonderkapitel ‚Regionaler Waldbericht für die Zertifizierung der Waldbewirtschaftung in Brandenburg‘“, ISBN 3-933352-37-1

**Band 15** *Winfried Riek* u. a.: „Funktionen des Waldes und Aufgaben der Forstwirtschaft in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt“, ISBN 3-933352-47-9

**Band 16** *Jörg Müller* u. a.: „Privatwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation“, ISBN 3-933352-48-7

**Band 17** Autorenkollektiv: „Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] GAERTN.) im nordostdeutschen Tiefland“, ISBN 3-933352-52-5

**Band 18** Autorenkollektiv: „Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Brandenburg“, ISBN 3-933352-53-3

**Band 19** *Winfried Riek, Falk Stähr* u. a.: „Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung“, ISBN 3-933352-56-8

**Band 20** Autorenkollektiv: „Kommunalwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation“, ISBN 3-933352-57-6

- Band 21** Autorenkollektiv: „Naturverjüngung der Kiefer – Erfahrungen, Probleme, Perspektiven“, ISBN 3-933352-58-4
- Band 22** Jörg Müller u. a.: „Die zweite Bundeswaldinventur (BWI2) – Ergebnisse für Brandenburg und Berlin“, ISBN 3-933352-59-2
- Band 25** Autorenkollektiv: „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft: Ökologischer Waldbau im nordostdeutschen Tiefland“
- Band 24** Gerhard Hofmann/Ulf Pommer: Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1 : 200 000, ISBN 3-933352-62-2
- Band 25** Autorenkollektiv: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg, ISBN 3-933352-63-0
- Band 26** Wissenstransfer in die Praxis, Tagungsband zum 1. Eberswalder Winterkolloquium am 2. März 2006, ISBN 3-933352-64-9
- Band 27** Die Schwarz-Pappel, Fachtagung zum Baum des Jahres 2006, ISBN 3-933352-63-0
- Band 28** Naturschutz in den Wäldern Brandenburgs Beiträge der Naturschutztagung vom 2. November 2006 in Eberswalde, ISBN 3-933352-97-8
- Band 29** Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum zweiten Winterkolloquium am 1. März 2007 in Eberswalde
- Band 30** Autorenkollektiv: Waldwachstumskundliche Grundlagen für eine effektive Waldbewirtschaftung Zum 100. Geburtstag von Professor Dr. habil. Werner Erteld
- Band 31** Autorenkollektiv: 100 Jahre Naturschutzgebiet Plagefenn. Ein Beispiel für erfolgreiches Zusammenwirken von Forstwirtschaft und Naturschutz. Tagungsband zur Tagungs- und Exkursionsveranstaltung vom 11. – 12. Mai 2007 in Chorin.
- Band 32** Autorenkollektiv: Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung.
- Band 33** Wald, Forstwirtschaft, Förster und Gesellschaft – Wälder schaffen Wachstum und sichern Lebensgrundlagen. Tagungsbericht der gemeinsamen Forstpolitischen Jahrestagung vom 14. Juni 2007 in Paaren/Glien.
- Band 34** Joachim Groß: Waldfunktionen im Land Brandenburg
- Band 35** Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum dritten Winterkolloquium am 28. Februar 2008 in Eberswalde.
- Band 36** Biodiversität-Lebensversicherung des Waldes-Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz und des Brandenburgischen Forstvereins e. V. am 24.04.2008 .
- Band 37** Hohenlubbichow: Naturgemäße Waldwirtschaft zwischen Verklärung und Realität- Natur- und Landschaftsschutz im Gebiet um Bellinchen/Bielinek und Hohenlubbichow/Lubiechów Górný.
- Band 38** Heinsdorf, D.; Krauß, H.-H.: Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen.
- Band 39** Hofmann, G. et al. Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland.
- Band 40** Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum vierten Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde.
- Band 41** Lockow, K.-W. Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland-Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise.