LANDESPFLEGE FREIBURG

UNI FREIBURG

KlimLandRP

Klima- und Landschaftswandel
in Rheinland-Pfalz

Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald in Rheinland-Pfalz

Schlussbericht Modul Wald

Laufzeit:	01.04.2008-30.09.2011 (3,5 Jahre)
Berichtszeitraum:	August 2008 - September 2011
Homepage:	www.klimlandrp.de

Projektpartner:

Universität Trier

Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

JGU Johannes Gutenberg Universität Mainz

Landesforsten Rheinland-Pfalz

P I K

UNI FREIBURG

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht

RLP AgroScience

Autorenverzeichnis

Modul Wald

Prof. Dr. Werner Konold

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Landespflege
Tennenbacherstraße 4, 79106 Freiburg
E-mail: werner.konold@landespflege.uni-freiburg.de
Telefon: +49 (0) 761 203-3634
Fax: +49 (0) 761 203-3638

Ana Cátia Vasconcelos

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Landespflege
Abgeordnet an das Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen
Hauptstraße 16, 67705 Trippstadt
E-mail: ana.vasconcelos@klimawandel-rlp.de
Telefon: +49 (0) 6306 911-178
Fax: +49 (0) 6306 911-200

Dr. Ulrich Matthes

Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen
Hauptstraße 16, 67705 Trippstadt
E-mail: ulrich.matthes@klimawandel-rlp.de
Telefon: +49 (0) 6306 911-153
Fax: +49 (0) 6306 911-200

Zitierhinweis:

VASCONCELOS, A.C., MATTHES, U. & KONOLD, W. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald in Rheinland-Pfalz. – RHEINLAND-PFALZ KOMPETENZZENTRUM FÜR KLIMAWANDELFOLGEN [Hrsg.]: Schlussberichte des Landesprojekts Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP), Teil 4, Modul Wald: 333 S.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 17

1.1 Zielsetzung 17

1.2 Forschungsfragen 18

1.3 Beitrag zur Gesamtzielsetzung des Projekts 18

2 Stand des Wissens 20

3 Klima in Rheinland-Pfalz 32

3.1 Referenzklima in Rheinland-Pfalz 32

3.2 Klimawandel in Rheinland-Pfalz 33

3.2.1 Klimaprojektionen für die Zukunft: Regionale Modelle und Ensembledarstellungen 34

3.2.2 Verwendete Klimadaten 36

4 Wald in Rheinland-Pfalz 41

5 Methodischer Ansatz 46

5.1 Bioklima-Hüllen 50

5.1.1 Erstellung der Bioklima-Hüllen mit Hilfe der potenziell natürlichen Verbreitungsgebiete und relevanter bioklimatischer Variablen 51

5.2 Klima-Eignungskarten 62

5.2.1 Herleitung des heutigen und künftigen Waldklima-Musters anhand von Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag in einer Klima-Matrix 63

5.2.2 Entwicklung des Waldklimas 64

5.2.3 Auswertung für die Hauptbaumarten: Ist-Zustand bezogen auf den Klimagradienten 67

5.2.4 Herleitung der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten in einer Klima-Eignungsmatrix 76

5.3 Klimasensitive Waldwachstumssimulation 81

5.3.1 Stratifizierung von Landschaftsräumen und Waldtypen 83

5.3.2 Klima, Böden und Startbestände 95

5.3.3 Waldbauliche Vorgaben 106

5.3.4 Simulationsverfahren 112

5.3.5 Simulationen mit SILVA 117

5.4 Forstliche Wasserhaushaltssimulation 119

5.4.1 Bestimmung des potenziellen Trockenstresses der Buche auf fiktiven Waldstandorten 120
5.4.2 Regionalisierung des Indikators für den potenziellen Trockenstress der Buche 125

6 Ergebnisse 127

6.1 Bioklima-Hüllen 127
6.1.1 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Buche bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren 128
6.1.2 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Traubeneiche bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren 132
6.1.3 Entwicklung des Verbreitungsgebietes der Fichte unter verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren 136
6.1.4 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Kiefer bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren 140
6.1.5 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Douglasie bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren 144
6.2 Klima-Eignungskarten 149
6.2.1 Klima-Eignungskarten für die Hauptbaumarten 149
6.2.2 Thematische Auswertungen zu den Risiko- und Chancenräumen 155
6.3 Klimasensitive Waldwachstumssimulation 161
6.3.1 Reaktionen der Baumarten auf die Klimaveränderung – Ergebnisse von BALANCE 161
6.3.2 Kopplung des Modells BALANCE mit dem Modell SILVA über die Änderung des *Akp*-Koeffizienten in der Chapman-Richards-Funktion 167
6.3.3 Veränderung der gesamten Derbholzproduktion für die verschiedenen Waldtypen unter den unterschiedlichen Simulationsszenarien – Ergebnisse von SILVA 169
6.4 Forstliche Wasserhaushaltssimulation 209
6.4.1 Bestimmung des potenziellen Trockenstresses der Buche auf fiktiven Waldstandorten 209
6.4.2 Regionalisierung des Indikators des potenziellen Trockenstresses 217

7 Diskussion 220

7.1 Integrierte Betrachtung von Risiken und Chancen der Hauptbaumarten 220

7.1.1 Buche 220

7.1.2 Eiche 225

7.1.3 Fichte 229

7.1.4 Kiefer 233

7.1.5 Douglasie 238

7.2 Integrierte regionale Betrachtung von Risiken- und Chancenräumen hinsichtlich der Hauptbaumarten 244

7.3 Diskussion der Methode 247

7.4 Schlussdiskussion 255

8 Schlussbetrachtung und Ausblick 263

9 Zusammenfassung 269

10 Öffentlichkeitsarbeit und Produkte 275

10.1 Vorträge/Präsentationen 275

10.2 Posterpräsentationen 276

10.3 Wissenschaftliche Zwischen- und Abschlussarbeiten im Rahmen von KlimLandRP 277

10.4 Publikationen 277

10.5 Rundfunk und Fernsehen 278

10.6 Teilnahme an Fachtagungen/Symposien 278

11 Literatur 279

12 Anhänge 297

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Darstellung der definierten Emissionsszenarien, auch genannt IPCC-SRES (Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report on Emissions Scenarios) .21

Abb. 2.2: Entwicklung der globalen Temperatur an der Erdoberfläche [°C] im Verlauf des 20. (beobachtet) bzw. 21. (simuliert) Jahrhunderts. Für das 21. Jahrhundert basiert das Simulationsergebnis auf einem globalen Multimodell-Mittelwert für unterschiedliche Emissionsszenarien 21

Abb. 2.3: Schematische Darstellung der Auffächerung und Zunahme der Unsicherheit beim Prozess der Bewertung von Klimawandelfolgen 22

Abb. 2.4: Phänologische Uhr für Rheinland-Pfalz (Leitphasen, mittlerer Beginn und Dauer der phänologischen Jahreszeiten) – Zeiträume 1961-1990 und 1991-2009 im Vergleich 23

Abb. 2.5: Frühzeitiger Blattfall infolge von Trockenstress in einem Buchenbestand (Pfälzerwald) ..24

Abb. 2.6: Flächige Dürreschäden in Stieleichenniederwäldern (Mosel). 24

Abb. 2.7: Flächiger Sturmbruch und -wurf durch die Orkane Vivian/ Wiebke (Fichtenreinbestand im Hunsrück im Jahr 1990) 25

Abb. 2.8: Theoretische Beziehungen im Rahmen der Baumhydraulik zwischen der Dauer und der Intensität einer Trockenphase und den zur Mortalität führenden Mechanismen 26

Abb. 3.1: Langjähriges Mittel (1971-2000) der Tagesmitteltemperatur im meteorologischen Jahr (Dez.-Nov.) (links) und in der forstlichen Vegetationszeit (Mai-Sep.) (rechts) 33

Abb. 3.2: Langjähriges Mittel (1971-2000) der Niederschlagssumme im meteorologischen Jahr (Dez.-Nov.) (links) und in der forstlichen Vegetationszeit (Mai-Sep.) (rechts) 33

Abb. 3.3: Modellensemble der Niederschlagsänderung für das Emissionsszenario A1B bis Ende des Jahrhunderts für die Betrachtungszeiträume meteorologisches Jahr (Dez-Nov) (links) und forstliche Vegetationszeit (Mai-Sep) (rechts). Alle Angaben beziehen sich auf Änderungen gegenüber dem 30-jährigen Mittel des Zeitraums 1971-2000 35

Abb. 3.4: Modellensemble der Tagesmitteltemperaturänderung für das Emissionsszenario A1B bis Ende des Jahrhunderts für die Betrachtungszeiträume meteorologisches Jahr (Dez-Nov) (links) und forstliche Vegetationszeit (Mai-Sep) (rechts). Alle Angaben beziehen sich auf Änderungen gegenüber dem 30-jährigen Mittel des Zeitraums 1971-2000 35

Abb. 3.5: Entwicklung der Dekadenmittel (und Trendlinie) der mittleren Jahrestemperatur (links) und der Niederschlagssumme in der forstlichen Vegetationszeit (rechts) bei verschiedenen Emissionsszenarien und Realisationen des Modells $Wettreg_{2006}$ im Verlauf des Jahrhunderts 37

Abb. 3.6: Schematische Darstellung des erwarteten Ergebniskorridors, anhand des Klimakorridors infolge der verfügbaren Klimaprojektionen des Regionalmodells Wettreg2006.....38

Abb. 3.7: 30-jährige langfristige Mittel des Referenzzeitraums (1971-2000) für die klimatologischen Parameter Jahresmitteltemperatur (oben) und Niederschlag in der Vegetationszeit (unten). Darstellung der Messdaten und Kontrollläufe des Modells $Wettreg_{2006}$ für die Realisationen feucht, normal und trocken (Datenquelle: Messdaten: DWD 2012; Kontrollläufe: $Wettreg_{2006}$, IDP 2007). 39

Abb. 3.8: 30-jährige langfristige Mittel ausgewählter Klimaprojektionen für die nahe Zukunft (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) für die klimatologischen Parameter

Jahresmitteltemperatur (oben) und Niederschlag in der Vegetationszeit (unten) des Modells Wettreg2006. Während für die nahe Zukunft stets die Projektion basierend auf dem Emissionsszenario A1B-nor verwendet wurde, wird die ferne Zukunft, je nach methodischem Meilenstein, über mehrere Emissionsszenarien abgebildet. 40

Abb. 4.1: Landnutzung in Rheinland-Pfalz 41

Abb. 4.2: Waldeigentümer in Rheinland-Pfalz 41

Abb. 4.3: Waldökologische Naturraumgliederung für Rheinland-Pfalz. 42

Abb. 4.4: Baumartenverteilung in Rheinland-Pfalz. Links: prozentuale Anteile des Nadel- und Laubholzes. Rechts: prozentuale Anteile der Baumarten 43

Abb. 4.5: Verteilung der ökologischen Hauptbaumarten im öffentlichen Wald (und Teil des Privatwaldes) von Rheinland-Pfalz 44

Abb. 4.6: Vorkommens-Schwerpunkte der Hauptbaumarten im öffentlichen Wald von Rheinland-Pfalz 45

Abb. 5.1: Schematische Darstellung des Grundprinzips des methodischen Ansatzes. Ausgehend von den Standorts- und den Waldeigenschaften dienen Annahmen zu den Ansprüchen der Baumarten als Basis zur Erkennung der aktuellen und künftigen Konfliktträume. Grundlagen zu Handlungsoptionen auf der Waldlandschaftsebene können abgeleitet werden. 47

Abb. 5.2: Schematische Darstellung des methodischen Ansatzes, durch gegenseitige Integration der vier Hauptmeilensteine, die jeweils unterschiedlichen Facetten des Problemkomplexes „Wald-Klimawandel“ zu beleuchten. Einzelne, ebenfalls durchgeführte Fallstudien im Rahmen von Abschlussarbeiten werden hier nicht näher beschrieben. 48

Abb. 5.3: Darstellung der Verfahrenssequenz für die Erstellung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz am Beispiel der Fichte. 54

Abb. 5.4: Eindimensionale Bioklima-Hüllen der Fichte für den Referenzzeitraum (1971-2000) unter Berücksichtigung der verschiedenen eindimensionalen Klimaparameter bei dem Perzentil 100% sowie der davon abgeleiteten 99. und 95. Perzentilen (Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 56

Abb. 5.5: De Martonne Index, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WorldClim Datensatz. 57

Abb. 5.6: De Martonne-Index, bezogen auf Rheinland-Pfalz, berechnet über den InterMet - Datensatz (Klimamodell $Wettreg_{2006}$) 57

Abb. 5.7: De Martonne, modifizierter Index, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WorldClim Datensatz. 58

Abb. 5.8: De Martonne, modifizierter Index, bezogen auf Rheinland, berechnet über den InterMet Datensatz (Klimamodell $Wettreg_{2006}$) 59

Abb. 5.9: Ellenberg-Quotient, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WorldClim Datensatz. 59

Abb. 5.10: Ellenberg-Quotient, bezogen auf Rheinland-Pfalz, berechnet über den InterMet Datensatz (Klimamodell $Wettreg_{2006}$) 60

Abb. 5.11: Thermischer Kontinentalitätsindex, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WorldClim Datensatz. 61

Abb. 5.12: Ringlebs thermischer Kontinentalitätsindex, bezogen auf Rheinland-Pfalz, berechnet über den InterMet Datensatz (Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 61

Abb. 5.13: Kombinationen aus Klassen des Niederschlags in der Vegetationszeit und der Jahresmitteltemperatur (Klimamatrix) für das heutige und künftige mögliche Klima bezogen auf die rheinland-pfälzischen Wälder. Die Ziffern sind Durchnummerierungen der Kombinationen. Die farbliche Darstellung bezieht sich auf eine grobe Differenzierung des klimatischen Gradienten 64

Abb. 5.14: Übertragung der Klimamatrix (Abbildung 5.13) auf die rheinland-pfälzische Waldfläche für die unterschiedlichen Zeiträume und Klimaprojektionen. 65

Abb. 5.15: Matrizen des Waldklimas je Zeitraum und Klimadatensatz. Angegeben sind die prozentualen Anteile an der gesamten Waldfläche in jeder Klimakombination (die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um eine bessere Visualisierung zu erlauben. Grau gefärbt sind nicht besetzte Klimakombinationen). 66

Abb. 5.16: Matrizen des Waldklimas für die Datensätze MPN (links) und LWI/ BWI (rechts). Angegeben sind die Prozentanteile der Waldfläche in jeder Klimakombination innerhalb des Referenzzeitraums. (Die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um eine bessere Visualisierung zu erlauben. Grau gefärbt sind die nicht besetzten Klimakombinationen.) 68

Abb. 5.17: Darstellung der Analyseergebnisse zum Vorkommen der Baumarten entlang des Klimagradienten am Beispiel der Fichte für die Datenquellen MPN (obere Reihe) und LWI/ BWI (untere Reihe). Die Angaben sind einerseits der Prozentanteil des reinen Baumartenvorkommens für sich betrachtet in jeder Kombination (links) und andererseits der Prozentanteil des Baumartenvorkommens in jeder Kombination im Vergleich zum Vorkommen der anderen betrachteten Baumarten (rechts). Die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um ein bessere Visualisierung der Unterschiede zu erlauben. Grau gefärbt sind die nicht besetzten Klimakombinationen. 70

Abb. 5.18: Baumartenvorkommen entlang des Klimagradienten am Beispiel der Fichte, dargestellt als arithmetisches Mittel der in Abbildung 5.17 separat gezeigten Analyseergebnisse für die Datenquellen MPN und LWI/ BWI. Die Angaben sind einerseits der Prozentanteil des reinen Baumartenvorkommens für sich betrachtet in jeder Kombination (links) und andererseits der Prozentanteil des Baumartenvorkommens in jeder Kombination im Vergleich zum Vorkommen der anderen betrachteten Baumarten (rechts). Die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um eine bessere Visualisierung der Unterschiede zu erlauben. Grau gefärbt sind die nicht besetzten Klimakombinationen. ..71

Abb. 5.19: Das relative Vorkommen [%] der fünf betrachteten Baumarten im Vergleich zueinander und entlang des Waldklimagradienten (x-Achse: Abfolge von kalt-feuchter hin zur warm-trockenen Zone). 72

Abb. 5.20: Darstellung der Analyseergebnisse zur Bonität der Baumarten in Abhängigkeit vom Klimagradienten am Beispiel der Fichte für die Datenquellen MPN (obere Reihe) und LWI/ BWI (untere Reihe). Die Angaben links beziehen sich auf mittlere Bonitätsstufen und die Angaben rechts auf potenziell mögliche Bonitätsstufen in jeder Klimakombination. Die elf möglichen Ertragsklassen wurden acht Bonitätsstufen zugeordnet und farblich visualisiert. Grau gefärbt sind nicht besetzte Klimakombinationen. 74

Abb. 5.21: Darstellung der Analyseergebnisse zur Bonität der Baumarten in Abhängigkeit vom Klimagradienten am Beispiel der Fichte, hier als arithmetisches Mittel der in Abbildung 5.20 separat dargestellten Analyseergebnisse auf der Grundlage der MPN- und LWI/ BWI-Datenquellen. Die Angaben links beziehen sich auf mittlere Bonitätsstufen und die Angaben rechts auf potenziell mögliche Bonitätsstufen in jeder Klimakombination. Die elf möglichen Ertragsklassen wurden acht Bonitätsstufen zugeordnet und farblich visualisiert. Grau gefärbt sind nicht besetzte Klimakombinationen. 75

Abb. 5.22: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Buche (*Fagus sylvatica*). 77

Abb. 5.23: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Eiche (*Quercus petraea*). 77

Abb. 5.24: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Fichte (*Picea abies*). 78

Abb. 5.25: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Kiefer (*Pinus sylvestris*). 78

Abb. 5.26: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*). 78

Abb. 5.27: Ausbreitung der Eignungsmatrix für die künftigen Klimakombinationen für die Hauptbaumarten. 80

Abb. 5.28: Wärmestufen (Höhenstufen) in Rheinland-Pfalz anhand der Temperatur in der Vegetationszeit....85

Abb. 5.29: Normative vereinfachte geologische Nord/ Süd-Einteilung des rheinland-pfälzischen Raumes. 85

Abb. 5.30: Niederschlagsstationen, die die unterschiedlichen Niederschlagsregionen in Rheinland-Pfalz zuweisen....86

Abb. 5.31: Einteilung der Waldlandschaften. Die Bezeichnung der Landschaften 1 bis 10 erfolgt nach ihren räumlichen Eigenschaften bezüglich der Wärmestufe, der Nord/ Süd-Einteilung und der Niederschlagscharakteristik....87

Abb. 5.32: Vergleich der Niederschlagscharakteristiken (Monatsniederschlagssumme in mm) zwischen den ausgewählten DWD-Stationen (Messdaten) und den mittleren Verhältnissen der Niederschlagsregionen. 97

Abb. 5.33: Thermopluviogramme zur Darstellung der Abweichung von Jahresmitteltemperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit unter unterschiedlichen Kontrollläufen und Klimaprojektionen vom langjährigen Mittel 1971-2000 (Messdaten – Referenzklima) für die zehn Waldlandschaften. Jeder Wert im Diagramm stellt die kombinierte Abweichung von Temperatur und Niederschlag der entsprechenden Modellsimulation (Kontrolllauf oder Projektion) bezüglich des jeweiligen Messwertes dar (im Zentrum des Diagramms). 99

Abb. 5.34: Referenz-Grundflächen-Leitkurven für die Buche im Reinbestand. 108

Abb. 5.35: Entwicklung der Bestockung im Verlauf des Jahrhunderts (Referenz, nahe Zukunft und ferne Zukunft) anhand von Ist-Bestockung, Umtriebszeit und Waldentwicklungsziel bei der M*ittelfristigen Planung und Nachhaltskontrolle* (MPN-Stichtag 2008) und der Typisierung von Waldtypen. 112

Abb. 5.36: Schematische Darstellung der Simulationsszenarien der Waldwachstumssimulation anhand ihrer entsprechenden Klimadatengrundlage im Verlauf des Jahrhunderts. 113

Abb. 5.37: Schematische Darstellung der Simulationsszenarien der Waldwachstumssimulation hinsichtlich der Steuerung der Referenz und klimabedingt veränderten *AKP*-Koeffizienten (Chapman-Richards-Funktion), welche das Potenzial des Höhenwachstums im Modell Silva regulieren. 117

Abb. 5.38: Korrelationsmatrix zur Bestimmung der Wasserhaushaltsstufen in Rheinland-Pfalz.....119

Abb. 5.39: Schematische Darstellung der jeweils zwölf zu simulierenden fiktiven Waldstandorte an den geografischen Lagen der insgesamt 22 DWD-Klimastationen 123

Abb. 6.1: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Buchenverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz. 129

Abb. 6.2: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Buche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 130

Abb. 6.3: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Buche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 130

Abb. 6.4: Bioklimahüllen für die Buche anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 131

Abb. 6.5: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Traubeneichenverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 133

Abb. 6.6: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Traubeneiche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 134

Abb. 6.7: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Traubeneiche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 134

Abb. 6.8: Bioklimahüllen für die Traubeneiche anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 135

Abb. 6.9: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Fichtenverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 136

Abb. 6.10: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Fichte bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 137

Abb. 6.11: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Fichte bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 137

Abb. 6.12: Bioklimahüllen für die Fichte anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 139

Abb. 6.13: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Kiefernverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 140

Abb. 6.14: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Kiefer bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 141

Abb. 6.15: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Kiefer bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 141

Abb. 6.16: Bioklimahüllen für die Kiefer anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 143

Abb. 6.17: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Verbreitungsgebietes der Douglasie - „Küstenvarietät“ - über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 145

Abb. 6.18: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Verbreitungsgebietes der Douglasie - „Erntegebiet“ - über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 145

Abb. 6.19: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Douglasie („Erntegebiet“) bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 146

Abb. 6.20: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Douglasie („Erntegebiet“) bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 146

Abb. 6.21: Bioklimahüllen für die Douglasie anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell $Wettreg_{2006}$). 148

Abb. 6.22: Klimaeignungskarten für die Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz für die verschiedenen Zeiträume und unterschiedlichen Klimaprojektionen (regionales Klimamodell: $Wettreg_{2006}$), zunächst ohne Eignungseinschätzungen für zukünftige unbekannte Klimabedingungen (in den Karten grau eingefärbt). 150

Abb. 6.23: Klimaeignungskarten für die Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz für die verschiedenen Zeiträume und unterschiedlichen Klimaprojektionen (regionales Klimamodell: $Wettreg_{2006}$), mit Eignungsschätzungen für zukünftige unbekannte Klimabedingungen. 152

Abb. 6.24: Thematische Verschneidung zur Darstellung der Gebiete, in denen alle Hauptbaumarten gleichzeitig „sehr gut geeignet“ oder „gut geeignet“ (grün) und gleichzeitig „bedingt geeignet“ oder „nicht geeignet“ sind (rot). Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien. 155

Abb. 6.25: Thematische Verschneidung zur Darstellung der Gebiete, die im Verlauf des Jahrhunderts unter den verschiedenen Klimaprojektionen stabil „geeignet“ (heller Ton), „gut geeignet oder „sehr gut geeignet“ (dunkler Ton) sind. Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien. 156

Abb. 6.26: Thematische Verschneidung zur Darstellung der Entwicklung der Eignungsstufen von der Referenzzeit bis zur fernen Zukunft unter Emissionsszenario A2-normal (obere

Zeile) und A1B-trocken (untere Zeile). Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien. 158

Abb. 6.27: Thematische Verschneidung zur Darstellung von Gebieten in denen die Douglasie als Ersatzbaumart für die Fichte betrachtet werden kann. Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien. 159

Abb. 6.28: Darstellung der prozentualen Veränderungen der durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwächse – als Maß der physiologischen Reaktion infolge klimatischer Veränderungen – der vier Hauptbaumarten für die ausgewählten Emissionsszenarien in den verschiedenen forstlichen Landschaftsräumen. 163

Abb. 6.29: Sensibilitätsanalyse der Netto-Primärproduktivität junger Fichten in Landschaft 4 für den Kontrolllauf der Realisation „feucht“ in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge und der Temperatur. 165

Abb. 6.30: Sensibilitätsanalyse der Nettoprimärproduktion (NPP), des Brusthöhendurchmessers (BHD) und des Blattflächenindexes (BFI) in Abhängigkeit der atmosphärischen CO_2-Konzentration der totalen Biomasseproduktion. 166

Abb. 6.31: Veränderung des Höhenwachstumspotenzials am Beispiel eines jungen Fichtenbestandes der Landschaft 4 nach der Veränderung des Koeffizienten *A* 168

Abb. 6.32: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio. m³] je Bestandstyp von Landschaft 1 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen dargestellt. 173

Abb. 6.33: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 1 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ..173

Abb. 6.34: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 1 unter den drei Simulationsszenarien [Mio. m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 174

Abb. 6.35: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 2 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 176

Abb. 6.36: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 2 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ..177

Abb. 6.37: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 2 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 178

Abb. 6.38: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 3 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 180

Abb. 6.39: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 3 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ...180

Abb. 6.40: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 3 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 181

Abb. 6.41: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 4 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 183

Abb. 6.42: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 4 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ...184

Abb. 6.43: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 4 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 184

Abb. 6.44: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 5 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt. 186

Abb. 6.45: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 5 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ..187

Abb. 6.46: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 5 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 187

Abb. 6.47: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 6 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 189

Abb. 6.48: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 6 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenzsimulationsszenario 1 [%] 190

Abb. 6.49: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 6 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 190

Abb. 6.50: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio. m³] je Bestandstyp von Landschaft 7 im betrachteten Zeitraum (2000- 2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 192

Abb. 6.51: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 7 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenzsimulationsszenario 1 [%] 192

Abb. 6.52: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 7 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 193

Abb. 6.53: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 8 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 195

Abb. 6.54: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 8 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ..195

Abb. 6.55: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 8 unter den drei Simulationsszenarien [Mio. m³] und prozentuale Vergleichswerte, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 196

Abb. 6.56: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 9 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 197

Abb. 6.57: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 9 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ..198

Abb. 6.58: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 9 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 198

Abb. 6.59: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 10 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt 199

Abb. 6.60: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 10 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] ..200

Abb. 6.61: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 10 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%] 201

Abb. 6.62: Zusammenfassung der baumartenbezogenen gesamten Derbholzproduktion [Mio. m³] für die drei Simulationsszenarien mit geografischem Bezug zum entsprechenden forstlichen Landschaftsraum 202

Abb. 6.63: Gesamte Derbholzproduktion [Mio.m³] aller simulierten Waldflächen aller Landschaften (vgl. Tabelle 12) für die drei Simulationsszenarien (prozentuale Angaben weisen auf die Abweichungen der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 hin) 203

Abb. 6.64: Prozentuale Veränderung der Gesamtderbholzproduktion im Vergleich zum Referenzszenario. Anhand der Bestandstypen je Waldort und Zeitraum ist der Vergleich zur Produktion unter dem Referenzklima dargestellt. 204

Abb. 6.65: Gesamte Derbholzproduktion [Mio.m³] jeder Baumart für die drei Simulationsszenarien (prozentuale Angaben weisen auf die Abweichungen der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 hin) 206

Abb. 6.66: Gesamte Derbholzproduktion [Mio. m^3] der hier betrachteten rheinland-pfälzischen Waldfläche (vgl. Simulation Waldfläche in Tabelle 5.11) von 2000 bis 2100 bei den drei verschiedenen Szenarien (prozentuale Angaben weisen auf die Abweichungen der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 hin) 207

Abb. 6.67: Beispielhafte Darstellung des WaSim-ETH 8.2 Modellverhaltens beim zeitlichen Verlauf des relativen Bodenwassergehaltes im Jahr 1982 an der DWD-Klimastation Trier-Petrisberg bei gleichzeitiger Variation der Standorteigenschaften nutzbare Feldkapazität (nFK) und Relief (Exposition und Hangneigung), bei einem Bodenprofil

aus schluffigem Lehm von 1 m Tiefe und einem 100-jährigen Buchenbestand. Im unteren Bereich der Darstellung wird die tägliche Niederschlagssumme im Jahr 1982 als Erklärungsgröße hinzugefügt (x-Achse: Tagesverlauf; y-Achse: Niederschlagsmenge von 0 bis 35 mm) 210

Abb. 6.68: Stressbelasteter Anteil der Vegetationszeit (links) und Histogrammauswertung des Trockenstressindikators BWd9 (rechts) für den Zeitraum 1951 bis 2003 (ebene Lage, 100 mm nFK, Klimastation Deuselbach - Messdaten).....213

Abb. 6.69: Gegenüberstellung der standardisierten Werte des Jahresfaktors BWd9 am Standort Deuselbach (100 mm nFK; ebene Lage) (1993 bis 2003) (rot) und des mittleren Durchmesserzuwachses der Dauerbeobachtungsfläche Neuhäusel (1994 bis 2004) für einen zeitlichen Versatz von einem Jahr (blau).....215

Abb. 6.70: Jahresfaktor des Trockenheitsindikators BWd9 [%], dargestellt als Häufigkeitsverteilung für die unterschiedlichen 30-jährigen Zeiträume und Klimaprojektionen für die ausgewählten Standorte Roxheim (nFK 50 mm; 20° südexponiert), Trier-Petrisberg (nFK 150 mm; ebene Lage) und Schneifelforsthaus (nFK 200 mm; 20° nordexponiert).....216

Abb. 6.71: Flächige Darstellung der aggregierten und klassifizierten Parameter der Landschaftsstratifizierung (vgl. Tabelle 5.19). 218

Abb. 6.72: Potenzieller Trockenstress nach BWd9 (in %) in der Vegetationszeit (als Indikator der Häufigkeit und Intensität von Wasserdefiziten im Wurzelraum während der Vegetationszeit der betrachteten 30-jährigen Perioden), parametrisiert für 100-jährige Buche, bezogen auf die gesamte Waldfläche von Rheinland-Pfalz 219

Abb. 7.1: Allgemeine Bewertung der Eignung der Hauptbaumarten im Verlauf des Jahrhunderts nach den verschiedenen angewandten Methoden in den unterschiedlichen Regionen in Rheinland-Pfalz. 245

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1: Summe der hier betrachteten Teilflächen der Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz 44
Tab. 5.1: Klimadatengrundlage für die unterschiedlichen Meilensteine bzw. methodischen Ansätze 49
Tab. 5.2: Eignungsstufen nach Vorkommen und Ertragsklasse 77
Tab. 5.3: Reinbestands-Waldtypen 88
Tab. 5.4: Mischbestands-Waldtypen 90
Tab. 5.5: Repräsentative Waldtypen 91
Tab. 5.6: Gruppierung von Baumarten 92
Tab. 5.7: Repräsentative Waldlandschaftseinheiten (Straten): Repräsentative Waldtypen der entsprechenden Waldlandschaften 94
Tab. 5.8: Ausgewählte DWD-Stationen für die verschiedenen Waldlandschaften 96
Tab. 5.9: Ausgewählte Bodenprofile für die verschiedenen Waldlandschaften 101
Tab. 5.10: Zuordnung der Altersklassen anhand ihrer Alterspanne und mittleren Alters 103
Tab. 5.11: Waldfläche für die Simulation im Vergleich mit der stratifizierten Waldfläche und im Vergleich mit der gesamten Staats- und Kommunalwaldfläche (in ha und %) 104
Tab. 5.12: Startbestände für das Stratum „Kiefer-Buche Landschaft 4“ orientiert an den verschiedenen Altersklassen der Hauptbaumart. 105
Tab. 5.13: Parametrisierung der Startbestände für Balance für Landschaft 4 106
Tab. 5.14: Zuordnung der Umtriebszeiten zu den Waldtypen der Landschaft 4 110
Tab. 5.15: Beispielhafte Darstellung der Waldentwicklungsziele für den heutigen Waldtyp „Kiefer-Buche“ in Landschaft 4 (Umtriebszeit 120 Jahre). 111
Tab. 5.16: Dekadenbezogene Analyse der Klimadaten und Auswahl der Daten der in die Simulation eingehenden Dekade am Beispiel von Landschaft 4. 115
Tab. 5.17: Klima-Datengrundlage der verschiedenen Simulationsläufe zur Wasserhaushaltsansprache. 123
Tab. 5.18: Getestete Trockenstressindikatoren 124
Tab. 5.19: Klasseneinteilung der Eingangsparameter der Landschaftsstratifizierung 125
Tab. 6.1: Kategorien der bearbeiteten Bioklimahüllen unter den entsprechenden bioklimatischen Variablen und deren Verschneidungen. 127
Tab. 6.2: Entwicklung der klimatischen Eignung der rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten, ausgedrückt als Waldflächenanteile (in %) in den unterschiedlichen Eignungsstufen für die verschiedenen Zeiträume und Klimaprojektionen. 153
Tab. 6.3: Veränderung der Koeffizienten der Regressionsgleichung der Chapman-Richards-Funktion in Abhängigkeit vom Klima/ Emissionsszenario, am Beispiel eines jungen Fichtenbestandes von Landschaft 4.Koeffizienten für das Referenzklima wurden nach Ertragstafel (FAWF 2003) hergeleitet und für die Szenarien über die prozentuale Veränderung der durchschnittlichen Höhezuwächse (nach Balance) korrigiert. 167
Tab. 6.4: Tagesfaktoren des Indikators BWd9 in Abhängigkeit des mittleren Bodenwassergehaltes im Wurzelraum 212

1 Einleitung

Das Klima bestimmt die Vegetationszonierung von der Makro- bis zur Mikroskala (ELLENBERG 1996: 111), weshalb aufgrund des in den IPCC-Reports (2001, 2007) dokumentierten globalen, regionalen und lokalen Klimawandels Veränderungen in den Waldökosystemen zu erwarten sind. Die globalen Chancen für den Forstsektor, durch den Beitrag der Wälder zur Minderung des Klimawandels beizutragen (FREER-SMITH et al. 2009: 10), wie auch die regionalen Risiken, die sich für die Forstwirtschaft ergeben, werden von der Politik, der Wissenschaft und von der forstlichen Praxis wahrgenommen. Durch klimatisch induzierte Veränderungen von Umweltbedingungen werden neben der Gefahr des Absterbens und der Arealverschiebung von Waldbaumarten Fragen nach der Vitalität und der damit verbunden Produktivität für die Forstwirtschaft besonders wichtig. Rheinland-Pfalz ist eine stark waldgeprägte Region. Die reiche Differenzierung der Naturräume führt einerseits zu charakteristischen Waldlandschaften wie dem Pfälzerwald, dem Hunsrück oder dem Westerwald und anderseits zu kulturell bedeutsamen Waldnutzungssystemen Stockausschlagwäldern im Moseltal oder zu naturschützerisch wertvollen Auenwäldern am Rhein. Die Notwendigkeit, eine Wissensbasis über mögliche Wirkungen des Klimawandels für die Waldökosysteme und letztendlich für den Forstsektor aufzubauen, wurde u.a. bereits im Klimabericht Rheinland-Pfalz (MUFV-RLP 2007) und im Bericht der Enquete-Kommission Klimawandel (LANDTAG RHEINLAND-PFALZ 2009) erkannt. Auf dieser Basis wurde das Modul Wald im Projekt KlimLandRP bearbeitet.

1.1 Zielsetzung

Ziel des Teilprojektes „Modul Wald“ ist es, auf Basis des aktuellen Standes des Forschung und der aktuell verfügbaren Datengrundlagen erste Erkenntnisse über die räumliche Ausprägung der möglichen Vulnerabilität in den rheinland-pfälzischen Wäldern bis Ende des Jahrhunderts zu erarbeiten. Studienobjekte sind hierbei die flächenrepräsentativsten Baumarten (Hauptbaumarten) von Rheinland-Pfalz – Buche, Traubeneiche, Fichte, Kiefer und Douglasie – und die von ihnen ausgehenden Hauptwaldtypen. Die Abschätzung von Trends der künftigen Entwicklungsrichtung dieser Arten und Typen, die eine wichtige wirtschaftliche Rolle spielen, sollte folglich eine Grundlage für weitere Entscheidungsprozesse liefern. Folgende Punkte können somit als übergeordnete Zielaspekte zusammengefasst werden:

- Abschätzung der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten bzw. der geplanten Waldentwicklung unter sich ändernden Standortsbedingungen auf Basis von regionalen Klimaprojektionen bis Mitte und Ende des Jahrhunderts;
- Identifizierung von aktuellen und künftigen regionalen Risikoräumen und Konfliktfeldern für die rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten und Waldtypen;
- Erarbeitung von Planungsgrundlagen für mögliche Anpassungsoptionen in der Waldbauplanung und der entsprechenden künftigen Waldnutzung in Rheinland-Pfalz.

1.2 Forschungsfragen

Vor dem Hintergrund der Problemstellung und der genannten Zielsetzung ergeben sich verschiedene Forschungsfragen. Folgende Punkte präzisieren die übergeordnete Fragestellung:

Wie verändern sich relevante klimatische (oder klimabedingte) forstliche Standorteigenschaften im Zuge des Klimawandels?

- Wie reagieren die Hauptbaumarten gegenüber den Veränderungen der forstlichen Standorteigenschaften?
- Welche Baumarten reagieren auf die klimainduzierten Veränderungen empfindlicher als andere?
- Wie verändern sich Wachstum und Holzproduktion von Baumarten und Waldtypen im Klimawandel?
- Welche Waldtypen und Mischungstypen versprechen eine bessere Produktivität unter den angenommenen Klimaveränderungen?
- Wo sind aktuelle und künftige Chancen- und Risikoräume bzw. inwieweit lassen sich Konflikträume identifizieren?

1.3 Beitrag zur Gesamtzielsetzung des Projekts

Die Bearbeitung der Zielsetzung innerhalb eines Projektes wie KlimLandRP erlaubt ein verbessertes Verständnis über die mögliche Wirkung des Klimawandels auf verschiedene Umweltelemente, wie beispielsweise den Wasserhaushalt, Landnutzungsformen und letztlich auf die gesamte Landschaft. Der Erkenntnisgewinn aus dem „Modul Wald“ ist für die Gesamtzielsetzung von KlimLandRP von hohem Interesse, denn der Wald ist mit ca. 42% die dominierende Landnutzung in Rheinland-Pfalz (MULEWF-RLP 2012). Innerhalb von KlimLandRP hat ein intensiver Erfahrungsaustausch zwischen den Modulen stattgefunden. Eine wichtige Unterstützung bei der Vorbereitung der klimatischen Datengrundlage und ihrer Interpretation kam vom Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG), Referat Klimawandel und Umweltmeteorologie. Eine besonders intensive Zusam-

menarbeit entstand mit dem „Modul Wasser“. Hierbei wurde der Aspekt der heutigen und künftigen Wasserverfügbarkeit auf Waldstandorten bearbeitet. Aus dieser Zusammenarbeit resultiert in den beiden Schlussberichten der Module die ausführliche methodische Beschreibung dieser Aufgabenstellung und die Darstellung der Ergebnisse.

2 Stand des Wissens

Der natürliche Treibhauseffekt der Erdatmosphäre, der das Erdklima reguliert und damit das Leben beeinflusst, stützt sich wesentlich auf den vorhandenen Wasserdampf und auf Spurengase (MUFV-RLP 2007: 1). Seit der Industrialisierung und den damit verbundenen vielfältigen menschlichen Aktivitäten in den letzten rund hundertfünfzig Jahren wurden die Emissionen von Treibhausgasen und Aerosolen deutlich erhöht und infolge dessen ist eine eindeutige Erwärmung des globalen Klimas festzustellen. Auf dieser Grundlage sind die beobachteten globalen, aber dennoch regional unterschiedlichen Änderungen im Wetter- und Klimaregime zu erklären (IPCC 2000: 4ff.). Jedoch sind Prognosen über das künftige Klima nicht möglich, denn neben den zahlreichen Ungewissheiten der Mechanismen des Klimasystems ist die Entwicklung der Menschheit und der damit verbundenen Treibhausgasemissionen unbekannt (KRAUS 2013). Anhand verschiedener und unterschiedlich gewichteter Antriebskräfte (Demografie, Technologie, Ökonomie) wurden dennoch Szenarienfamilien definiert, um mögliche zukünftige Konzentrationen von Treibhausgasen in der Atmosphäre zu projizieren (IPCC 2000). Die Emissionsszenarien sind einerseits umwelt- oder ökonomieorientiert und fokussieren andererseits auf einen globalen- oder eher regionalen Maßstab, wobei die angenommenen Entwicklungen rascher oder langsamer von statten gehen (eine schematische Darstellung liefert der Szenarienbaum in Abbildung 2.1). Das B1-Emissionsszenario spiegelt eine global emissionsarme und ressourcenschonende Weltentwicklung im Gegensatz zu dem in A2 wiedergegebenen, heterogen verteilten raschen Wirtschaftswachstum wider. Unter A1 wird dieses rasche Wirtschaftswachstum eher global angenommen, wobei sich hier zudem die drei Sub-Familien A1FI (intensive Nutzung fossiler Energiequellen), A1T (vorwiegend nicht-fossile Energiequellen) und A1B (angesiedelt zwischen A1T und A1FI) definieren lassen.

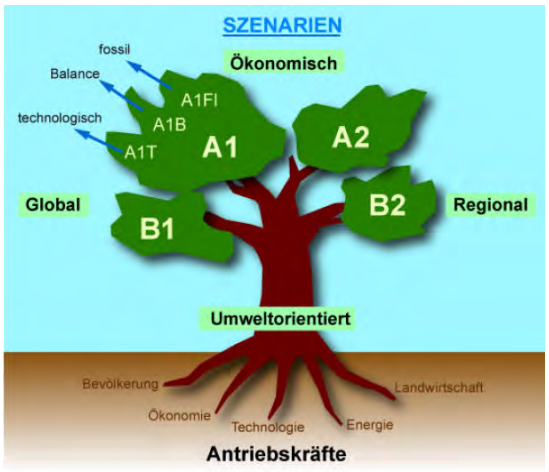


Abb. 2.1: Darstellung der definierten Emissionsszenarien, auch genannt IPCC-SRES (Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report on Emissions Scenarios) (KLIMAWIKI 2012).

Auf den Grundlagen von mathematischen Beziehungen der Thermodynamik und Hydrodynamik und unter Berücksichtigung empirischer Beziehungen der Meeresströmungen, Windzirkulation, Luft- und Wassertemperaturen sowie Wolken- und Eisbedeckung der gesamten Erde bilden Klimamodelle verschiedene Aspekte des Erdklimas ab. Die global wirkenden Treibhausgase werden über CO_2-Äquivalente abgebildet und steuern über die Emissionsszenarien die künftige globale Klimaentwicklung innerhalb der globalen Klimamodelle (*General Circulation Models* - *GCM*), um auf diese Weise Abschätzungen vornehmen zu können. Mittels verschiedener GCM mit ihren methodenabhängigen Besonderheiten und verschiedenen Annahmen der definierten Emissionsszenarien kann eine Spannweite der möglichen Erdklimaentwicklung für die Zukunft dargestellt werden (KRAUS 2013). Das Diagramm in Abbildung 2.2 zeigt eine solche mögliche Spannweite.

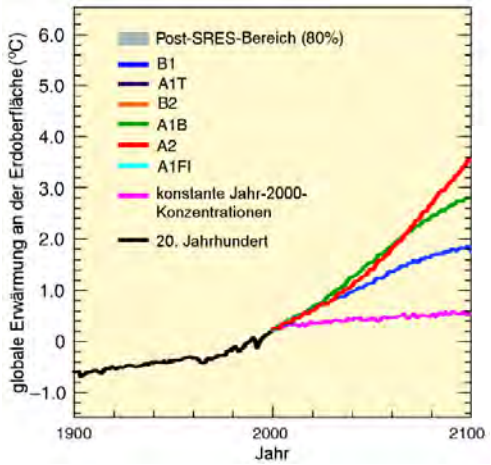


Abb. 2.2: Entwicklung der globalen Temperatur an der Erdoberfläche [°C] im Verlauf des 20. (beobachtet) bzw. 21. (simuliert) Jahrhunderts. Für das 21. Jahrhundert basiert das Simulationsergebnis auf einem globalen Multimodell-Mittelwert für unterschiedliche Emissionsszenarien (IPCC 2007: 9).

Trotz der globalen Dimension des projizierten Klimawandels sind die Änderungen eher regionalspezifisch zu beobachten und zu erwarten. Darüber hinaus sind Abschätzungen aus dem GCM mit ihrer sehr groben horizontalen Auflösung von beispielsweise 200 km^2 in Klima-

Impactmodellen (wie beispielsweise Waldwachstumsmodellen) nicht nutzbar. Über *Downscaling*-Verfahren (physikalisch oder statistisch basiert) werden die regionalen orografischen Merkmale betrachtet und regionalisierte Daten in horizontal feiner Auflösung erarbeitet (SPEKAT et al. 2007: 4). Die Forschung um den Klimawandel und seine Folgen ist jedoch mit einer Unsicherheitskaskade verbunden. VINER (2002) verdeutlicht es in einer schematischen Darstellung (Abbildung 2.3), bei der ausgehend von Emissionen von Treibhausgasen über das Downscaling zum regionalen Klima bis hin zur Ableitung von regionalen Maßnahmen das Maß der Unsicherheit progressiv zunimmt.

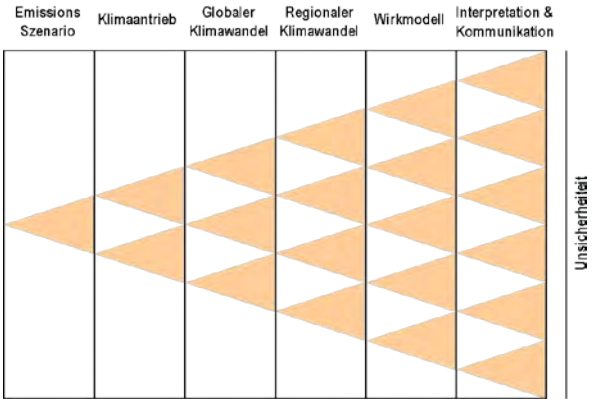


Abb. 2.3: Schematische Darstellung der Auffächerung und Zunahme der Unsicherheit beim Prozess der Bewertung von Klimawandelfolgen (nach VINER 2002: 142).

Die Folgen des Klimawandels auf das Erdsystem, auf Waldökosysteme und auf Bäume sind ebenso zum großen Teil noch unklar und unsicher. Jedoch wird diese Thematik politisch und wissenschaftlich wahrgenommen. Die Unsicherheitskette (aber auch die Sicherheiten) soll allerdings stets auf den unterschiedlichen Anwendungsniveaus berücksichtigt und kommuniziert werden (AMERELLER et al. 2009: 917).

Die Ausprägung des Makro- und des Mikro-Klimas bestimmt die Vegetationszonierung und -ausbreitung an einem Ort (ELLENBERG 1996: 111), bei der artenspezifische physiologische Schwellenwerte von Temperatur- und Niederschlagstoleranz das Artenvorkommen beeinflussen (WALTHER et al. 2002: 390). Während die Temperatursumme in der Vegetationszeit und die Minimumtemperatur die Verbreitungsgrenzen vieler Baumarten erklären, liegt in der Wasserversorgung der Limitierungsfaktor für ein optimales Wachstum (LINDNER 1998: 14). Neben dem Klima prägten weitere natürliche und anthropogene Störungen (DALE et al. 2001: 723) und Veränderungen im Lauf der Zeit die mitteleuropäischen Waldökosysteme (WAGNER & FISCHER 2007: 1). Paläoökologische Studien liefern Hinweise auf rasche Vegetationsreaktionen (auch bei den Baumarten) infolge von raschen Klimaveränderungen (WOHLGEMUTH et al. 2006: 10f.). Deswegen werden aktuell auch der Klimawandel und seine Wirkung auf die Wälder in der Forstwissenschaft und Forstpraxis als bedeutendes Phänomen wahrgenommen (AMERELLER et al. 2009, FREER-SMITH et al. 2009). Als Hauptproblem stellt sich hierbei die „Asynchronität zwischen den Klimaänderungsprozessen einerseits und der Reaktionsfähigkeit der Natur andererseits“ heraus (KONOLD 2008), die zu Störungen und Instabilitäten im

Waldökosystem führen kann und die Erfüllung bestimmter Waldfunktionen gefährdet (WAGNER & FISCHER 2007: 2).

Der Klimawandel zeigt viele und komplexe Wirkungen in den unterschiedlichen bioklimatischen Regionen Europas (CEC 2009: 81), durch die erhebliche direkte und indirekte Effekte auf den Wald und die Forstwirtschaft zu erwarten sind (BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008: 205). Doch das Verständnis der ökologischen und klimatologischen Systeme zum Einen und ihrer komplexen Interaktionen zum Anderen, zudem unter dem zusätzlichen Einfluss stochastischer Ereignisse, ist eher beschränkt (DALE et al. 2001: 732, WALTHER et al. 2002: 394). Anzunehmen ist, dass Veränderungen, Interaktionen oder Störungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen und Skalen stattfinden. Auswirkungen sind kurz- bis langfristig und können sowohl das einzelne Individuum wie auch das ganze Ökosystem betreffen (ARCHAUX & WOLTERS 2006: 647f.). Seit den ersten wissenschaftlichen Veröffentlichungen zu den Auswirkungen des gegenwärtigen Klimawandels auf Ökosysteme Mitte der 1980er Jahre (FELTON et al. 2009: 2244) sind die Beobachtungen und Belege von Veränderungen hinsichtlich der Artenausbreitung (ZIMMERMANN et al. 2006: 67) oder -physiologie (WALTHER et al. 2002: 389) vielfältig. Hierzu mögen auch weitere nicht-klimatische Faktoren wie etwa Luftschadstoffe oder die Landnutzung beitragen (THUILLER et al. 2005: 8245). Jedenfalls zeigt sich ein signifikanter Wechsel in der Phänologie von verschiedenen Bioindikatorpflanzen. Aufgrund eines deutlich früheren Frühlings- und späteren Herbstanfangs ist in Mitteleuropa in den letzten 30 Jahren die Vegetationszeit um zwei Wochen länger geworden (MENZEL 2006: 49ff.). Die phänologische Uhr für Rheinland-Pfalz (Abbildung 2.4) verdeutlicht dieselbe Tendenz. Der Vergleich zwischen den Zeiträumen 1961-1990 und 1991-2009 zeigt die tendenziell kürzere Winter- und längere Herbstzeit, während Frühling und Sommer früher anfangen. Somit ist eine frühere Austriebsmöglichkeit und eine verlängerte Wachstumszeit für die Waldbaumarten gegeben (ZIEGLER 2011: 12ff.).

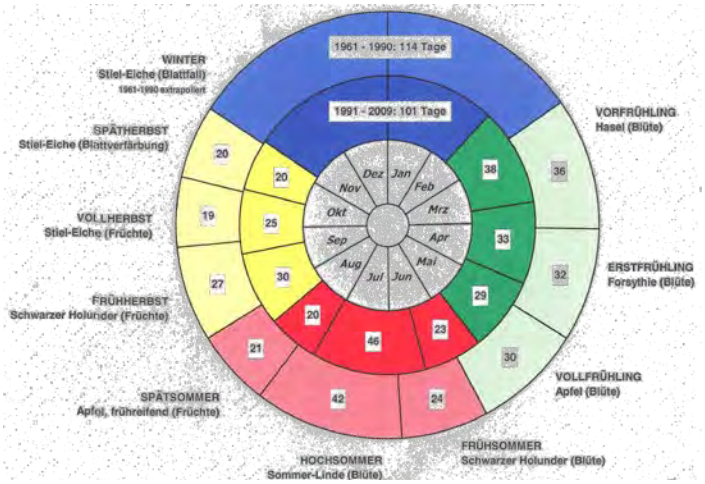


Abb. 2.4: Phänologische Uhr für Rheinland-Pfalz (Leitphasen, mittlerer Beginn und Dauer der phänologischen Jahreszeiten) – Zeiträume 1961-1990 und 1991-2009 im Vergleich (DWD 2010).

Einen deutlich negativen und markanten Einfluss auf Waldökosysteme können Extremwetterereignisse (wie Stürme oder Hitzewellen) haben. Europaweit haben die extremen Wetterverhältnisse (Hitze und Dürre) vom Sommer 2003 bereits die Vulnerabilität von Bäumen und Wäldern offensichtlich werden lassen. CIAIS et al. (2005: 531f.) berechneten infolgedessen für 2003 auf der europäischen Maßstabsebene eine Abnahme von 30% der Bruttoprimärproduktion. Deutschlandweit führten Trockenheit und hohe Temperaturen des Sommers 2003 in vielen Waldregionen zu Vitalitätsverlusten bei vielen Baumarten, zur Massenausbreitung von Waldschädlingen und u.a. zu einer erheblichen Zunahme der Waldbrände (ZEBISCH et al. 2005: 90). Der Waldzustandsbericht 2003 für Rheinland-Pfalz (MUF-RLP 2003: 22ff.) deutet deshalb ebenso signifikante Auswirkungen der sehr ausgeprägten Trockenstressepisoden auf verschiedene Waldgebiete von Rheinland-Pfalz an. Als direkte Folgen wurden Dürre- und Hitzschäden bestandsweise beobachtet, wie sie die Abbildungen 2.5 und 2.6 am Beispiel der Buche im Pfälzerwald (frühzeitiger Blattfall) und der Stieleiche im Moselraum (Dürreschäden) darstellen. Als indirekte Wirkung hat die Hitzewelle eine Massenvermehrung von waldschädlichen Insekten bei allen Hauptbaumarten begünstigt. Die Nachwirkungen dieses Extremjahrs haben sich im Jahr 2004 noch erkennen lassen (MUF-RLP 2004: 23ff.). Zunehmende Schadholzmengen in den letzten drei Dekaden haben sich als Folge von immer häufiger auftretenden Sturmwürfen (Abbildung 2.7) wie der Orkane Vivian, Wiebke, Lothar, Kyrill (MUFV-RLP 2007: 78) und Xynthia beobachten lassen.

Abb. 2.5: Frühzeitiger Blattfall infolge von Trockenstress in einem Buchenbestand (Pfälzerwald) (MUF-RLP 2003: 25).

Abb. 2.6: Flächige Dürreschäden in Stieleichenniederwäldern (Mosel) (MUF-RLP 2003: 25).

Abb. 2.7: Flächiger Sturmbruch und -wurf durch die Orkane Vivian/ Wiebke (Fichtenreinbestand im Hunsrück im Jahr 1990) (Fotos: FAWF 6.1).

Neben den aktuell schon beobachteten Folgen des Klimawandels sind in den Wäldern und Forsten weitere starke Veränderungen zu erwarten (ZIMMERMANN et al. 2006: 69). Jedoch sind Prognosen über mögliche mittel- und langfristige Wirkungen und Folgen ein sehr komplexes und schwer zu interpretierendes Vorhaben (EK 2010: 13). Vielfältige internationale, nationale und regionale wissenschaftliche Veröffentlichungen oder Berichte sowie übergeordnete Strategiedokumente (*e.g.* DEUTSCHER BUNDESTAG 1994, DALE et al. 2001, ZEBISCH et al. 2005, KÖLLING & AMMER 2006, MUFV-RLP 2007, BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008, BMUNR 2008, CEC 2009, LANDTAG RHEINLAND-PFALZ 2009) machen Aussagen zu den möglichen angenommen negativen (oder auch positiven) Folgen des Klimawandels auf Wälder oder Baumarten. Auf den jeweils unterschiedlichen Maßstabsebenen werden folgende Auswirkungen häufig genannt:

- Veränderungen der mittleren Standortsbedingungen (Temperaturerhöhung, Abnahme des Niederschlags in der Vegetationszeit) beeinflussen mittel- bis langfristig Flora und Fauna sowie die Systemfunktionen des Waldes;
- Häufige Extremwetterereignisse (Stürme, Dürre, Frost) werden schwere direkte Schadeffekte ausüben und stören das langfristige, etablierte Gleichgewicht des Ökosystems;
- Häufigere Trockenheitsphasen haben einen stark negativen Einfluss auf die Vitalität und das Wachstum der Waldbaumarten;
- Günstigere Habitatbedingungen für heute schon etablierte sowie neu hinzukommende Waldschädlinge führen zu verstärkten Waldschutzproblemen;
- Wärmere Winter, längere Vegetationszeiten und erhöhte atmosphärische CO_2-Gehalte haben einen positiven Einfluss auf das Waldwachstum (vor allem im nordwestlichen Europa und in den Höhenlagen).

Während der positive Einfluss von erhöhten Temperaturen und einem steigenden atmosphärischen CO_2-Gehalt auf die Fotosyntheseleistung und somit auf die Produktivität von Bäumen durchaus strittig ist und auch auf einen großen Forschungsbedarf stößt (*e.g.* WALTHER et al. 2002: 391, DOBBERTIN & GIUGGIOLA 2006: 35ff., BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008: 305, LINDNER et al. 2010: 699, KÖRNER 2012), wird die Erwartung der negativen Wirkungen von ausgeprägten und häufigeren Trockenstresssituationen eher einhellig als Hauptproblem genannt. Als Folge der projizierten Erhöhung von Mitteltemperaturen und der Abnahme der mittleren Niederschlagsummen in der Vegetationszeit (oder mit der Zunahme von Dürreperioden) wird mittels neuer klimatischer Wasserbilanzen eine Zunahme von Trockenphasen auf vielen Waldstandorten erwartet. Trotz vielfältiger Belege von Trockenstress bei Waldbaumarten ist die Wissenslücke hinsichtlich des Themenkomplexes „Trockenheit und Mortalität" sehr ausgeprägt erkennbar (PEREIRA et al. 2006: 119). MCDOWELL et al. (2008: 720ff.) führen aus, dass die trockenheitsbedingte Mortalität von der Intensität oder/ und der Länge der Trockenphase abhängig ist. Wie in Abbildung 2.8 schematisch dargestellt, können lange Trockenheitsphasen zu einem Kohlenstoffmangel („Verhungern") führen, während intensive Trockenheitsereignisse ein Grund für die Schädigung des hydraulischen Systems und somit für die Dehydrierung („Verdursten") eines Baumes sein können. Hinzu kommt, dass dieser Ablauf durch biotische Schädlinge und davon ausgehenden zusätzlichen Vitalitätsverlusten noch verstärkt werden kann. Schwellenwerte zur Länge oder Intensität einer mortalen oder signifikant schädigenden Trockenheit sind jedoch weiterhin unbekannt.

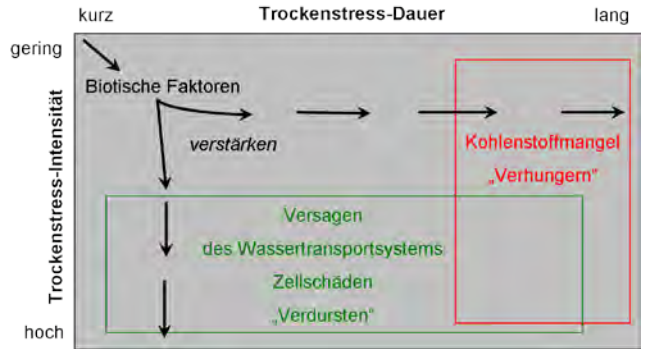


Abb. 2.8: Theoretische Beziehungen im Rahmen der Baumhydraulik zwischen der Dauer und der Intensität einer Trockenphase und den zur Mortalität führenden Mechanismen (nach MCDOWELL et al. 2008: 720ff.).

Über die Frage des Überlebens und der Vitalität der Baumarten hinausgehend spielt der Ertrag in der Forstwirtschaft eine entscheidende Rolle. Da das optimale Wachstum stark von der Wasserverfügbarkeit limitiert wird (LINDNER 1998: 14, ZEBISCH et al. 2005: 87), werden u.a. die Produktionsfunktion von Waldökosystemen (ARCHAUX & WOLTERS 2006: 645) sowie andere Prozesse, wie beispielsweise die natürliche Verjüngung (WOHLGEMUTH et al. 2006: 13) durch Trockenheitsbedingungen gefährdet. Zusammen mit den unterschiedlichen Reaktionen der Baumarten (Toleranz oder Anfälligkeit) auf Trockenheit (PRIETZEL & BACHMANN 2011: 52, ZANG et al. 2011: 105ff.) und anderen, sich ändernden Umweltfaktoren (ZEBISCH et al. 2005: 87, BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008: 305, KÖLLING et al. 2008b: 805) ist mit synökologischen Veränderungen in den interspezifischen Wechselbeziehungen (wie Konkurrenz) zu rechnen (WALTHER et al. 2002: 393, AMMER 2009: 200). Allerdings ist auch durch die heutigen

stark fragmentierten Landschaften die Vulnerabilität von Populationen im Zuge des Klimawandel stark erhöht (THUILLER et al. 2005: 8248). Anzunehmen ist, dass sie die Artenverbreitung sowie die Produktivität von manchen (Baum-)Arten reduziert und bei anderen erhöht. Unter Umständen kann es zu einem Artensterben kommen (IPCC 2007: 10ff.). Laut HAMRICK (2004: 328f.) haben Waldbäume dennoch, dank ihrer Langlebigkeit und ihrer in der Regel hohen innerartlichen genetischen Vielfalt in den Populationen sowie aufgrund von hohen Raten der Pollenausbreitung und einem dadurch bedingten hohen Genfluss, eine erhöhte Fähigkeit, resistent und resilient gegenüber Umweltveränderungen zu sein. Hinzu kommt, dass erwartete Veränderungen oder Störungsregime (DALE et al. 2001: 732) als Katalysator von individuellen, spezifischen oder systemischen Anpassungen dienen können (SYKES & PRENTICE 1996). Aus der Sicht der Forstwirtschaft ist jedoch eine Stabilität der Bestände zu erzielen, wobei Managementstrategien Störungen minimieren (DALE et al. 2001: 730) und damit der Bestandsstabilität erhöhen können. Dafür werden heute schon zahlreiche, durchaus allgemeingültige (strategische und waldbauliche), regional bis lokal abgestimmte Maßnahmen empfohlen (*e.g.* DEUTSCHER BUNDESTAG 1992, DALE et al. 2001, ZEBISCH et al. 2005, KÖLLING & AMMER 2006, MUFV-RLP 2007, BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008, BMUNR 2008, CEC 2009, LANDTAG RHEINLAND-PFALZ 2009). Erforderlich sind schon heute spezifische regionale bzw. lokale Anpassungsmaßnahmen, was wiederum eine spezifische Kenntnis über die Eigenschaften und Anpassungsfähigkeiten der Standorte und Gehölzarten notwendig macht. Die Zeit und die Kapazität alle Zusammenhänge zu erforschen sind aber nicht vorhanden und die in der Forstwirtschaft und -wissenschaft verbreiteten wissenschaftlichen Methoden zum Erkenntnisgewinn – Beobachtung und Experiment – können unter den sich forstlich gesehen rasch ändernden Bedingungen des Klimawandels und den daraus folgenden Veränderungen der Rahmbedingungen nicht alle Fragen beantworten (KÖLLING 2011: 15f.). Infolgedessen kann festgestellt werden, dass bezüglich der künftigen Wirkungen des Klimawandels auf Waldökosysteme eine erhebliche Anzahl von Studien auf Literaturauswertungen und Modellierungen basiert und hingegen nur eine Minderheit auf empirisch basierten Studien (MILAD et al. 2011: 831). Dank des aktuellen Standes der Forschung bei den Klimamodellen und Wirkmodellen sind Szenarioanalysen möglich, die Erkenntnisse über die Richtung und mögliche Größenordnung von Veränderungen generieren, ohne dass es sich hierbei um konkrete Vorhersagen handelt (MILLAR et al. 2007: 2146). Trotz der Vielfalt an Ungewissheiten, die eine vorsichtige Interpretation von Simulationsergebnissen erfordert, sind Modelle geeignete Instrumente und Arbeitsgrundlagen in der Forschung zu den Folgen des Klimawandels auf den Wald (LINDNER 1999: 2). Hinsichtlich der Unsicherheiten betonen PROFFT & FRISCHBIER (2008: 23) die Bedeutung von Simulationen mit mehreren Modellen, wobei auch breitgefächertere Annahmen berücksichtigt werden können. „Akzeptierend, dass die Zukunft anders sein wird als die Vergangenheit und die Gegenwart“ (MILLAR et al. 2007: 2145), hebt KÖLLING (2011: 16) hervor, dass die Modellierungen nicht auf eingeschränkten lokalen und historischen Referenzen basieren sollten, sondern auf allgemeingültigen naturwissenschaftlichen Fakten.

Weltweit wird die Herausforderung einer Forschung hinsichtlich der Klimawandelfolgen für die Waldökosysteme wahrgenommen. Auf sehr unterschiedlichen Maßstabsebenen wird auf

die verschiedensten Facetten des Problemkomplexes eingangen. Somit leisten auch internationale Kooperationsprojekte (*e.g.* ECHOES, MOTIVE, BACCARA, REINFORCE, TRANZFOR, FOREADAPT) Forschung- und Diskussionsbeiträge zu den Folgen und Anpassungsoptionen. Ebenso existiert Forschung zu den Klimawandelfolgen und möglichen Anpassungsnotwendigkeiten bezogen auf Wälder in den verschiedenen deutschen Bundesländern (BOLTE et al. 2009a: 270). Diese Untersuchungen unterscheiden sich landesspezifisch aufgrund der regionalen Gegebenheiten in Bezug auf ihre Schwerpunkte. Im Allgemeinen werden aber szenarienbasierte, flächendeckende Aussagen zu den künftigen Risiken bzw. zur Eignung der verschiedenen Hauptbaumarten und Waldtypen angestrebt. Auf statistisch basierte Analysen des europaweiten Vorkommens von Baumarten stützen sich FALK (2011) sowie MICHIELS et al. (2010) bei der Modellierung und Projektion der „Baumartenverbreitung“ unter heutigen und künftigen Klimabedingungen für die Länder Bayern bzw. Baden-Württemberg. Ebenfalls für Baden-Württemberg wenden NOTHDURFT et al. (2012) mathematische Methoden für Prognosen der künftigen „Baumarten-Bonität“ an. Vergleichbar hierzu sind Arbeiten von ALBERT & SCHMIDT (2012), welche eine Einschätzung der Baumarten- „Standort-Leistungsfähigkeit“ für den Zuständigkeitsbereich der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt vornehmen (Hessen, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Schleswig-Holstein). Gestützt auf vegetationsökologische und bioklimatische Zusammenhänge schätzen JENSSEN (2009) sowie SCHLUTOW et al. (2010) die „Veränderungen der Pflanzen- und Waldgesellschaften“ für das Nordostdeutsche Tiefland bzw. Thüringen ab. Eine künftige „Standortgerechte Baumartenwahl“ anhand von Standortsänderungen und Baumartenansprüchen ist für Nordrhein-Westfalen unter verschiedenen normativ definierten Klimavarianten durch ASCHE & SCHULTZ (2011) beschrieben worden. Vielfältige weitere regionalspezifische Forschungsthemen rund um künftige Gefahren wie Trockenstress (SUTMÖLLER et al. 2012), Waldbrand (KROPP et al. 2009), Insektenkalamitäten (PETERCORD & LOBINGER 2011) und Sturmwürfe (FRÖHLICH et al. 2012) oder hinschtlich des Anpassungspotenzials bezogen auf unterschiedliche Provenienzen (MÜLLER et al. 2012) oder auch in Bezug auf neue, gebietsfremde Baumarten (SCHMIEDINGER et al. 2009) werden außerdem regionalspezifisch untersucht. Neben regionalen Betrachtungen der Klimawandelfolgen wurden unterschiedliche flächendeckende Ansätze auch bundesweit durchgeführt. Die Klimahüllen von 27 Waldbaumarten (KÖLLING 2007) lieferten erste Eindrücke möglicher Veränderungen der potenziellen natürlichen klimatischen Nische der Baumarten beim Vergleich von heutigen zu künftigen Klimabedingungen. Nach der Methode von KÖLLING et al. (2008a) wurde in der Arbeitsgruppe Wald der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel (AG WALD 2010) eine flächendeckende Abschätzung des Anbaurisikos für die Fichte in Deutschland erstellt. Als Produkt eines Verbundprojektes der Bundesministerium für Bildung und Forschung wurde ein Web-basiertes Entscheidungsunterstützungssystems *Decision Support System - Wald und Klimawandel* (DSS-WuK) (unter http://www.dss-wuk.de seit 2010 abrufbar) geschaffen. Für unterschiedliche Zeiträume und Klimaprojektionen wurden vielfältige Methoden angewendet und Modelle entwickelt, die abiotische und biotische Stressfaktoren berücksichtigen und auf regionaler oder sogar Bestandsebene interaktiv eine Risikobeurteilung der Waldbewirtschaftung deutschlandweit ermöglichen (JANSEN et al. 2008). Der *Deutsche Klimaatlas* des Deutschen

Wetterdienstes erfasst ebenso deutschlandweit und flächendeckend verschiedene relevante Elemente bzw. Größen für den Sektor Forstwirtschaft (unter www.deutscher-klimaatlas.de/forstwirtschaft seit 2012 abrufbar). Neben Auswertungen zur Vergangenheit und Gegenwart werden anhand verschiedener Zeiträume und Klimaprojektionen die Ergebnisse von Zukunftssimulationen u.a. für einen Waldbrandindex oder die Winterhärte interaktiv dargestellt.

Nach dem Bericht der Enquete-Kommission *Schutz der Grünen Erde* (DEUTSCHER BUNDESTAG 1994), der die deutsche Politik u.a. auf die Wirkungen des Klimawandels auf die deutschen Wälder aufmerksam machte, weist auch die Studie des Umweltbundesamtes von 2005 *Klimawandel in Deutschland – Vulnerabilität und Anpassungsstrategien Klimasensitiver Systeme* (ZEBISCH et al. 2005: 189f.) auf Südwestdeutschland, mit einem klaren Fokus auf den Oberrheingraben, als eine der anfälligsten Regionen Deutschlands, auf die „hohe Vulnerabilität" des forstwirtschaftlichen Sektors hin. Mit einer detaillierteren Betrachtung greifen der *Klimabericht Rheinland-Pfalz* von 2007 (MUFV-RLP 2007) und der Bericht der Enquete-Kommission *Klimawandel* (LANDTAG RHEINLAND-PFALZ 2009) diese Problematik auf. Anhand der aktuellen Klimathematik formulieren beide Berichte sektor- und regionalspezifische Anfälligkeiten bzw. Potenziale für Rheinland-Pfalz. Zur Betroffenheit von Waldökosystemen bzw. des Forstwirtschaftssektors erfolgt neben der Skizzierung der allgemeinen Folgen und möglicher Anpassungsmaßnahmen auch der Hinweis auf die Dringlichkeit, die Vulnerabilität der rheinland-pfälzischen Wälder zu untersuchen.

Neben dem vorliegenden Projekt, das sich in methodisch umfangreicher Form flächendeckend mit den möglichen Folgen und Anpassungsoptionen bezogen auf die rheinland-pfälzischen Wälder auseinandersetzt, steht eine Reihe weiterer Forschungsprojekte (bzw. -teilprojekte) in direktem oder indirektem Zusammenhang mit der angesprochenen Thematik, von denen hier einige kurz erwähnt werden sollen (vgl. auch www.kwis-rlp.de):

- **ForeStClim - Transnationale Waldbewirtschaftungsstrategien unter den Bedingungen regionaler Klimaänderungen (**EU INTERREG IVB, Koordination Landesforsten Rheinland-Pfalz**):** In einem internationalen Netzwerk werden transnational abgestimmte, regional differenzierte Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung und den Waldschutz entwickelt, als Beitrag zur ökologischen und ökonomischen Stabilität der Wälder in Nordwest-Europa. Verschiedene Teilprojekte haben in Rheinland-Pfalz ihren Untersuchungsraum wie:
  - Digitale Standortsprognose für Waldstandorte in Rheinland-Pfalz (GAUER et al. 2012)
  - Fernerkundungsbasierte Erfassung von Trockenstress in Buchenbeständen (HILL et al. 2011)
  - Physiologische Wechselwirkungen zwischen Buche und Douglasie im Mischbestand anhand der Versuchsfläche Merzalben - Pfälzerwald (HAßDENTEUFEL et al. 2010)

  - o Wasserhaushalt in Waldbeständen anhand der Versuchsfläche Merzalben - Pfälzerwald und anhand des Gitternetzes der Bodenzustandserhebung-II (KARL et al. 2012)

- **Klimawandel und Trockenstress von Baumarten in Rheinland-Pfalz: Validierung und Erweiterung von Regionalisierungsansätzen unter Berücksichtigung von ökonomischen Effekten (**Universität Trier, Fachbereich VI, Physische Geographie**):** Erweiterung des Trockenstressindikators aus dem Projekt KlimLandRP für Buchenbestände, Fichtenbestände und Waldumbauflächen (Fichte mit Vorausverjüngung Buche). Validierung der Ergebnisse für das Jahr 2003 mit Hilfe von Fernerkundungsdaten. Entwicklung und Test eines Ansatzes zur gekoppelten ökonomisch-ökologischen Modellierung von Klimawandelfolgen. Dabei dient das Pflanzenwachstumsmodell STICS der Ableitung von Effekten des Klimawandels auf ökonomisch relevanten Variablen.

- **Geomathematisch relevante konstruktive Approximation lokaler Datensysteme am Anwendungsbeispiel Waldbrandmodellierung (**Technische Universität Kaiserslautern, AG Geomathematik**):** Durch den Klimawandel werden höchstwahrscheinlich zukünftig auch Wälder in Rheinland-Pfalz in stärkerem Maße durch Waldbrand gefährdet. Einerseits bedingt durch veränderten Impact und andererseits durch anfälligere Systeme (*e.g.* lichte Kiefernwälder auf trockenen Standorten). Es sollen sowohl die Einflüsse der Umwelt und des Menschen als auch die Vulnerabilität hinsichtlich der Auslösung von Waldbränden in einem Testraum untersucht werden. Verschiedene Waldbrandmodelle werden verglichen und Projektionen in die Zukunft abgeleitet.

- **Regionale bis lokale Anpassungsoptionen für die rheinland-pfälzischen Wälder im Klimawandel (**Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Landespflege**):** Entwicklung regionaler bis lokaler flächendeckender Anpassungsoptionen für die rheinland-pfälzischen Wälder im Klimawandel durch Erweiterung und Vertiefung verschiedener methodischer Ansätze zur Baumarten- und Waldtypeneignung, ausgehend von KlimLandRP, unter Berücksichtigung mehrerer Klimaprojektionen.

- **Kohlenstoffumsatzraten von Waldböden in Rheinland-Pfalz (**Universität Koblenz-Landau, Institut für integrierte Naturwissenschaften, Geographie**):** Böden besitzen eine herausragende Bedeutung als Kohlenstoffspeicher in Ökosystemen. Ob sie als Senke oder Quelle fungieren, ist abhängig von den Kohlenstoffumsatzraten. In diesem Projekt werden mit Hilfe innovativer Isotopenmethoden C-Umsatzraten in Waldböden bestimmt und δ13C- Tiefenprofile der Standorte erstellt. Zur Validierung der Werte werden die organische Auflage und der Streufall unter Berücksichtigung des Wurzeleintrags bilanziert. Mit Laborinkubation oder Respirationsmessung werden potenzielle Umsatzraten be-

stimmt. Varianz-analytische und geostatistische Verfahren werden anschließend zur Regionalisierung angewandt.

- **Moore in Hunsrück und Eifel (**EU Life, Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz**):** Für die Hang-, Hoch- und Zwischenmoore des Hunsrücks und der Eifel mit ihren spezifischen Pflanzengesellschaften und lebensraumtypischem Arteninventar besteht aufgrund der Seltenheit und starken Bedrohung die dringende Notwendigkeit zum Erhalt und zur Wiederherstellung. Dabei werden an diese Lebensräume gebundene Arten gefördert bzw. soll deren Rückgang aufgehalten werden. Des Weiteren gilt es, die von Moorlebensräumen ausgehende CO_2-Freisetzung zu stoppen und deren CO_2-Bindung wieder zu aktivieren. Bewusstseinsbildung über den Zusammenhang von Natur-, Arten- und Klimaschutz, Sensibilisierung für die Bedeutung von Mooren sind Zielsetzungen.

- **EVENT III (**Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, AG Geoökologie/ Physische Geographie**):** In Kooperation zu einem großen Parallelprojekt an der Universität Bayreuth werden Schlüsselarten (wichtige Baum- oder Grasarten) aus verschiedenen Regionen Europas auf ihre Reaktion auf extreme Sommerdürre hin untersucht. Es werden häufige europäische Pflanzenarten experimentell untersucht und einer extremen Dürre im Frühsommer ausgesetzt.

- **Ausbreitung invasiver Neophyten in Rheinland-Pfalz (**Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Geoökologie/ Physische Geographie**):** Grundlagenforschung zur mittelfristigen Ermittlung der Ausbreitung der Neophyten *Fallopia japonica*, *Rubus armeniacus*, *Impatiens glandulifera* und *Phytolacca americana* und der damit einhergehenden Folgen für die Biodiversität und Ökosystemfunktionen. Die Invasivität wird untersucht und eine rasterbasierte Darstellung des Ausbreitungsverhaltens der untersuchten Arten in Rheinland-Pfalz modelliert.

3 Klima in Rheinland-Pfalz

3.1 Referenzklima in Rheinland-Pfalz

Aufgrund seiner geografischen Lage ist Rheinland-Pfalz von einem westeuropäisch-atlantischen Klima geprägt, in dem milde Winter, gemäßigte Sommer und jährliche hohe Niederschläge typisch sind (MWKEL-RLP 2012). Die Klimabedingungen sind aber innerhalb von Rheinland-Pfalz, dank der Orografie des Landes, gegensätzlich. Während der Oberrheingraben oder die Moselregion zu den wärmsten und trockensten Regionen Deutschlands zählen, ist das Klima in Hunsrück, Eifel und Westerwald sowie im Taunus rau und niederschlagsreich (MUFV-RLP 2007). Durch den dominierenden Westwind sind die Höhenlagen deutlich von einem atlantischen Klima geprägt, wodurch vor allem auf den Luv-Seiten ein Niederschlag von über 1000 mmJ^{-1} erreicht wird. Auf den Lee-Seiten und in den Tälern der großen Flüsse ist das Klima eher kontinental gefärbt, mit deutlich niedrigeren Niederschlägen bis zu 500 mmJ^{-1} im nördlichen Oberrheinischen Tiefland. Ebenso folgt die Temperatur einem Höhen-Gradienten von 6°C auf den höchsten Höhen bis zu einem Jahresmittel von 10°C in den Tälern der großen Flüsse (MULEWF-RLP 2012).

Um die Witterungsvariabilität abzudecken und statistische Kenngrößen für die verschiedenen klimatologischen Parameter mit befriedigender Genauigkeit bestimmen zu können, fassen klimatologische Referenzperioden in der Regel 30 Jahre zusammen (MWKEL-RLP 2012). In der Klimawandelforschung wird deshalb i.d.R. ebenfalls eine 30-jährige Betrachtungsperiode angewendet. In der vorliegenden Arbeit wird der Zeitraum von 1971-2000 als Vergleichsperiode bzw. Referenzzeitraum verwendet. Für die mittlere Temperatur und die Niederschlagssumme, getrennt nach meteorologischem Jahr (Dezember bis November) und forstlicher Vegetationszeit (Mai bis September), zeigen die Abbildungen 3.1 und 3.2 die 30-jährigen Mittel des Referenzzeitraums.

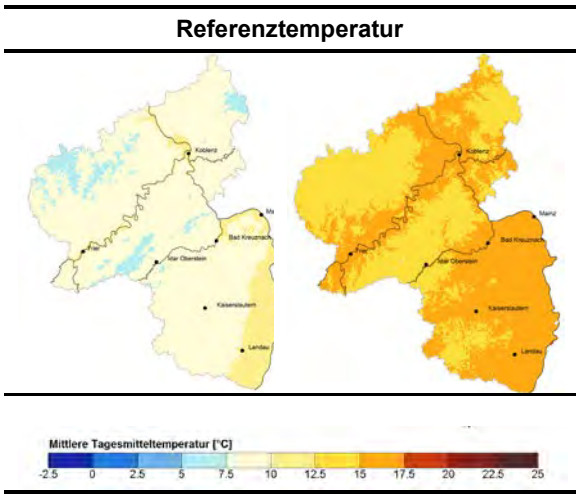


Abb. 3.1: Langjähriges Mittel (1971-2000) der Tagesmitteltemperatur im meteorologischen Jahr (Dez.-Nov.) (links) und in der forstlichen Vegetationszeit (Mai-Sep.) (rechts) (MWKEL-RLP 2012).

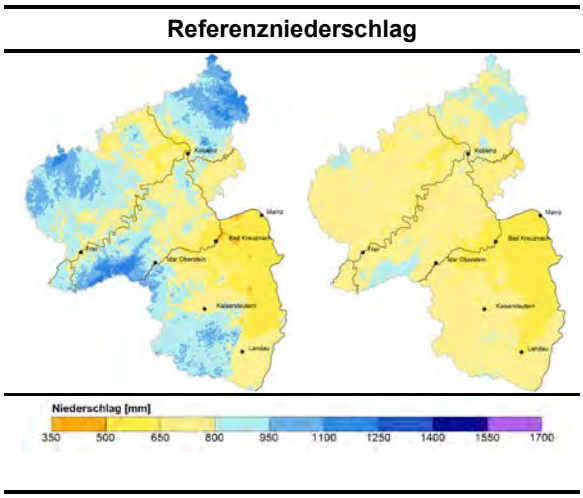


Abb. 3.2: Langjähriges Mittel (1971-2000) der Niederschlagssumme im meteorologischen Jahr (Dez.-Nov.) (links) und in der forstlichen Vegetationszeit (Mai-Sep.) (rechts) (MWKEL-RLP 2012).

Die Niederschlagsverteilung sowie die Temperaturbedingungen sind für die Ausbildung des Waldbildes in Rheinland-Pfalz wesentliche Parameter. Während wärmeliebende Baumarten wie Eichen, Elsbeere und Speierling in den niederschlagsarmen Gebieten der planaren bis kollinen Wärmestufen (Temperatur in der Vegetationszeit höher als 14°C) verbreitet sind, ist der Schwerpunkt der Fichte eher auf das kühl-feuchte Höhenklima der submontanen- bis montanen Stufe konzentriert (Temperatur in der Vegetationszeit unter 14°C) (MULEWF-RLP 2012).

3.2 Klimawandel in Rheinland-Pfalz

„Auch in Rheinland-Pfalz ist der Klimawandel bereits Tatsache“ – MUFV-RLP 2007: 21. Beobachtungen zeigen eine Erhöhung der Temperatur um 0,8°C für den Zeitraum von 1901-2004. Auf der lokalen Ebene ist die Veränderung teilweise sogar höher. Die generelle Temperaturerhöhung ist am stärksten in den Wintermonaten auszumachen (bis +2°C), bei einer gleichzeitigen Abnahme der Anzahl von Frosttagen, gefolgt von den Veränderungen der mittleren Sommer- und Frühlingstemperaturen (bis +1,5°C), wobei die Anzahl von Sommertagen zugenommen hat. Die Veränderung der Niederschlagsverhältnisse sind in Rheinland-Pfalz regional deutlich unterschiedlich ausgeprägt – sowohl hinsichtlich der Menge wie auch hinsichtlich der jahreszeitlichen Verteilung. Trendanalysen des Zeitraums von 1952-2004 belegen eine Umverteilung der Niederschläge im Jahresverlauf, d.h. Frühling, Herbst und Winter werden tendenziell feuchter, während die Sommermonate hingegen deutliche Abnahmen der Niederschläge verzeichnen (MUFV-RLP 2007: 21ff.). Entsprechende phänologische Beobachtungen belegen diese Veränderungen und stellen beispielhaft ihre Wirkungen auf die natürlichen Systeme dar (Abbildung 2.4).

3.2.1 Klimaprojektionen für die Zukunft: Regionale Modelle und Ensembledarstellungen

Wie unter Abschnitt 2 bereits erwähnt, ist die Projektion des künftigen Klimas einer Region anhand von Szenarien der Treibhausgasemissionen mittels Klimamodellen zuerst auf einer Globalskala und danach über die Anwendung von Downscaling-Verfahren auf einer Regionalskala möglich. Über die für den deutschen Raum verfügbaren 200 x 200 km aufgelösten ECHAM5-MPI-OM[1] Globalklimaprojektionen sind mittels dynamischer und statistischer Downscaling-Verfahren Regionalmodelle entwickelt worden. Die Modelle REMO[2], REMOX[3] und CLM[4] basieren auf dynamischen Verfahren, bei denen innerhalb einer Teilregion des globalen Modells die physikalischen Prozesse mit höherer räumlicher Auflösung berechnet werden. Die Modelle $WETTREG_{2006}$[5], $WETTREG_{2010}$[6] und Star[7] basieren auf Verfahren, bei denen sich statistische Beziehungen zwischen gegenwärtigen- bzw. vergangenheitsbezogen großräumigen Klimamustern identifizieren und in zukunftsgerichtete Projektionen übertragen lassen (MWKEL-RLP 2012).

Trotz der Komplexität solcher Modelle sind ihre Ergebnisse nicht als Vorhersage anzunehmen, sondern als Projektion. Es gibt kein Optimalmodell und wie von VINER (2002) in Abbildung 2.3 dargestellt, steigt mit der Verfeinerung der räumlichen oder zeitlichen Auflösung der Unsicherheitsgrad bei der Aussage. Der wissenschaftlich geeignete Ansatz damit umzugehen, basiert auf der Analyse von multiplen Simulationen, die eine Spannbreite der möglichen Klimaveränderung abbilden – ein Ensemble. Obwohl alle Projektionen mögliche Klimaentwicklungen darstellen, erscheint ein „Durchschnittswert“ aller Projektionen am wahrscheinlichsten (LINKE et al. 2010: 3). Auf der Grundlage des Emissionsszenarios A1B (vgl. Abschnitt 2) werden in den Abbildungen 3.3 und 3.4 die Multi-Modell Ensembleergebnisse für die Klimaparameter Niederschlagssumme und mittlere Temperatur im meteorologischen Jahr sowie in der forstlichen Vegetationszeit bis Ende des Jahrhunderts dargestellt.

[1] ECHAM5-MPI-OM : Max-Planck-Institut (MPI) für Meteorologie (Hamburg).

[2] REMO10: MPI für Meteorologie (Hamburg), i. A. des Umweltbundesamtes, 2006.

[3] s. Fußnote 2

[4] CLM: Gruppe Modelle & Daten MPI für Meteorologie (Hamburg) in Zusammenarbeit mit BTU (Cottbus), GKSS (Geesthacht) und PIK (Potsdam).

[5] $WETTREG_{2006}$: Meteo-Research / CEC (Potsdam) GmbH i. A. des Umweltbundesamtes, 2006.

[6] $WETTREG_{2010}$: CEC (Potsdam) GmbH i. A. des Umweltbundesamtes, 2010.

[7] STAR2: Gruppe Klimaanalyse/ -szenarien des Forschungsbereichs II, PIK (Potsdam).

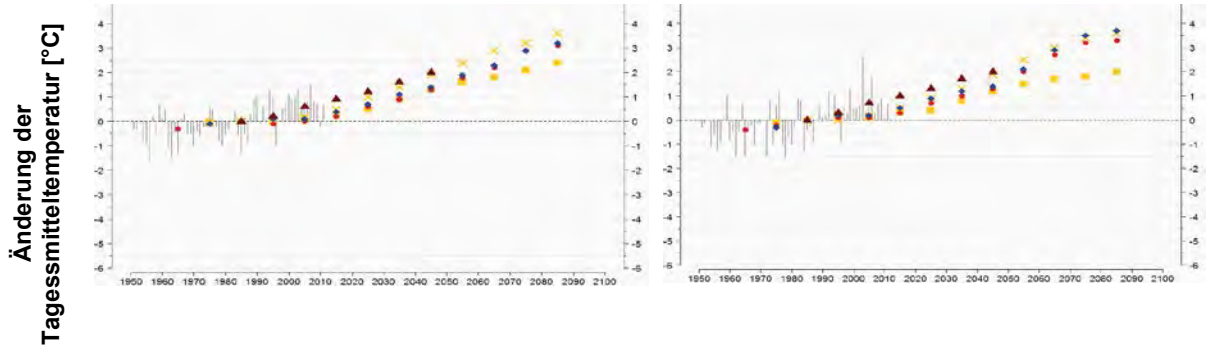


Abb. 3.3: Modellensemble der Niederschlagsänderung für das Emissionsszenario A1B bis Ende des Jahrhunderts für die Betrachtungszeiträume meteorologisches Jahr (Dez-Nov) (links) und forstliche Vegetationszeit (Mai-Sep) (rechts). Alle Angaben beziehen sich auf Änderungen gegenüber dem 30-jährigen Mittel des Zeitraums 1971-2000 (MWKEL-RLP 2012).

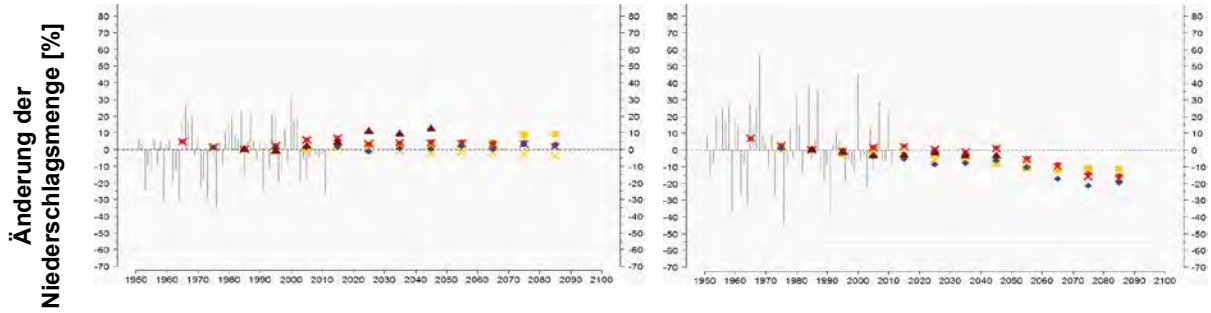
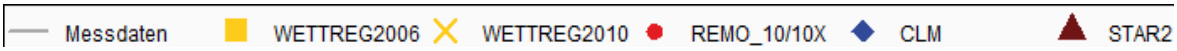


Abb. 3.4: Modellensemble der Tagesmitteltemperaturänderung für das Emissionsszenario A1B bis Ende des Jahrhunderts für die Betrachtungszeiträume meteorologisches Jahr (Dez-Nov) (links) und forstliche Vegetationszeit (Mai-Sep) (rechts). Alle Angaben beziehen sich auf Änderungen gegenüber dem 30-jährigen Mittel des Zeitraums 1971-2000 (MWKEL-RLP 2012).



Die Multi-Modell Ensembledarstellung für die verschiedenen klimatischen Parameter bis zum Ende der 21. Jahhunderts deutet auf einen ähnlichen Entwicklungstrend bei den unterschiedlichen Modellen hin. Zu erwarten ist, dass die mittleren Temperaturen sowohl für das Jahr als auch für die Vegetationszeit im Verhältnis zu den Referenzwerten zunehmen. Ebenso ist ein Trend bei der Ensembledarstellung der Niederschlagsänderungen festzustellen. Während die Jahressumme sich eher wenig verändert, ist für die Vegetationszeit eine deutliche Abnahme zu bemerken. Die Modelle unterscheiden sich allerdings durchaus wesentlich im Ausmaß der Veränderung. Bezüglich der Temperaturen wird für beide Betrachtungszeiträume ein Korridor von ca. +2°C ($WETTREG_{2006}$) bis ca. +3,5°C ($WETTREG_{2010}$ und CLM) erkennbar. Bei den jährlichen Niederschlägen am Ende des Jahrhunderts umfasst die Spannweite eine Zunahme von ca. 10% ($WETTREG_{2006}$) bis zu einer Abnahme von ca. 5% ($WETTREG_{2010}$), während die Simulationen für die Vegetationszeit einen Korridor zwischen -10% ($WETTREG_{2006}$) bis -20% (CLM) andeuten. Die Größenordnungen dieser Veränderungen können durchaus regional unterschiedliche Wirkungen entfalten. So werden die Folgen eines

Niederschlagsrückgangs in heute schon trockenen Gebieten viel bedeutender sein, als in heute noch niederschlagsreichen Gegenden. Deswegen ist neben den Unterschieden im Ausmaß der Veränderungen deren differenzierte räumliche Ausprägung bei den verschiedenen Modellen bzw. Simulationen ebenso zu beachten (vgl. MWKEL-RLP 2012 unter www.kwis-rlp.de).

3.2.2 Verwendete Klimadaten

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit, in der vor dem Hintergrund des Klimawandels verschiedene Wirkungsmodelle und Methoden anzuwenden waren (s. Abschnitt 5), war eine durchgängige Multi-Modell-Betrachtung nicht leistbar. Die Auseinandersetzung mit den Klimawandelfolgen für den Wald in Rheinland-Pfalz konzentriert sich daher auf Klimaprojektionen des vorhergehend erwähnten Regionalmodells WETTREG$_{2006}$.

WETTREG$_{2006}$ ist ein statistischer Wettergenerator, der bei der Erzeugung von Stationszeitreihen eine entsprechend große räumliche Auflösung liefert, wie sie von Messdaten der Klima- und Niederschlagsstationen zur Verfügung stehen. Über der Erzeugung von mehreren gleich wahrscheinlichen Realisationen (fiktive Zeitreihen) für jede Dekade wird die Modellvariabilität berücksichtigt, um somit relativ sichere Abschätzungen ermöglichen zu können. Innerhalb der verschiedenen Realisationen (i.d.R. zehn) werden diejenigen identifiziert, bei denen der Niederschlag im Mittel besonders hoch, besonders niedrig oder durchschnittlich ist. Diese Realisationen werden dementsprechend als „trocken“ (tro), „feucht (feu) und „normal“ (nor) bezeichnet (SPEKAT et al. 2007: 11ff.). Eine Realisation „mittel“ kann somit für die Mittelwerte alle Realisationen verwendet werden.

Simulationszeitreihen von WETTREG$_{2006}$ stehen mit Hilfe des *interaktiven Diagnose- und Präsentationstools*[8] (IDP) für die Emissionsszenarien A1B, A2 und B1 für alle Realisationen bis zum Jahr 2100 zur Verfügung. Neben nach Tageswerten aufgelösten Zeitreihen und zahlreichen möglichen stationsbezogenen Auswertungsoptionen erlauben die abstandsgewichteten Interpolationsverfahren die Übertragung der Punktwerte in die Fläche (KREIENKAMP & SPEKAT 2007: 11). Im Rahmen des Projektes KlimLandRP wurde darüber hinaus ein geostatistisches Interpolationsverfahren durchgeführt, das hoch aufgelöste Informationen für den Raum Rheinland-Pfalz liefert – INTERMET[9]. Mit einer 1 x 1 km Auflösung sind Projektionen von verschiedenen Klimaparametern für die Emissionsszenarien A1B und A2 sowie den Realisationen „trocken“ und „normal“ für die Zeiträume 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100 berechnet worden. Unterschiedliche zeitliche Auflösungen – monatlich und täglich – stehen zudem, je nach Klimaprojektion, zur Verfügung (WAGNER & GERLINGER 2009).

[8] Interaktives Diagnose und Präsentationstool (iDP): Climate and Environment Consulting GmbH (Potsdam) (KREIENKAMP & SPEKAT 2007).

[9] HYDRON GmbK (Karlsruhe) (WAGNER & GERLINGER 2009).

3.2.2.1 Klimakorridor

Trotz der Einschränkung auf ein regionales Klimamodell entsteht bei der Verwendung von drei Emissionsszenarien und zehn Realisationen die Möglichkeit, einen Korridor aus mehreren Projektionen abzubilden, der gewissermaßen eine künftige mögliche Klimaentwicklung in Rheinland-Pfalz bis zum Ende des Jahrhunderts darstellt. Im Hinblick auf den klimatischen Einfluss auf Waldökosysteme wurden die relevanten klimatischen Parameter Niederschlagssumme in der forstlichen Vegetationszeit (Indikator für die Wasserversorgung als Grundlage für das Baumwachstum) und Jahresmitteltemperatur (Indikator für die Wärmeversorgung als Grundlage für die Waldverbreitung) für eine Klimaentwicklungs-Analyse ausgewählt. Die Analyse der Klimaentwicklung bis zum Ende des Jahrhunderts bei den verschiedenen verfügbaren Klimaprojektionen (s. Abbildung 3.5) zeigt, dass im Mittel für Rheinland-Pfalz die Klimaprojektionen für A1B-trocken und B1-feucht eine Spannweite der möglichen Klimaentwicklung abbilden bzw. einen Klimakorridor bis zum Ende des Jahrhunderts (die drei letzten Dekaden) aufspannen. Die Projektion für A2-normal bewegt sich etwa in der Mitte und beschreibt somit einen möglichen mittleren Bereich des Klimaentwicklungskorridors.

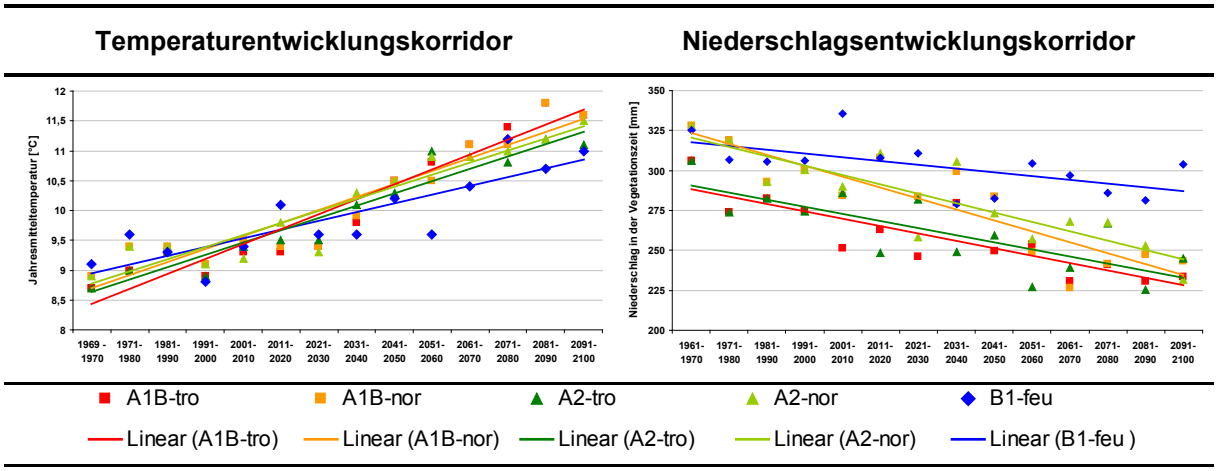


Abb. 3.5: Entwicklung der Dekadenmittel (und Trendlinie) der mittleren Jahrestemperatur (links) und der Niederschlagssumme in der forstlichen Vegetationszeit (rechts) bei verschiedenen Emissionsszenarien und Realisationen des Modells WETTREG$_{2006}$ im Verlauf des Jahrhunderts (Datenquelle: WETTREG$_{2006}$, IDP 2007).

Einschätzungen zur Eignung, zum Wachstum oder zur Vitalität der Baumarten und Wälder von Rheinland-Pfalz wurden ebenso für einen Zeitraum 2021-2050 (der nahen Zukunft) durchgeführt. Trotzt der oft großen Zeitspannen der Planung in der Forstwirtschaft sind Aussagen für die Mitte des Jahrhunderts wertvoll und hinsichtlich der Unsicherheit belastbarer. Weil die verschiedenen Klimaprojektionen sich für diesen Zeitraum hinsichtlich der Temperaturentwicklung nur wenig differenzieren (Abbildung 3.5), ist die Verwendung einer „durchschnittlichen“ Projektion möglich – A1B-normal. Obwohl weitere Parameter für die Eignung, das Wachstum oder die Vitalität von Baumarten entscheidend sein können, wird über die abgegrenzten Klimakorridore die Spannweite von möglichen Wirkungen des Klimawandels auf den Wald abgebildet, wie sie in der folgenden Abbildung 3.6 schematisch darstellt ist. Ob ein solcher Klimakorridor auch zu einem Ergebniskorridor führen wird, hängt von der Sensibi-

lität der nachfolgend verwendeten Verfahren und Methoden im Hinblick auf die Klimaparameter ab.

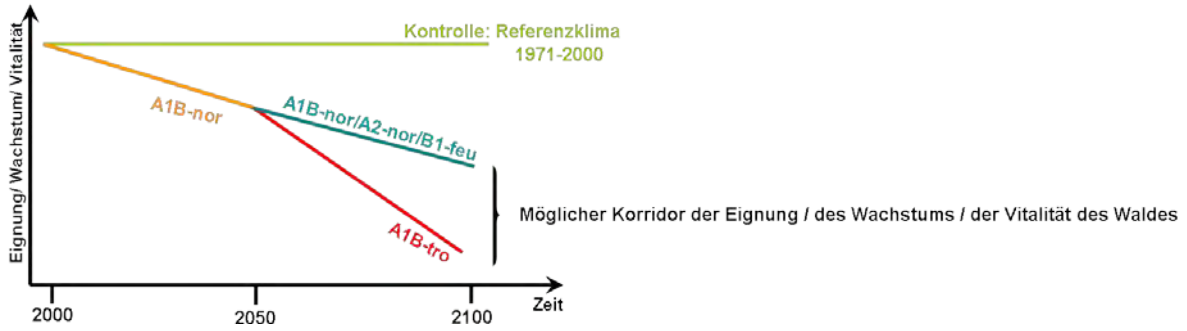


Abb. 3.6: Schematische Darstellung des erwarteten Ergebniskorridors, anhand des Klimakorridors infolge der verfügbaren Klimaprojektionen des Regionalmodells Wettreg2006.

In Abhängigkeit von der erforderlichen zeitlichen und räumlichen Auflösung von Klimadaten im Rahmen der bei verschiedenen Meilensteinen verfolgten methodischen Ansätze sind die jeweiligen Klimaprojektionen und entsprechenden Klimakorridore ausgewählt worden, wie in Tabelle 5.1 im Abschnitt 5 dargestellt.

3.2.2.2 Kontrolllauf und Klimaprojektionen

Die Interpretation der Zukunftsprojektionen erfordert auch eine Betrachtung der Qualität der Modelle anhand der Abbildung des Referenzklimas – d.h. anhand des Kontrolllaufs. Zum Vergleich der Projektionen des künftigen Klimas werden die Kontrollläufe des jeweiligen Modells herangezogen und nicht die Messdaten (LINKE et al. 2010: 2). Der Vergleich der Projektionen mit dem entsprechenden Kontrolllauf ist aber im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht immer leistbar gewesen. Verschiedene Ansätze basieren auf Beziehungsstrukturen zwischen Klima und Wald, Waldtypen oder Baumarten und erfordern deswegen einen direkten Vergleich zwischen realen (gemessenen) Klimaverhältnissen und realer (beobachteter) Bestockung. Solche Beziehungen können nicht anhand eines fiktiven Klimas betrachtet werden, sprich anhand des Kontrolllaufs eines Modells gemacht werden, weil sie nicht reale und aktuelle Bezüge widerspiegeln würden. Daher ist für die Interpretation der Ergebnisse zur künftigen Eignung, zum Wachstum oder zur Vitalität die Variation des Modells gegenüber den Messdaten zu betrachten. Die folgende Abbildung 3.7 stellt die flächendeckend regionalisierten Messdaten und die drei Kontrollläufe (in den verwendeten Realisationen „feucht“, „normal“ und trocken“) der klimatischen Parameter mittlere Jahrestemperatur und Niederschlagssumme in der Vegetationszeit für den Referenzzeitraum (1971-2000) dar. Unterschiede in der Auflösung der Darstellung ergeben sich infolge ungleichartiger Interpolationsverfahren, die bei den zwei Datenquellen verwendet wurden.

Messdaten	**Modell Kontrolllauf**		
	feucht	**normal**	**trocken**

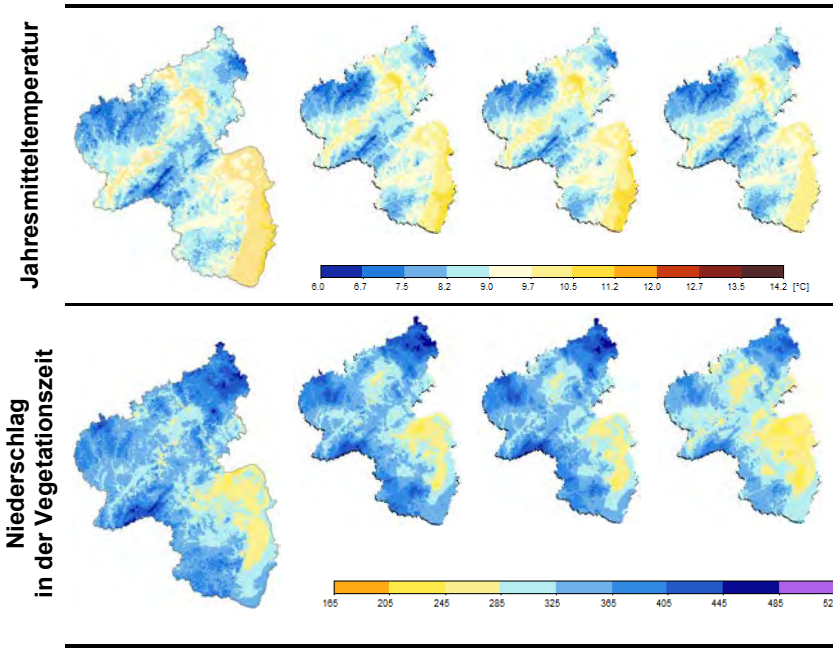


Abb. 3.7: 30-jährige langfristige Mittel des Referenzzeitraums (1971-2000) für die klimatologischen Parameter Jahresmitteltemperatur (oben) und Niederschlag in der Vegetationszeit (unten). Darstellung der Messdaten und Kontrollläufe des Modells WETTREG$_{2006}$ für die Realisationen feucht, normal und trocken (Datenquelle: Messdaten: DWD 2012; Kontrollläufe: WETTREG$_{2006}$, IDP 2007).

Durch die unterschiedliche Auflösung der Darstellungen ist der Vergleich zwischen den Messdaten und den Kontrollläufen (WETTREG$_{2006}$) z.T. schwierig. Die Modelle spiegeln in ihren verschiedenen Realisationen die reliefbedingte Variabilität von Rheinland-Pfalz gut wider. Bei der Temperatur zeigt sich eine regional gute Übereinstimmung zwischen Messdaten und Kontrollläufen, wobei die verschiedenen Läufe sich nur wenig differenzieren. Bei den Niederschlägen unterscheiden sich die Modellläufe erkennbarer. Neben einer generellen regionalen Übereinstimmung der regionalen Niederschlagsverteilung ist eine eher trockene bzw. eher feuchtere Tendenz bei den jeweils entsprechenden Realisationen zu erkennen.

Bei der Darstellung von Klimaveränderungen ist die Verwendung von absoluten Werten ungeeignet. Bezogen auf die heutigen Klimabedingungen sollte das Änderungssignal beispielsweise als prozentuale Veränderung angegeben werden, um damit den *Bias* des Modells zu berücksichtigen. Weil im Rahmen der vorliegenden Arbeit als Ausgangspunkte die Absolutwerte verschiedener Auflösungen verwendet wurden, werden in der folgenden Abbildung 3.8 die Klimaprojektionen der beiden vorhergehend genannten klimatischen Parameter für die jeweiligen Zeiträume und Emissionsszenarien dargestellt.

Nahe Zukunft	**Ferne Zukunft (2071-2100)**			
(2021-2050) A1B-nor	**B1-feu**	**A2-nor**	**A1B-nor**	**A1B-tro**

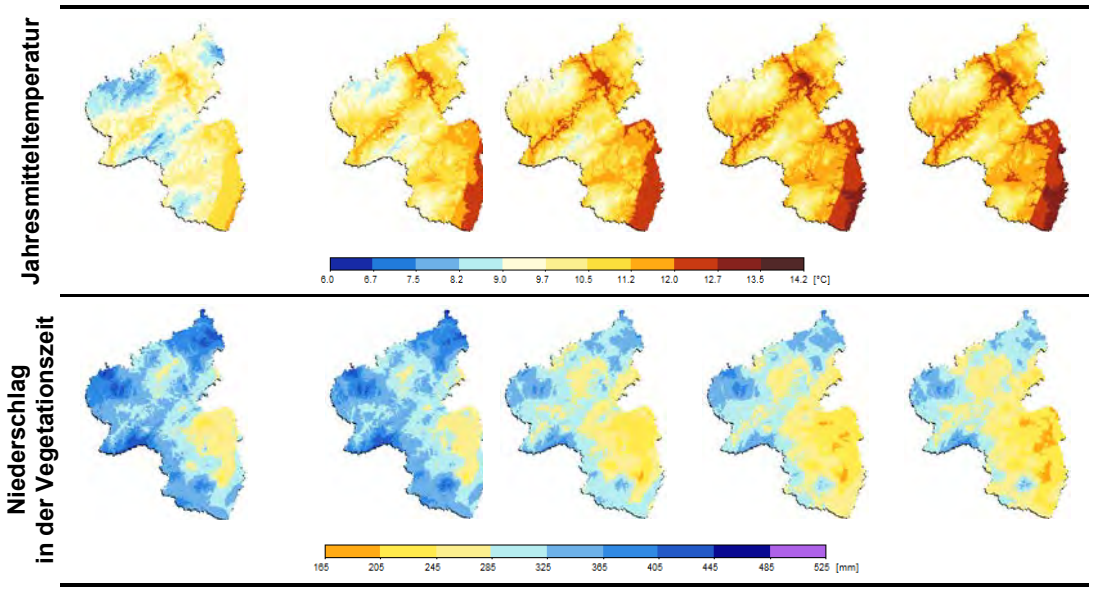


Abb. 3.8: 30-jährige langfristige Mittel ausgewählter Klimaprojektionen für die nahe Zukunft (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) für die klimatologischen Parameter Jahresmitteltemperatur (oben) und Niederschlag in der Vegetationszeit (unten) des Modells WETTREG2006. Während für die nahe Zukunft stets die Projektion basierend auf dem Emissionsszenario A1B-nor verwendet wurde, wird die ferne Zukunft, je nach methodischem Meilenstein, über mehrere Emissionsszenarien abgebildet.

Im Vergleich zum Referenzklima (s. Abbildung 3.7) ist schon in der nahen Zukunft beim Emissionsszenario A1B-normal landesweit mit einer erkennbaren Erhöhung der Jahresmitteltemperatur zu rechnen, die in den Höhenlagen sowie in Teilen des Rheingrabens mehr als +1°C ausmachen kann. Ein möglicher Rückgang des Niederschlags in der Vegetationszeit von ca. 25% kann vor allem in der planaren und kollinen Stufe hinzukommen. Die Projektionen für die ferne Zukunft deuten stärkere Veränderungen in Relation zum Referenzklima an. In den Höhenlagen sowie in den Tälern der großen Flüsse werden in Abhängigkeit von den Emissionsszenarien Erhöhungen bei der Jahresmitteltemperatur von 1,5°C (B1-feucht) bis zu 3°C (A1B-trocken) projiziert. Im Rahmen der regionalen Differenzierung und emissionsszenarioabhängig werden für die Vegetationszeit Rückgänge beim Niederschlag von 20% bis 40% angenommen.

4 Wald in Rheinland-Pfalz

In der Verteilung der Landnutzung spiegeln sich die verschiedenen geografischen Faktoren wie Geologie und Klima, aber auch die Geschichte des Menschen wider. Die Landnutzungskarte für Rheinland-Pfalz (Abbildung 4.1) offenbart die aktuell sehr ausgeprägte „Waldnutzung“ des Landes. Mit einer zunehmenden Tendenz ist die gegenwärtige Waldfläche (833.000 ha) größer als diejenige der Landwirtschaftsfläche und umfasst in etwa 42% der Landesfläche (MULEWF-RLP 2012) – dies ist der höchste relative Waldanteil deutschlandweit (BMVEL 2004: 20). Der Forstsektor (Forst-, Holz- und Papierwirtschaft) ist infolge dessen ein wichtiger Wirtschaftsbranche im Land (SEEGMÜLLER 2005: 57). Verschiedene Eigentumsarten sind in Rheinland-Pfalz vertreten (Abbildung 4.2), wobei der größte Flächenanteil den Kommunen gehört (als überwiegender Teil des Körperschaftswaldes) (MULEWF-RLP 2012). Mit seinen 45 Forstämtern stellt der Landesbetrieb *Landesforsten Rheinland-Pfalz* eine nachhaltige Waldbewirtschaftung sicher, indem er u.a. vielfältige Unterstützungsleistungen für die verschiedenen Eigentumsarten erbringt (PEFC-RLP 2010: 21).

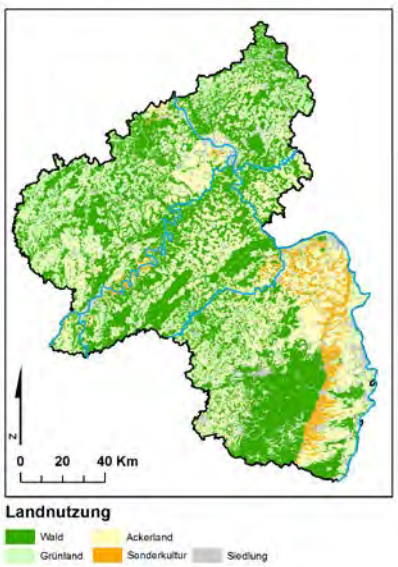


Abb. 4.1: Landnutzung in Rheinland-Pfalz (Datenquelle: ATKIS 2009).

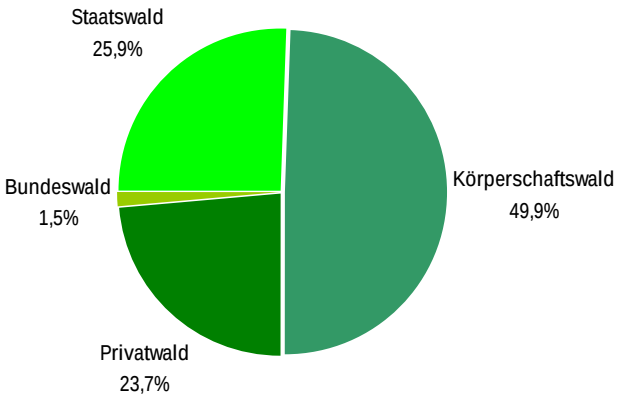


Abb. 4.2: Waldeigentümer in Rheinland-Pfalz (Datenquelle: MULEWF-RLP 2012).

Obwohl rd. 90% der rheinland-pfälzischen Fläche ursprünglich von Buchen- und Buchen-Eichen-Mischwäldern bedeckt waren, führten die Landwirtschaft sowie Holzverbrennung und Holzverbrauch als Folge der Industrialisierung zur großflächigen Entwaldung (LEONHARDT 2003: 491) vor allem in der Eifel, im Westerwald und im Hunsrück (HANKE 2003: 1). Infolge dessen erlebten diese Regionen mit Begin des 19. Jahrhunderts eine „enorme Wiederaufforstungswelle“ bei der überwiegend die vielversprechende, schnellwüchsige Baumarten Fichte und Kiefer, gerade auf ärmeren Böden, angepflanzt wurden. Nach der erneuten starken Übernutzung der Holzvorräte aufgrund der Folgen der beiden Weltkriege (inklusive Reparationshieben) nahm seit 1950 der rheinland-pfälzische Wald um 9,3% zu (LEONHARDT 2003: 491). Neben der Landnutzungsgeschichte prägt der geologische Aufbau den Waldcharakter in Rheinland-Pfalz. Der Norden zählt zum westlichen Teil der Deutschen Mittelgebirgsschwelle mit den Landschaftseinheiten *Rheinisches Schiefergebirge* und *Saar-Nahe Bergland*. Hier befinden sich die charakteristischen Waldlandschaften Eifel, Westerwald, Hunsrück und Taunus auf Schiefern und silikatischem Ausgangsstein. Den Süden bilden Teile des *mesozoischen Schichtstufenlandes* mit seinen Randgebieten und das Oberrheinische Tiefland mit den Landschaftseinheiten des Pfälzerwaldes, des Saarländisch-Pfälzischen-Muschelkalkgebietes und des Oberrheinischen Tieflandes, wobei der Bundstandstein-geprägte Pfälzerwald als waldreichste Landschaft Deutschlands gilt (MULEWF-RLP 2012). Die waldökologische Naturraumgliederung (GAUER & ALDINGER 2005) grenzt 16 Wuchsgebiete innerhalb von Rheinland-Pfalz ab, was einer erheblichen landschaftlichen Vielfalt entspricht (Abbildung 4.3).

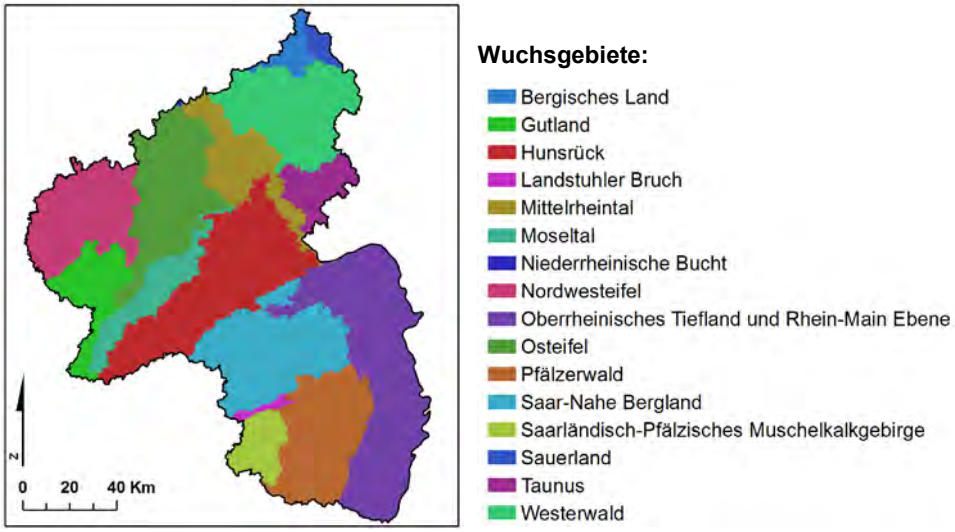


Abb. 4.3: Waldökologische Naturraumgliederung für Rheinland-Pfalz nach GAUER & ALDINGER (2005).

Gemäß der von Landesforsten angestrebten Nachhaltigkeit in der Waldbewirtschaftung ist das Konzept des naturnahen Waldbaus „die beste Strategie den Wald zu schützen, seine Leistungsfähigkeit für den gesamten Naturhaushalt zu erhalten und die vielfältigen Bedürf-

nisse der Waldnutzer und Waldnutzerinnen zu befriedigen“ – MULEWF-RLP (2012). Ausgehend von diesem Konzept und als Resultat natürlicher und anthropogener Faktoren wird die heutige Baumartenzusammensetzung in Rheinland-Pfalz wieder von Mischlaubwäldern dominiert. Die natürlich vorkommende Buche und Eiche umfassen zusammen mit der Fichte und Kiefer den weitaus größten Anteil der Waldfläche in Rheinland-Pfalz (Abbildung 4.4).

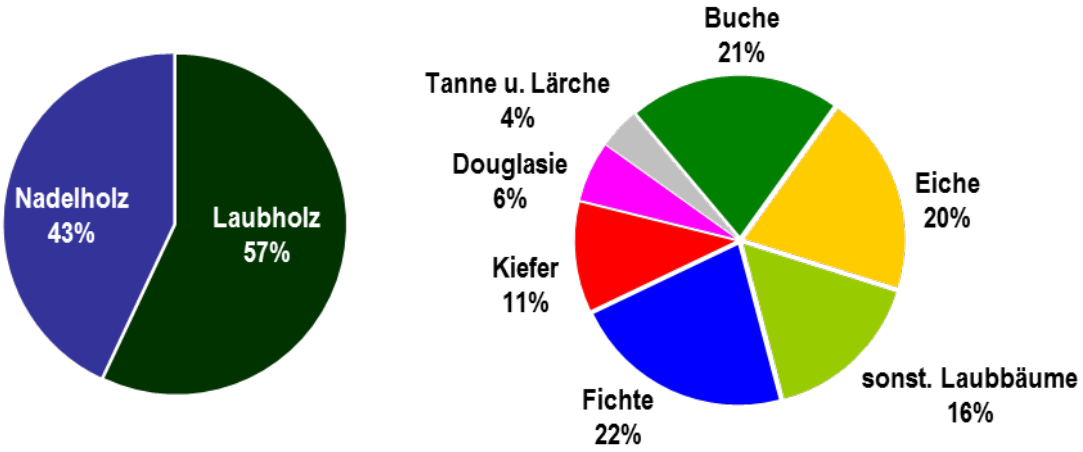


Abb. 4.4: Baumartenverteilung in Rheinland-Pfalz. Links: prozentuale Anteile des Nadel- und Laubholzes. Rechts: prozentuale Anteile der Baumarten (Datenquelle: MULEWF-RLP 2012).

Die Abbildung 4.5 stellt die räumliche Verteilung der ökologischen Hauptbaumarten[10] auf der Grundlage eines jeden Waldortes[11] für den öffentlichen Wald (und einen kleinen Privatwaldanteil, der auch von der Forsteinrichtung der Landesforsten RLP erfasst wird) dar.

[10] Die ökologische Hauptbaumart eines Waldorts ist diejenige Baumart, die aktuell die Oberschicht dominiert, d.h. den größten Anteil an der Kronenschirmfläche einnimmt (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 41).

[11] Der Waldort ist die kleinste (und georeferenzierte) Planungseinheit für die Verortung waldbezogener Informationen (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 34).

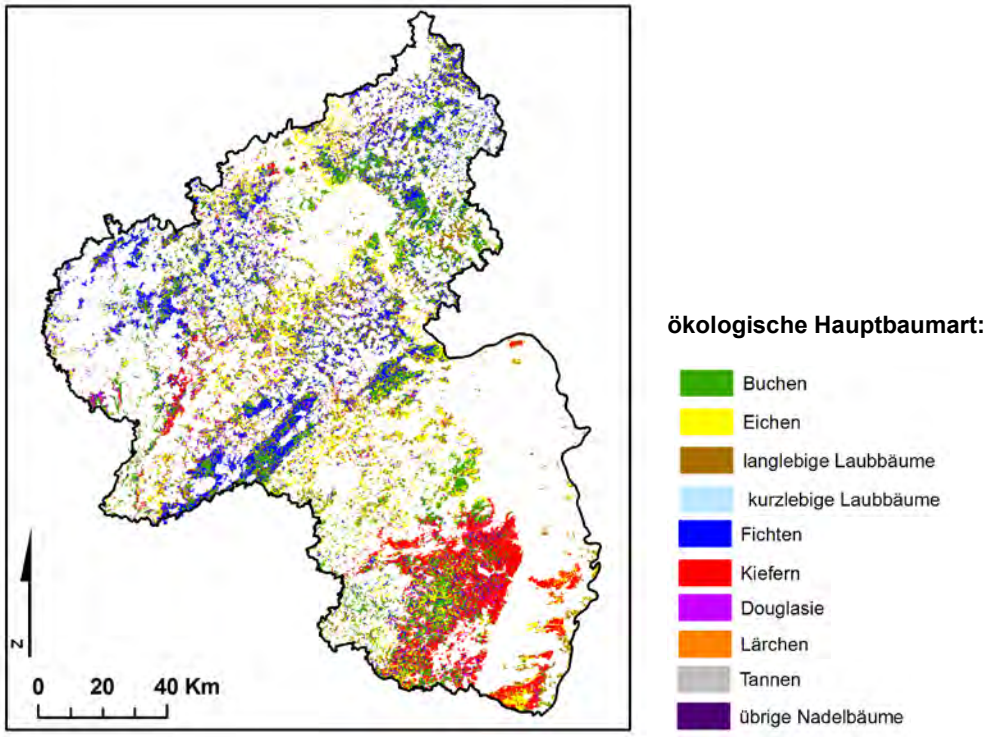


Abb. 4.5: Verteilung der ökologischen Hauptbaumarten im öffentlichen Wald (und Teil des Privatwaldes) von Rheinland-Pfalz (Datenquelle: MPN-Stichtag 2011).

In den mischungsreichen Wäldern von Rheinland-Pfalz (MULEWF-RLP 2012) teilen sich auf der Waldortebene mehrere Arten gemeinsam, zusammen mit der ökologischen Hautbaumart, die vorhandene Waldfläche. Die Tabelle 4.1 fasst die in der vorliegenden Arbeit betrachteten Gesamtteilflächen der fünf Hauptbaumarten (Buche, Traubeneiche, Fichte, Kiefer und Douglasie) zusammen.

Tab. 4.1: Summe der hier betrachteten Teilflächen der Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz (Datenquelle: MPN-Stichtag 2011).

Hauptbaumarten	Summe Teilfläche (ha)
Buche	226.578
Traubeneiche	103.274
Fichte	142.954
Kiefer	90.246
Douglasie	44.031

Die Vorkommensschwerpunkte der fünf Hauptbaumarten lassen sich auf den Kartendarstellungen der Abbildung 4.6 erkennen. Für die fünf Hauptbaumarten sind diejenigen Waldorte farbig dargestellt, in denen die entsprechende Baumart als ökologische Hautbaumart (öHB)

oder aber als Mischbaumart mit einer Teilfläche im Bestand von mindestens 2 ha[12] oder mehr vorkommt.

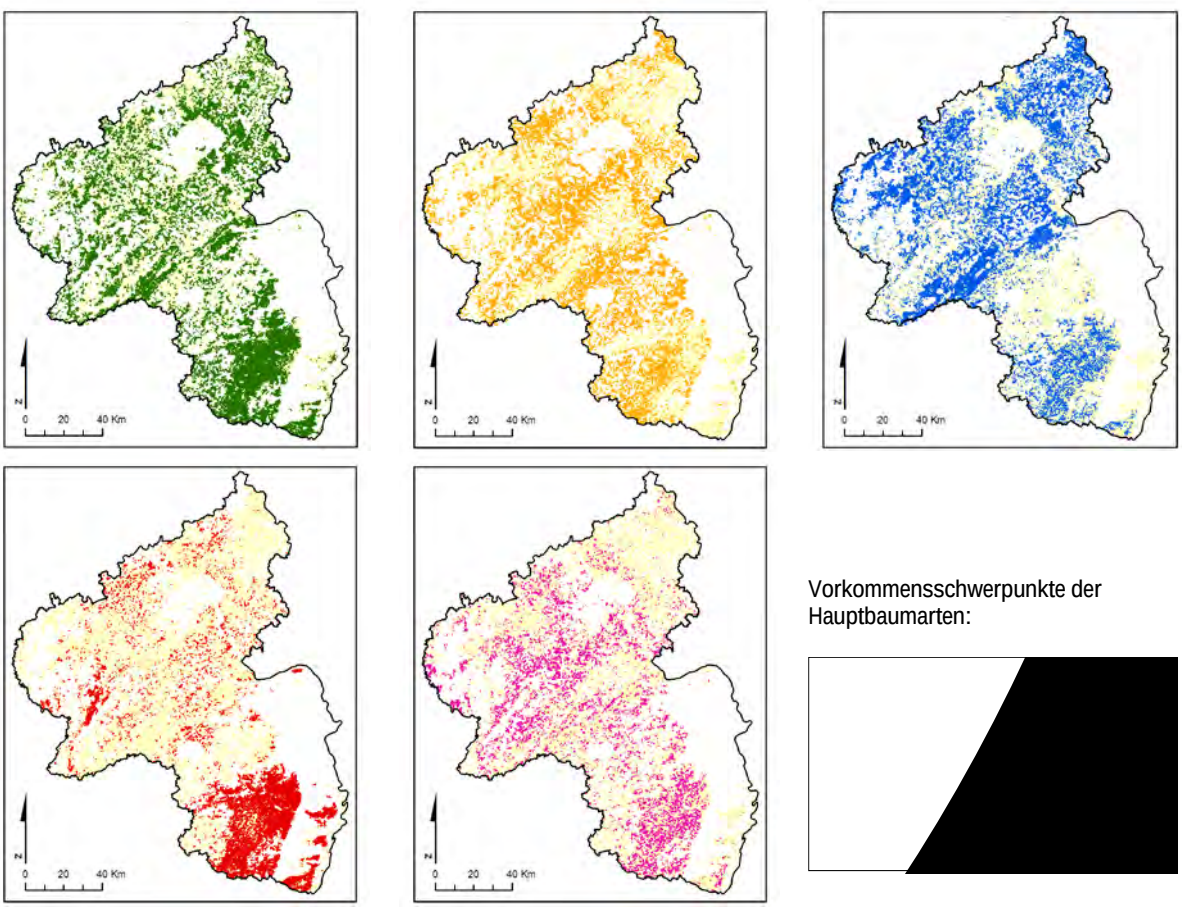


Abb. 4.6: Vorkommens-Schwerpunkte der Hauptbaumarten im öffentlichen Wald von Rheinland-Pfalz (Datenquelle: MPN-Stichtag 2011).

Für die Waldfläche von Rheinland-Pfalz (öffentlicher- und z.T. privater Wald) ist bei den Baumarten Buche und Traubeneiche eine weit gestreute Verbreitung über das Land festzustellen, was, wie oben erwähnt, ihrem natürlichen Vorkommenspotenzial entspricht. Bei der Fichte und Kiefer sind demgegenüber eher komplementäre Verbreitungs-Schwerpunkte zu erkennen. Die Fichte ist eher im Norden stärker vertreten und die Kiefer eher im Süden. Die Douglasie zeigt weniger deutlich ausgeprägte Schwerpunkte in weiten Bereichen des Westens und Südens des Landes.

[12] Der Schwellenwert „2 ha“ wurde als auswählendes Selektionsmerkmal normativ festgelegt.

5 Methodischer Ansatz

Die im Abschnitt 1 genannte Zielsetzung soll unter Berücksichtigung des aktuellen Standes des Wissens und in Abhängigkeit von der Datengrundlage mittels eines integrativen methodischen Ansatzes erreicht werden. Die generelle Überlegung des methodischen Ansatzes (s. schematische Darstellung in Abbildung 5.1) basiert in erster Linie auf der Analyse der Merkmale (aktuelle und potenzielle) der Waldstandorte (Klima, Boden, Wasserhaushalt, usw.) und ihrer entsprechenden Waldbestockung (Vorkommen und potenzielle Ertragsleistung der Ist-Bestockung, Waldentwicklungsziel, usw.). Thematische Verschneidungen in geografischen Informationssystemen ermöglichen die Ableitung von öko-klimatischen Ansprüchen („Wohlfühlbereichen“) von Baumarten und Waldtypen. Die Übertragung solcher Ergebnisse auf die aktuelle Waldfläche unter den aktuellen Klimabedingungen (Referenzklima) führt zur Identifikation von gegenwärtigen Konflikträumen – Waldgebiete, bei denen schon heute die Baumarten nicht standortgemäß sind. Anhand von unterschiedlichen Klimaprojektionen, die sich auf unterschiedliche Zeiträume (nahe und ferne Zukunft) und Emissionsszenarien beziehen (s. Abschnitt 3.2.2), werden mögliche zukünftige Konflikträume identifiziert – Waldgebiete, bei denen aufgrund der veränderten Bedingungen die Baumarten künftig nicht standortgemäß sein werden. Die Analyse der Waldeignungsentwicklung in Anhängigkeit von den Standortsänderungen im Verlauf des Jahrhunderts erlaubt die mögliche Erkennung von Risikobereichen. Über die Wahrnehmung und Verbindung von thematischen und/ oder räumlichen Risiken zusammen mit der Betrachtung der Interessen involvierter Stakeholder (MATTHES et al. 2013) und Experten, können Handlungsoptionen auf der Ebene der Waldlandschaftsökologie und der regionalen Waldplanung skizziert werden.

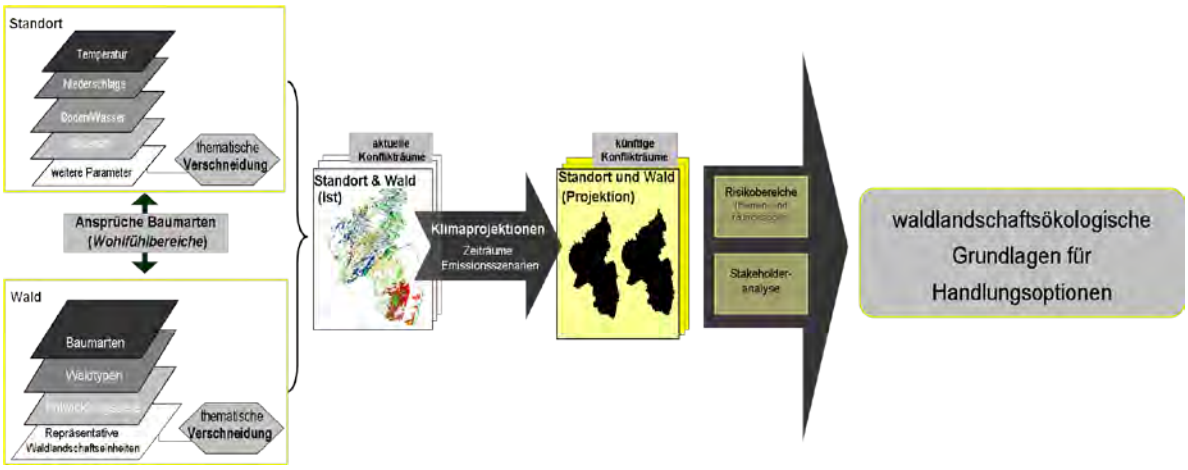


Abb. 5.1: Schematische Darstellung des Grundprinzips des methodischen Ansatzes. Ausgehend von den Standorts- und den Waldeigenschaften dienen Annahmen zu den Ansprüchen der Baumarten als Basis zur Erkennung der aktuellen und künftigen Konflikträume. Grundlagen zu Handlungsoptionen auf der Waldlandschaftsebene können abgeleitet werden.

Wie unter Abschnitt 2 angedeutet, sind zahlreiche entscheidende Fragen zur genauen Einschätzung der Folgen des Klimawandels auf Wälder bis dato nur eingeschränkt erforscht. Die Wissenslücken führten u.a. zur Entwicklung und Anwendung von Methoden, die auf deduktiver oder empirischer Grundlage versuchen, die öko-klimatischen Ansprüche von Baumarten oder Waldökosystemen zu erheben und räumlich und zeitlich übertragbar zu machen. Für die gezielte Erstellung von flächendeckenden Aussagen wurden verschiedene z.T. veröffentlichte Ansätze ausgewählt, erprobt und ggf. angepasst. Die ausgewählten Ansätze der Klimahüllen (1.), Klimaeignungskarten (2.), Waldwachstumssimulationen (3.) und Wasserhaushaltssimulationen[13] (4.) betrachten sehr unterschiedliche Facetten des Problemkomplexes und sind hierbei gleichzeitig als Meilensteine zu verstehen. Somit wurden vier Teil-Forschungsfragen formuliert:

1. Werden die fünf Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz bis Ende des Jahrhunderts weiterhin innerhalb der Grenzen ihrer potenziell natürlichen klimatischen Nische leben können?
2. Wie könnte sich die standörtliche Eignung der fünf rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten bis Ende des Jahrhunderts verändern?

[13] In intensiver Zusammenarbeit mit dem „Modul Wasser“ wurden Teilaspekte des methodischen Ansatzes sowie Ergeb-nisse und Darstellungen in diese Arbeit aus dem Schlussbericht von „Modul Wasser“ (CASPER et al. 2013) sowie aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen (*e.g.* GRIGORYAN et al. 2010, REITER et al. 2010, GAUER et al. 2011) übernommen.

3. Wie könnten sich die Wuchsleistung und die gesamte Derbholzproduktion der rheinland-pfälzischen Hauptwaldtypen in den verschiedenen Waldlandschaften bis Ende des Jahrhunderts verändern?
4. Wie könnte die Veränderung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten den Trockenstress bei der Buche bis Ende des Jahrhunderts verschärfen?

Die parallele Anwendung verschiedener Methoden bzw. schwerpunktmäßige Betrachtung verschiedener wichtiger Aspekte des Problemkomplexes bedingt eine spätere gewissenhafte integrative Interpretation der verschiedenen Ergebnisse. Die separaten baumarten- und raumbezogenen Erkenntnisse der verschiedenen Meilensteine müssen validiert und verglichen werden, um die abschließenden Aussagen so vollständig bzw. holistisch wie möglich zu fassen. Abbildung 5.2 skizziert die Zusammenführung der verschiedenen gleichgewichteten Meilensteine zu einer integrativen Gesamtinterpretation.

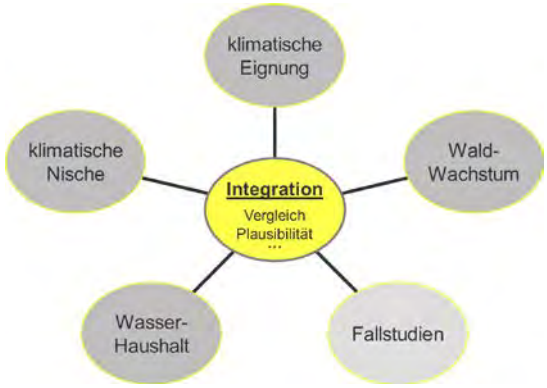


Abb. 5.2: Schematische Darstellung des methodischen Ansatzes, durch gegenseitige Integration der vier Hauptmeilensteine, die jeweils unterschiedlichen Facetten des Problemkomplexes „Wald-Klimawandel“ zu beleuchten. Einzelne, ebenfalls durchgeführte Fallstudien im Rahmen von Abschlussarbeiten werden hier nicht näher beschrieben.

Die Interpretation der verschiedenen Ergebnisse soll auch auf die verschiedenen methodischen Annahmen und die verwendeten Datengrundlagen Bezug nehmen. Je nach zeitlicher oder räumlicher Auflösung der angewandten Methodik bzw. des Wirkungsmodells war ein unterschiedlicher Datenbedarf gegeben und es wurden unterschiedliche Klimadatensätze verwendet. Die Tabelle 5.1 fasst die Klimadatengrundlagen jedes Meilensteins zusammen.

Tab. 5.1: Klimadatengrundlage für die unterschiedlichen Meilensteine bzw. methodischen Ansätze.

Meilenstein	Datenquelle / Auflösung	Referenz (1971-2000)	Nahe Zukunft (2021-2050)	Ferne Zukunft (2071-2100)	Ferne Zukunft (2071-2100)
Bio-Klimahüllen	WORLDCLIM / 1km x 1km	*Messdaten	*A1B-nor	*A2-nor	*A1B-tro
	INTERMET / 1km x 1km	**Kontroll-normal	**A1B-nor	**A1B-nor	**A1B-tro
Klima-Eignung	INTERMET / 1km x 1km	Messdaten	A1B-nor	A2-nor	A1B-tro
Waldwachstum	IDP / Stationswerte	Kontrollläufe	A1B-nor	B1-feu	A1B-tro
Wasser-haushalt	IDP / Stationswerte INTERMET / 1km x 1km	Kontrollläufe	A1B-nor	A1B-nor	A1B-tro

***** Bio-Klimahüllen: 2D und Bio-Klima Indikatoren; ****** Bio-Klimahüllen: 1D

Bei den verschiedenen Meilensteinen und in unterschiedlichen Phasen der Arbeit wurden Experten eingebunden. Das Expertenwissen basiert einerseits auf wissenschaftlichen Erkenntnissen sowie andererseits auf Erfahrungen aus der Praxis und konnte gerade bei vorliegenden „Wissenslücken", etwa aufgrund fehlender Aussagen in der Fachliteratur, oft zielorientiert in die Arbeitsprozesse integriert werden. Die vielfältigen geografischen Analysen wurden im Rahmen dieser Arbeit mit dem geografischen Informationssystem ARCMAP[14] durchgeführt.

[14] ARCMAP 10: ESRI (Economic and Social Research Institute) (Redlands-California), 2010.

5.1 Bioklima-Hüllen

Die Vorkommens- und Verbreitungsschwerpunkte der meisten Baumarten sind gut bekannt, was aber bei weitem nicht ausreichend ist, um die Ansprüche an ein physiologisches Optimum aufzuklären (ELLENBERG 1996: 135). Laut der Theorie der ökologischen Nische (HUTCHINSON 1957) sind bestimmte Umweltbedingungen entscheidend bzw. limitierend für das Vorkommen und die Vitalität einer Art. Bei der Einschränkung auf die klimatischen Komponenten der ökologischen Nische, also der bioklimatischen Nische – wird das geeignete Klima für eine Art direkt berücksichtigt und andere Faktoren wie der Boden oder die biologische Konkurrenz werden nur indirekt betrachtet (CULHAM 2010). Die Erfassung und Simulation dieser Teilnische und ihrer Komponenten ist die Grundlage der Bioklima-Hüllen Modelle (von Eng. *Bioclimate Envelope Models*).

Die Bioklima-Hüllenmodellierung, die früher oft beispielsweise für die Prognostizierung der Artenverbreitung im Rahmen von Naturschutzplanungen angewendet wurde, hat im Zuge der Forschung zu Klimawandelfolgen und dank der schnellen Entwicklung von bestimmten Statistikverfahren in der letzten Dekade erneut Bedeutsamkeit gewonnen (*e.g.* PEARSON 2002, SVENNING & SKOV 2004, BEAUMONT et al. 2005, ARAÚJO & LUOTO 2007, MANTHEY & BOX 2007, LAWING & POLLY 2011). Methodisch unterscheiden sich die Modelle dahingehend, dass sie entweder die realisierte Nische oder aber die fundamentale Nische betrachten (PEARSON & DAWSON 2003: 362). Modelle, die sich auf die realisierte Nische beziehen, korrelieren mit der aktuell beobachteten Artenverbreitung und mit den entsprechenden Klimabedingungen, wobei aber indirekt auch nicht-klimatische Faktoren, wie beispielsweise biotische Interaktionen, mitwirken. Der Versuch der Modellierung der fundamentalen Nische einer Art, die uns jedoch an sich grundsätzlich unbekannt ist (ELLENBERG 1996: 135), stützt sich auf Beziehungen zwischen Klimaparametern und Artenreaktionen, wobei letztlich die Identifikation von limitierenden klimatischen Ansprüchen das Ziel ist. Die fundamentale bioklimatische Nische einer bestimmten Art kann gegebenenfalls heute, etwa aufgrund der Substrateigenschaften, der biologischen Konkurrenz oder geografischer Barrieren nicht besetzt sein (CULHAM 2010), kann aber im Zuge der Klimawandels und sich ändernder Bedingungen in Zukunft für bestimmte Arten räumlich geeignet sein.

Die Fähigkeit des Bioklima-Hüllen Modells, die Folgen des Klimawandels bezogen auf die Artenverbreitung abzubilden, ist oft hintergefragt worden. Die Hauptkritikpunkte befassen sich mit Aspekten wie der biologischen Interaktion oder evolutionären Veränderungen und der Artenausbreitung (PEARSON & DAWSON 2003: 363). Heutige interspezifische Konkurrenzverhältnisse in der realisierten Nische können sich durch eine individuelle Reaktion einer Art auf Klimaveränderungen verändern und so ggf. zu irrtümlichen Vorhersagen führen. Bei der Betrachtung auf einer Makro-Skala sollte jedoch der klimatische Einfluss dominanter sein als die biotischen Interaktionen. Die genetische Anpassungsfähigkeit, die zu besser standortangepassten Individuen führen kann, scheint artenabhängig zu sein. Während manche Arten rasch in-situ Anpassungsmechanismen entwickeln (PEARSON & DAWSON 2003: 365), schei-

nen bei langlebigen Arten die wesentlichen phänologischen Limitationen bei den evolutionären Prozessen, im Laufe der Zeit nicht betroffen zu sein (Beispiel der Buche bei PEARSON & DAWSON 2003). Die Bioklima-Hüllen Modellierung ist insofern für Arten, bei denen keine raschen evolutionären Veränderungen zu erwarten sind, durchaus geeignet. Die durch viele Faktoren bedingte Ausbreitungstauglichkeit einer Art, sowie die Landschaftsstruktur, haben enormen Einfluss auf ihre Migration. Infolgedessen ist zu erwarten, dass viele Arten nicht in der Lage sein werden, in ausreichendem Tempo mit Voranschreiten des Klimawandels zu migrieren. Trotz der verschiedenen Mängel angesichts der Modellierung der komplexen natürlichen Systeme und Unsicherheiten in der Landbedeckungs- und Klimaentwicklung sind viele Autoren (*e.g.* PEARSON & DAWSON 2003, HEIKKINEN et al. 2006, HIJMANS & GRAHAM 2006) der Meinung, dass der Bioklima-Hüllen Ansatz dennoch ein wertvolles Werkzeug sein kann, um erste Erkenntnisse über die Klimawandelfolgen für Artenverbreitungsgebiete zu liefern. Darüber hinaus sollen die Limitierungen der Methode und die Unsicherheiten dargelegt und in der Ergebnisdarstellung interpretiert werden.

5.1.1 Erstellung der Bioklima-Hüllen mit Hilfe der potenziell natürlichen Verbreitungsgebiete und relevanter bioklimatischer Variablen

Parallel zu möglichen, sehr komplexen Modellierungen der Artenarealverbreitung, die heute multidimensional mit Hilfe abiotischer und biotischer Variablen Schlussfolgerungen über die fundamentale Nische einer Art erzielen wollen (*e.g.* CASALEGNO et al. 2010), lassen sich auch simplifizierte Ansätze auf einer eher praxisbezogenen Ebene zeigen. Bezogen auf den Raum Bayern und auf die Baumarten Buche und Fichte veröffentlichen KÖLLING et al. (2007) eine vereinfachte Methode für die Modellierung von Bioklima-Hüllen. Durch die Verschneidung der natürlichen Verbreitungsgebiete der Waldgesellschaften mit flächendeckenden Weltklimadaten wurden hier zweidimensionale (mittlere Jahresdurchschnittstemperatur und mittlerer Jahressummenniederschlag) Hüllen für Waldbaumarten erstellt. Deutlich an den vorgenannten Ansatz angelehnt, wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit Modellierungen für den rheinland-pfälzischen Raum mit seinen Hauptbaumarten durchgeführt, auch unter Berücksichtigung bzw. Verbesserung der ausgewiesenen Kritikpunkte von *e.g.* BOLTE et al. (2008) gegenüber dieser Methodik.

Darstellungen der aktuellen Verbreitungsgebiete von europäischen Baumarten, die natürliche und künstliche Vorkommen einschließen und damit die realisierte Nische abbilden würden, sind zurzeit noch zu grob in der Auflösung und unsicher hinsichtlich der Baumartendifferenzierung (vgl. *e.g.* KÖBLE & SEUFERT 2001, BRUS et al. 2011). Mittels des Konzepts der (heutigen) potenziell natürlichen Vegetation und auf der Basis von regionalen Beobachtungen und Expertisen werden die von BOHN & NEUHÄUSL (2003) ermittelten Verbreitungsgebiete der europäischen Waldgesellschaften kartografisch dargestellt. GIS-basiert werden die Gebiete, in denen die Baumarten Traubeneiche (*Quercus petraea*), Buche (*Fagus sylvatica*), Fichte (*Picea abies*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) als „dominante“ oder „häufige“ Art in der Baumschicht vorkommen, hergeleitet (Beispiel für Baumart Fichte Abbildung 5.3 - A).

Zusätzlich wird auf die Karte der Verbreitungsgebiete der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) – eine in Nord-Amerika heimische Baumart (THOMPSON et al. 1999) – beim U.S. GEOLOGICAL SURVEY (1999) verwiesen.

Für die großflächige Verbreitung der Douglasie[15] ist eine starke genetische und infolgedessen ökologische Differenzierung zwischen den Varietäten *menziesii* (Küste) und *glauca* (Inland) verantwortlich (vgl. *e.g.* HERMANN & LAVANDER 1999). Aufgrund dessen und im Lichte aktueller phylogenetischer Studien (vgl. GUGGER et al. 2010) erfolgt eine Einteilung des Verbreitungsgebiets in die zwei Varietäten (Anhang I). Obgleich genetische Tests belegen, dass die Douglasie in Rheinland-Pfalz vorwiegend von der Varietät *menziesii*, auch Küstenherkunft genannt, abstammt (DONG et al. 2005: 180), wäre eine detailliertere Begrenzung der ursprünglichen Samenzonen für die Bioklima-Hüllen Modellierung wünschenswert. Diese Analyse ist normativ über die definierten Samenzonen für Importe aus Nordamerika (LANDESFORSTEN-RLP 1998) erfolgt (Anhang I). Infolge dessen werden für die Baumart Douglasie zwei unterschiedliche Verbreitungsgebiete betrachtet – die im Folgenden „Küstenvarietät" und „Erntegebiet" genannt werden.

Die aktuell herrschenden Klimabedingungen in den Verbreitungsgebieten der Baumarten werden anhand des flächendeckenden Klimadatensatzes WORLDCLIM (HIJMANS et al. 2005) abgeleitet. Über einem dichten Netz von Wetterstationen wurden gemessene Klimadaten für die Weltfläche bis auf eine maximale räumliche Auflösung von 30 Bogensekunden (am Äquator ca. 0,9 km in Rheinland-Pfalz ca. 0,7 km) für den Zeitraum 1950-2000 interpoliert. Langjährige Mittelwerte des Niederschlags, der Tagesmittel-, Tagesminimum- und Tagesmaximumtemperaturen sowie eine weitergehende umfangreiche Liste von bioklimatischen Variablen stehen zur Verfügung (HIJMANS et al. 2005). Abbildung 5.3 - B zeigt beispielhaft eine Darstellung für die Jahresmitteltemperatur. Entscheidend für eine zutreffende Modellierung der Bioklima-Hüllen ist die Auswahl der Klimavariablen, die die Verbreitungsgebiete der Baumarten erklären bzw. limitieren können – die Prädiktoren. Sie sind ein Thema, über das in der vergangenen Dekade, wie auch aktuell, intensiv geforscht wurde bzw. wird (vgl. *e.g.* SYKES & PRENTICE 1995, CASALEGNO et al. 2010).

5.1.1.1 Zweidimensionale Bioklima-Hüllen

Durch die Kombination aus vorhandenen Temperatur- und Niederschlagsdaten werden die klimatischen Mittelverhältnisse in den Baumartenverbreitungsgebieten hergeleitet. Zweidimensionale Auswertungen werden für unterschiedliche Betrachtungszeiträume ausgeführt: Jahresmittel (Spannweite der allgemeinen klimatischen Bedingungen), Vegetationszeit (physiologisch aktive Periode der Waldbaumarten, die zu höheren klimatischen Ansprüchen führt – hierbei werden die Monate von Mai bis September normativ betrachtet) und Sommer (diejenige Jahreszeit, in der sich im Mittel hohe Temperaturen und niedrige Niederschläge be-

[15] Das nord-amerikanische Verbreitungsgebiet der Douglasie hat seine nördlichste Grenze im Zentrum der kanadischen Provinz British Columbia und breitet sich nach Süden bis in die zentralen Gebirge Mexikos aus (Anhang I).

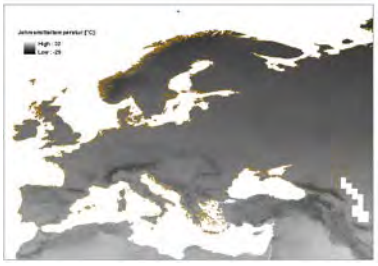
obachten lassen, die zu physiologischem Stress der Waldbaumarten führen können – hierbei werden die Monate von Juni bis August betrachtet). Für die fünf rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten wurde folgende Reihe von bioklimatischen Variablenkombinationen geprüft:

zweidimensional	Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme
	Jahresmitteltemperatur x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit
	Mitteltemperatur in der Vegetationszeit x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit
	Sommermitteltemperatur x Sommerniederschlagssumme

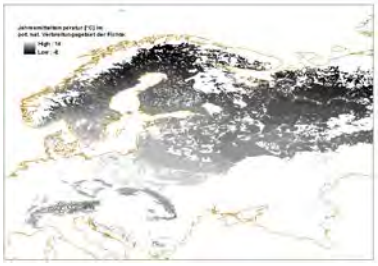
Aus der Verschneidung des Baumartenverbreitungsareals mit den Klimavariablen (Abbildung 5.3 - C) lässt sich tabellarisch die Häufigkeitsverteilung der jeweiligen Klimakombination[16] darstellen – die „Klimahülle“ (KÖLLING 2007) (Abbildung 5.3 - D). Die Verschneidung der eher grob aufgelösten Datensätze erfordert eine Analyse der Verteilung der Perzentile, so dass sich die 99., 95. und 90. Perzentile darstellen lassen (vgl. KÖLLING et al. 2009) (Abbildung 5.3 - E). Die Betrachtung der 95. Perzentile zeigt die beste Übereinstimung mit den gegenwärtigen Baumartenvorkommen in Rheinland-Pfalz (vgl. Abbildung 4.6) und wurde deswegen auch durchgängig in den Ergebnisdarstellungen gewählt. Auf diese Weise bleiben die extremen und seltenen Randwerte unberücksichtigt. BOLTE et al. (2008) verweisen hingegen auf die große Rolle, die solche Extreme in Sachen genetischer Anpassungsfähigkeit spielen können. Dieser Hinweis konnte jedoch auf der hier verwendeten Maßstabsebene und im Hinblick auf den hierzu verfügbaren aktuellen Stand des Wissens nicht weiter berücksichtigt werden.

[16] Klasseneinteilung für die Temperatur in Grad Celsius-Schritten und für den Niederschlag in 50 mm-Schritten.

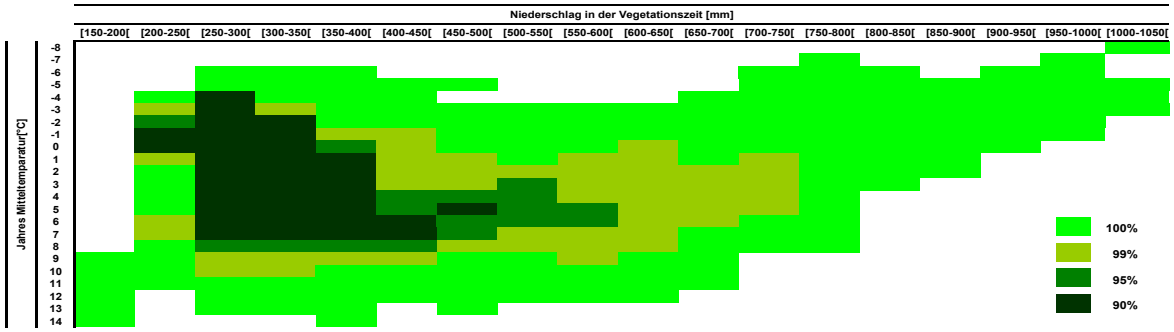
A: Potenzielles natürliches Verbreitungsgebiet der Fiche als dominante oder häufige Art in der Baumschicht (Datenquelle: BOHN & NEUHÄUSL 2003).



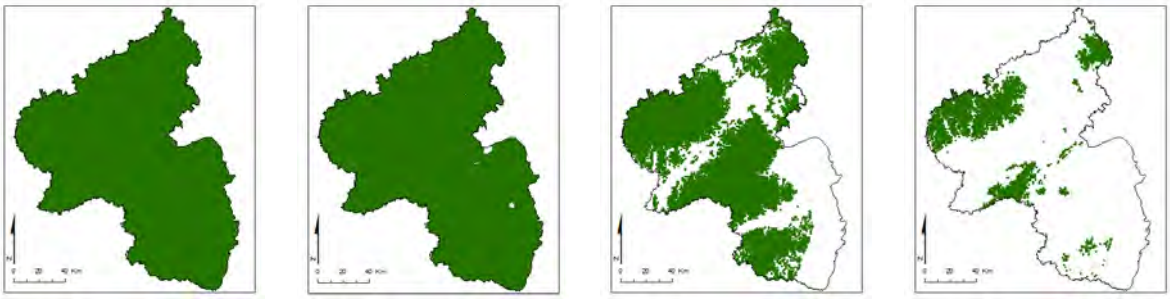
B: Beispielhafte Darstellung des WORDCLIM Datensatzes für die Jahresmitteltemperatur im europäischen Raum von 1950-2000 (Datenquelle: HIJMANS et al. 2005).



C: Verschneidung des Fichtenverbreitungsareals mit der Jahresmitteltemperatur (Datenquelle: BOHN & NEUHÄUSL 2003 und HIJMANS et al. 2005).



D: Beispielhafte Darstellung einer tabellarischen zweidimensionalen Häufigkeitsverteilung der Kombination aus Jahresmitteltemperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit für das Fichtenverbreitungsareal bei Betrachtung des Vorkommens der Kombinationen zu 100% sowie der Perzentile 99., 95. und 90.



E: Übertragung der Bioklima-Hüllen für die Klimavariablen Jahresmitteltemperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit auf Rheinland-Pfalz für den Referenzzeitraum 1971-2000 (Messdaten) unter Berücksichtigung der Kombinationen zu 100% sowie der davon abgeleiteten 99., 95. und 90. Perzentile (von links nach rechts).

Abb. 5.3: Darstellung der Verfahrenssequenz für die Erstellung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz am Beispiel der Fichte.

Für die zuvor aufgelisteten vier Kombinationen von Klimavariablen wurden für die fünf betrachteten Hauptbaumarten Modellierungen auf 100%-Niveau sowie auf dem Niveau des 95. Perzentils mit Hilfe des genannten methodischen Ansatzes für den Referenzzeitraum modelliert. Für die Zeiträume der nahen und fernen Zukunft erfolgte anhand desselben Verfahrens, jedoch ausschließlich auf der Grundlage des 95. Perzentils, die Modellierung für die entspre-

chenden Klimaprojektionen. Unter Anhang II werden die einzelnen Ergebnisse ausführlich dargestellt, und unter Abschnitt 6.1 miteinander kombiniert.

5.1.1.2 Eindimensionale Bioklima-Hüllen

Baumartabhängig weisen unterschiedliche Studien auf extreme klimatische Variablen hin (seltener auch Schwellenwerte), die die Artverbreitung stark beeinflussen (vgl. *e.g.* SYKES & PRENTICE 1995, ELLENBERG 1996, BOLTE & IBISCH 2007, DROBYSHEV et al. 2008, CASALEGNO et al. 2010,). Extreme Klima- oder Wetterereignisse, die das Überleben, die Verjüngung oder das Wachstum einschränken können, sind jedoch im Rahmen des vorhandenen Klimadatensatzes nicht ableitbar und darüber hinaus innerhalb von Klimaprojektionen für die Zukunft mit den hier verwendeten Klimamodellen nicht darstellbar. Um eine Annäherung an Phänomene wie Frost- oder Hitzegefahr, aber auch an Wärme- oder Kältebedarf der Hauptbaumarten zu modellieren, wurden normativ folgende Klimavariablen geprüft:

eindimensional	Wintermitteltemperatur Sommermitteltemperatur Januar-Minimumtemperatur Juli-Maximumtemperatur

Analog zum Ansatz wie unter 5.1.1.1 wurden für das Verbreitungsgebiet der fünf betrachteten Baumarten die vorgenannten Klimavariablen hergeleitet. Auch hierbei wurden verschiedene Häufigkeiten betrachtet, nämlich wie zuvor die 100%-Wertespanne sowie die 99. und die 95. Perzentile. Wie in der folgenden Abbildung am Beispiel der Fichte dargestellt, die die modellierten Variablen für den Referenzzeitraum (1971-2000) in Rheinland-Pfalz zeigt[17], ist es das 99. Perzentil, das die beste Übereinstimmung mit dem rheinland-pfälzischen Verbreitungsareal (vgl. Abbildung 4.6) zeigt. Dieses wurde folglich in die Projektionen für die Zukunft sowie für alle fünf betrachteten Baumarten durchgängig benutzt.

[17] Da die Klimavariablen Tagesminimum- und Tagesmaximumtemperatur im Rahmen der vorhandenen interpolierten Klimadaten für Rheinland-Pfalz als gemessene Werte nicht zur Verfügung standen, wurde für den Referenzzeitraum mit den Kontrollläufen des Referenzzeitraums in der Realisation *Normal* gearbeitet.

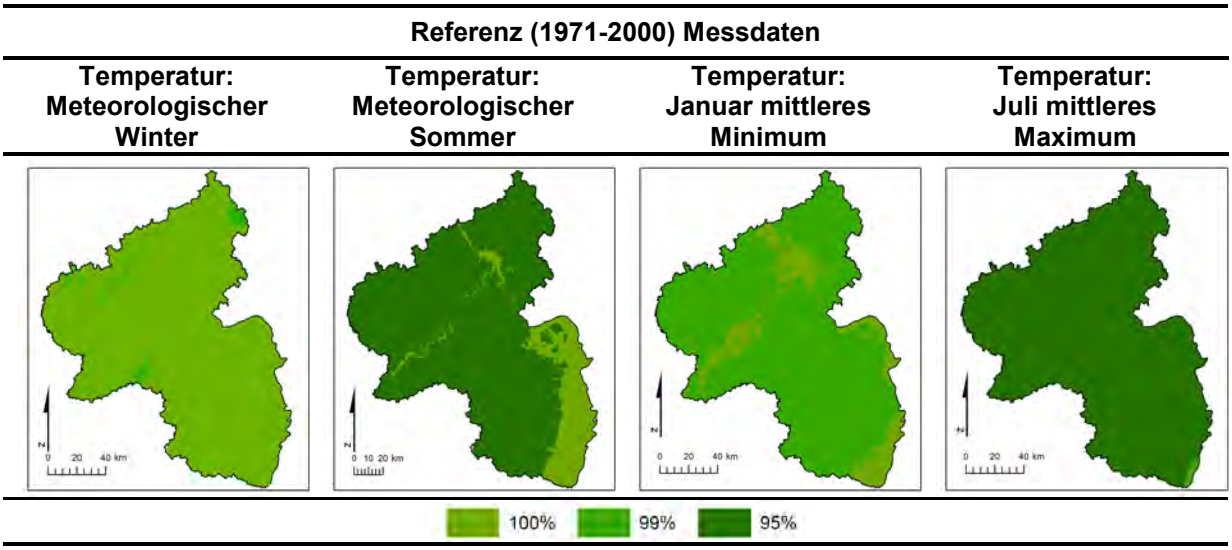


Abb. 5.4: Eindimensionale Bioklima-Hüllen der Fichte für den Referenzzeitraum (1971-2000) unter Berücksichtigung der verschiedenen eindimensionalen Klimaparameter bei dem Perzentil 100% sowie der davon abgeleiteten 99. und 95. Perzentilen (Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Die thematische Verschneidung der Hüllen der Wintermitteltemperatur und der Januar-Minimumtemperatur wird als Indikator für die „Winterlichkeit“ verwendet. Zudem ist über die thematische Verschneidung der Hüllen der Sommermitteltemperatur und der Juli Maximumtemperatur ein Indikator für „Sommerlichkeit“ zu gewinnen. Diese Indikatoren geben Hinweise über die Eignung der verschiedenen Baumarten unter den Winter- bzw. Sommerverhältnissen in Rheinland-Pfalz im Verlauf des Jahrhunderts.

Die Aussage dieser Indikatoren ist je nach Baumart unterschiedlich. Während der Indikator „Winterlichkeit“ bei einer borealen Baumart die Erfüllung der Kälteansprüche dieser Baumart beschreibt, ist bei einer wärmeliebenden Baumart die Gefahr häufiger Frostschäden zu indizieren. Folglich ist die „Sommerlichkeit“ bei einer borealen Baumart ein Indikator für mögliche Hitzegefahr, während sie bei einer wärmeliebenden Baumart die Erfüllung der entsprechenden Wärmeansprüche beschreibt. Unter Anhang III werden die einzelnen Ergebnisse ausführlich dargestellt und unter Abschnitt 6.1 miteinander kombiniert.

5.1.1.3 Bioklimatische Indizes

Auf der Suche nach Prädiktoren, die zusammenfassend die Verbreitungsareale der Baumarten gut beschreiben können, wurden verschiedene bioklimatische Indizes geprüft:

Klimaindizes	De Martonne-Aridităts̈index (DE MARTONNE 1926)
	De Martonne, modifizierter Aridităts̈index (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996: 286)
	Ellenberg-Quotient (ELLENBERG 1996: 258f.)
	Ringlebs thermischer Kontinentalităts̈index (RINGLEB 1947)

De Martonne, Ariditätsindex (DE MARTONNE 1926): Der oft verwendete Index liefert ein Maß für die Trockenheit eines Lebensraumes.

$$A_M = \frac{JN}{(JT + 10)}$$

Wobei JN: Jahresniederschlagssumme [mm]

JT: Jahresmitteltemperatur [°C]

10: rechnerische Konstante

Die folgende Abbildungsreihe zeigt den berechneten Index für den europäischen Raum bezogen auf den Referenzzeitraum:

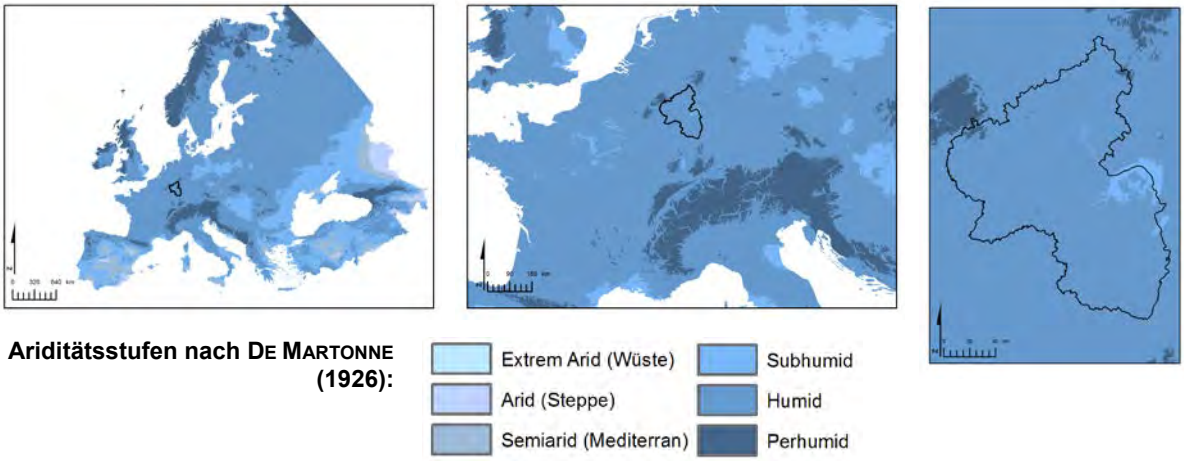


Abb. 5.5: De Martonne Index, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WORLDCLIM Datensatz.

Die Abbildungsreihe 5.6 zeigt für die verschiedenen betrachteten Zeiträume und Klimaprojektionen die Entwicklung des De Martonne-Ariditätsindex für Rheinland-Pfalz:

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

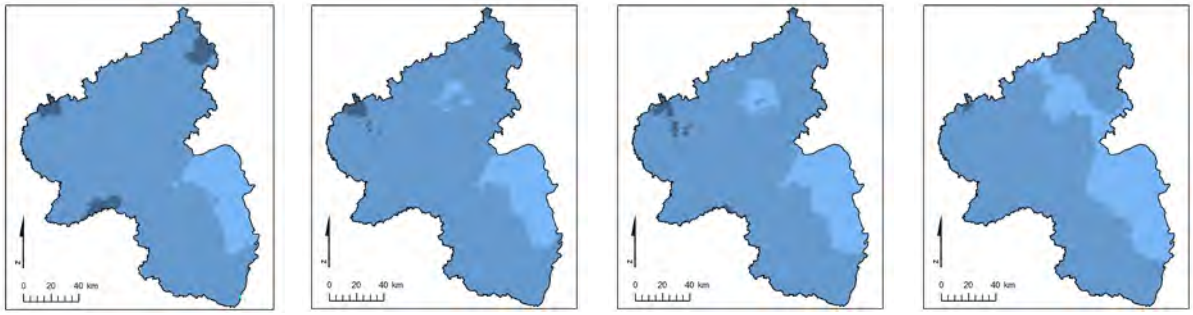


Abb. 5.6: De Martonne-Index, bezogen auf Rheinland-Pfalz, berechnet über den INTERMET - Datensatz (Klimamodell $WETTREG_{2006}$). Vgl. Legende in Abbildung 5.5.

DE MARTONNE, modifizierter Ariditätsindex (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996: 286f.): Ariditätsindex, der auf die Vegetationszeit fokussiert ist; er bestimmt die hygrische Kontinentalität eines Lebensraums.

$$A_{M\,m} = \frac{\mathrm{Nvz}}{(\mathrm{Tvz} + 10)}$$

Wobei Nvz: Niederschlagssumme in der Vegetationszeit [mm]

Tvz: Mitteltemperatur in der Vegetationszeit [°C]

10: rechnerische Konstante

Die Abbildungsreihe 5.7 zeigt den berechneten Index, übertragen auf den europäischen Raum und für den Referenzzeitraum:

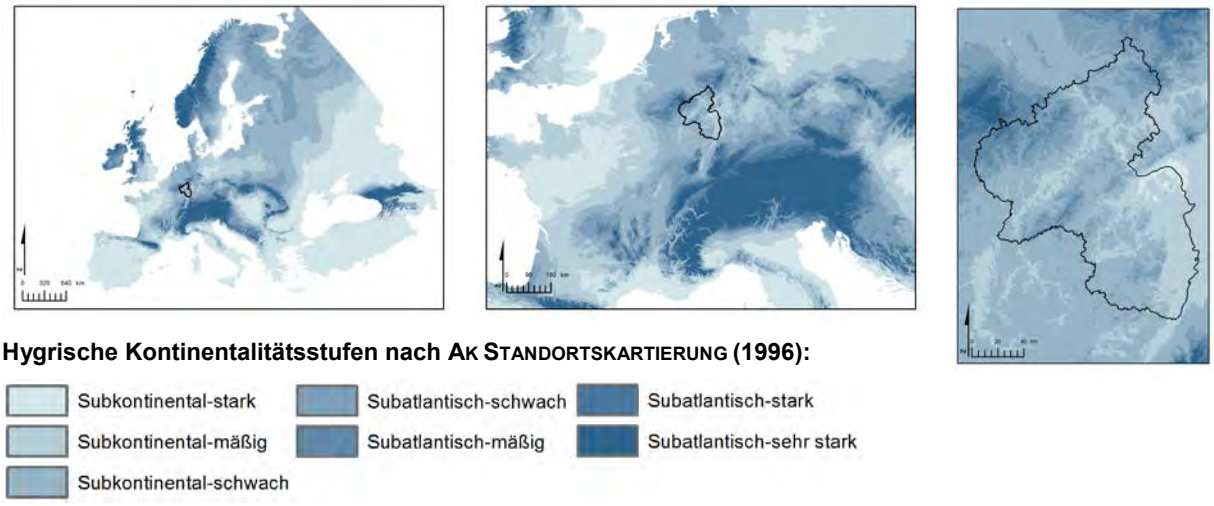


Abb. 5.7: De Martonne, modifizierter Index, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WorldClim Datensatz.

Die nachfolgende Abbildungsreihe zeigt für die verschiedenen betrachteten Zeiträume und Klimaprojektionen die Entwicklung des modifizierten Ariditätsindex nach De Martonne für Rheinland-Pfalz:

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

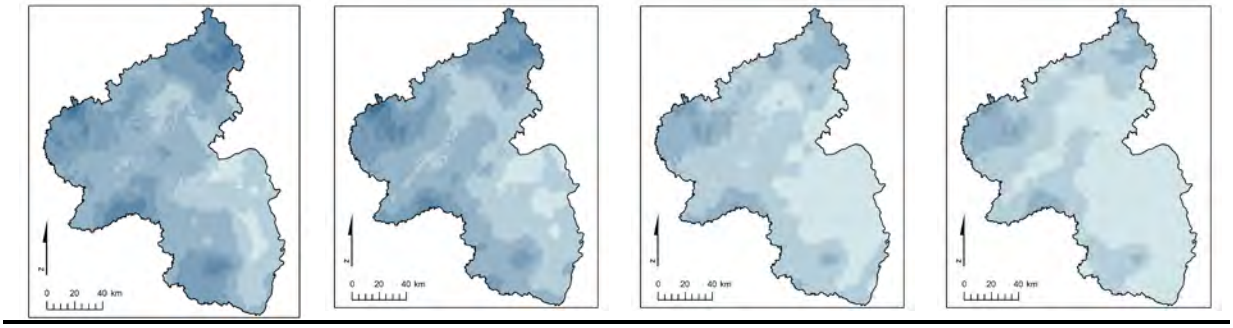


Abb. 5.8: De Martonne, modifizierter Index, bezogen auf Rheinland, berechnet über den INTERMET Datensatz (Klimamodell WETT REG$_{2006}$). Vgl. Legende in Abbildung 5.7.

Ellenberg-Quotient (ELLENBERG 1996: 258f.): Dargestellt wird das Klimagefälle von Buchenwaldtypen in Mittel-Europa (wobei bei Quotientenwerten über 30 die Konkurrenzkraft der Buche langsam abnimmt). Dieser Quotient wird allgemein ebenso benutzt, um Feuchtigkeitsbedingungen in Mittel-Europa zu beschreiben (MÁTYÁS et al. 2010: 95).

$$Q_E = \frac{(1000 \times \mathrm{JulT})}{\mathrm{JN}}$$

Wobei JN: mittlere Jahresniederschlagssumme [mm]

JulT: Mitteltemperatur im Juli [°C]

1000: rechnerische Konstante

Nachfolgend wird der berechnete Index auf den europäischen Raum übertragen und bezogen auf den Referenzzeitraum gezeigt:

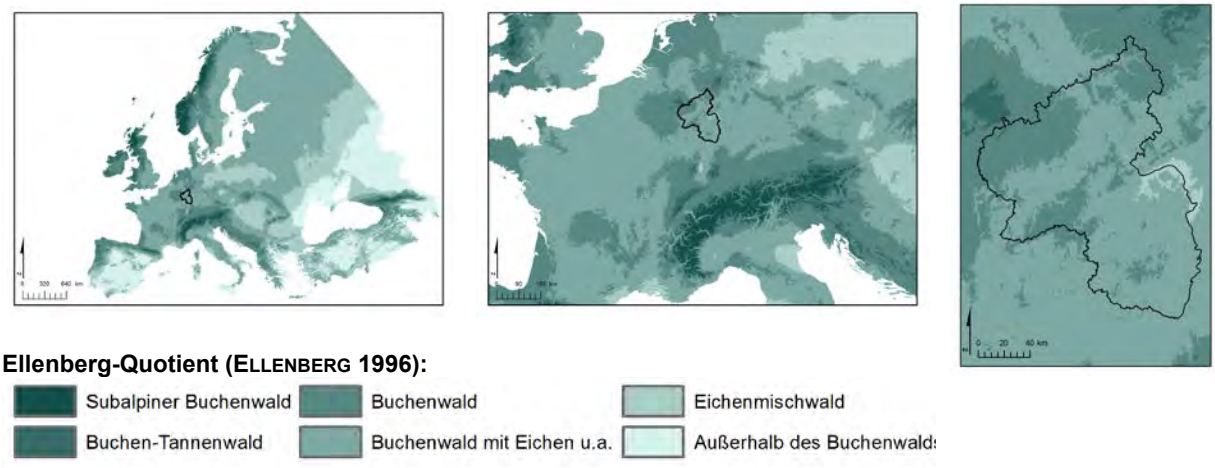


Abb. 5.9: Ellenberg-Quotient, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WORLDCLIM Datensatz.

Die folgenden Abbildungen zeigen für die verschiedenen betrachteten Zeiträume und Klimaprojektionen die Entwicklung des Ellenberg-Quotienten für Rheinland-Pfalz:

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

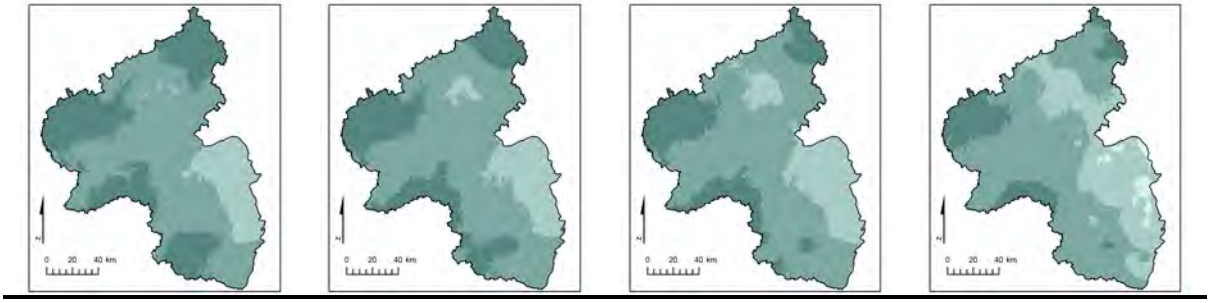


Abb. 5.10: Ellenberg-Quotient, bezogen auf Rheinland-Pfalz, berechnet über den INTERMET Datensatz (Klimamodell WETTREG_{2006}). Vgl. Legende in Abbildung 5.9.

Ringlebs thermischer Kontinentalitätsindex (RINGLEB 1947): Bestimmt prozentual die thermische Kontinentalität eines Raumes (wobei sich die 100%ige Kontinentalität normativ auf den Ort *Werchojansk* in Sibirien bezieht).

$$K_G = 0{,}6 \times \left[1{,}6 \times \frac{A}{\sin(\varphi) - 14} \right] - D + 36$$

Wobei A: Jahrestemperaturspanne. Differenz zwischen dem im Mittel wärmsten und kältesten Monat innerhalb der 30 Jahre [°K]

Φ: geografischer Breitengrad

D: von Ringleb definiertes Maß für eine herbst- und frühjahrsbezogene Jahreszeitenverschiebung an einem bestimmten Ort (in %)

0,6/ 1,6/ 36: rechnerische Konstanten

Der berechnete Index, übertragen auf den europäischen Raum sowie bezogen auf den Referenzzeitraum wird in den folgenden Abbildungen gezeigt:

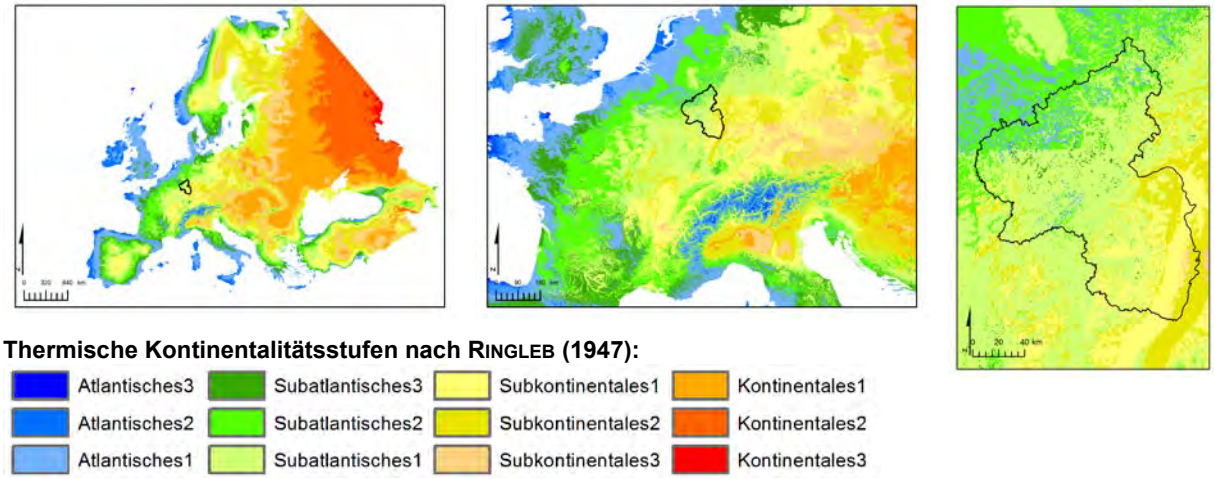


Abb. 5.11: Thermischer Kontinentalitätsindex, übertragen auf Europa, Zentral Europa und Rheinland-Pfalz für den Zeitraum 1961-1990, berechnet über den WORLDCLIM Datensatz.

Die verschiedenen betrachteten Zeiträume und Klimaprojektionen, bezogen auf den vorgenannten Index und übertragen auf Rheinland-Pfalz, zeigt Abbildungsreihe 5.12.

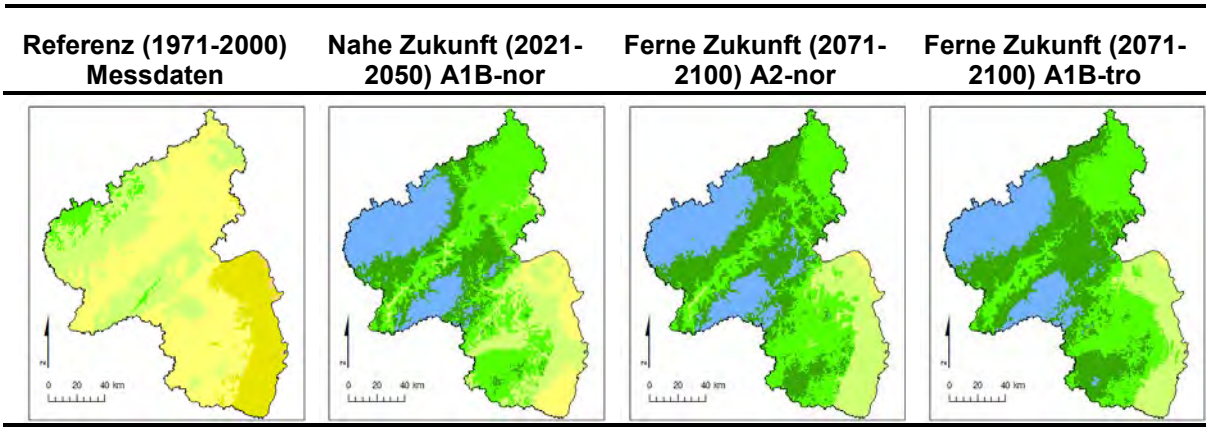


Abb. 5.12: Ringlebs thermischer Kontinentalitätsindex, bezogen auf Rheinland-Pfalz, berechnet über den INTERMET Datensatz (Klimamodell $WETTREG_{2006}$). Vgl. Legende in Abbildung 5.11.

Die dargestellten Veränderungen der verschiedenen Indexwerte für Rheinland-Pfalz in der nahen und fernen Zukunft liefern *per se* bereits sehr interessante Informationen hinsichtlich möglicher klimatischer Veränderungen, die biologische bzw. ökologische Auswirkungen haben können. In Verbindung damit sind die Bioklima-Hüllen dieser Indizes für die Baumarten Eiche, Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie im Abschnitt 6.1 des Ergebniskapitels zu beachten.

5.2 Klima-Eignungskarten

Die standortgerechte Baumartenwahl ist eine der primären Aufgaben in der forstwirtschaftlichen Praxis. Auf der Grundlage ökologischer und ökonomischer Betrachtungen entstehen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen langfristige integrierte Planungen für die Wälder. In Rheinland-Pfalz stützt sich die Baumartenwahl auf der lokalen Ebene bisher auf das System der Standorteinheiten (LANDESFORSTEN-RLP 1974). Dieses System gliedert die Waldorte über ihre klimatischen und edafischen Eigenschaften und bewertet auf diesem Wege die potenzielle Eignung der Hauptbaumarten. Im Zuge des Klimawandels sind bedeutungsvolle Veränderungen der Standortseigenschaften zu erwarten, die sich im jetzigen System der Standortseinheiten nicht dynamisch abbilden lassen.

Bereits POJAR et al. (1987) bewerten auf der Basis einer sogenannten biogeoklimatischen Ökosystem-Klassifizierung (*Biogeoclimatic Ecosystem Classification*) oder PYATT et al. (1997 und 2001) mit Hilfe einer ökologischen Standort-Klassifikation (*Ecological Site Classification*), anhand von Matrizensystemen auf der Basis klimatischer und edafischer Standorteigenschaften unterschiedliche Baumarten hinsichtlich ihrer Eignung auf dynamische Weise. Im Bundesland Bayern, im Rahmen des Projektes Soforthilfe (KLIP2), wurden basierend auf der Analyse mehrerer Baumarten Risiko-Karten erstellt, die trotz ihres provisorischen Charakters einen wertvollen Beitrag zur Einschätzung des Baumarten-Anbaurisikos liefern (vgl. KÖLLING et al. 2008a, KÖLLING et al. 2009). Der vorliegende methodische Meilenstein basiert auf einer Anwendung und Weiterentwicklung der Methode von KÖLLING et al. (2008a). Sie gründet auf der Betrachtung der Baumarteneignung entlang eines Klimagradienten und liefert auf deduktive Weise wertvolle Erkenntnisse über die klimatische Eignung. Gleichzeitig umfasst sie auf eine indirekte Art auch Gradienten anderer Standortparameter, die so in die Eignungseinschätzung mit einfließen können. Die Analyse erfolgt anhand der tatsächlichen aktuellen Verbreitung einer Baumart. Wesentliche Kriterien der Analyse sind Vorkommenshäufigkeit und Ertragsleistung der Baumarten[18].

Aufgrund der gegebenen Datengrundlage sowie der methodischen Struktur von KlimLandRP werden weitere Aspekte in die Analyse eingebracht, wodurch so die Bedeutung und die Belastbarkeit der Endaussagen erhöht werden können. Karten der klimatischen Eignung wurden für die fünf rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten – Buche, Traubeneiche, Fichte, Kiefer und Douglasie – erstellt. Hinsichtlich Verbreitung und Vorkommen dieser fünf Arten in Rheinland-Pfalz erlauben die Analyseergebnisse, auf dem Fundament der verwendeten Datengrundlagen, repräsentative Aussagen für das Land.

[18] Die Frage nach Provenienzen wird im Rahmen dieser Methodik allerdings nicht berücksichtigt.

5.2.1 Herleitung des heutigen und künftigen Waldklima-Musters anhand von Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag in einer Klima-Matrix

Die Wahrnehmung der Veränderungen des Waldklimas unter dem Aspekt des projizierten Klimawandels ist der wesentliche Punkt für die Einschätzung der Veränderungen bezüglich der Baumarteneignung. Das aktuelle und das künftige Muster des Waldklimas sind hierbei anhand der Darstellung eines klimatischen Gradienten für die verschiedenen zu betrachtenden Zeiträume zu erkennen.

Der Gradient wird aus der Kombination der (unabhängigen) Klimaparameter Jahresmitteltemperatur und Niederschlagssumme in der Vegetationszeit hergeleitet. Beide Parameter sind relevante bioklimatische Größen für alle fünf betrachteten Baumarten. Die jahresbezogene Betrachtung der Mitteltemperatur, welche Kalt- und Warmperioden zusammenfasst, dient als Indikator der Wärmeversorgung, die für das Vorkommen und die Vitalität einer Baumart entscheidend ist. Der Parameter Niederschlag in der Vegetationszeit ist ein Indikator der Wasserversorgung und somit wachstumsrelevant. Es ist vor allem während der forstlichen Vegetationszeit (hier normativ definiert als der Zeitraum von Mai bis September) denkbar, dass die Bäume künftig nicht über genügend Wasser im Boden verfügen können (vgl. Abbildung 3.3 und 3.4). Außer in den Fällen sehr guter Böden, die über eine sehr hohe Wasserspeicherkapazität verfügen oder von Böden mit Grundwasseranschluss, ist das für die Bäume nutzbare Wasser vorwiegend vom Niederschlag in dieser Periode abhängig. Über diesen bodenbezogenen Zusammenhang ist indirekt also auch die potenzielle Bodenfeuchte (die aufgrund der Datenlage nicht anders zu erfassen ist) in diesen Gradienten integriert.

Um die gesamte Waldfläche von Rheinland-Pfalz[19] aus klimatischer Sicht erfassen zu können, stützt sich die Analyse des Waldklima-Musters auf den interpolierten Klimadatensatz *INTERMET*, der mit 1 km x 1 km Auflösung Klimadaten für den Referenzzeitraum (gemessene Werte) sowie für die projizierte Zukunft liefert. Insgesamt werden Datensätze für vier Zeiträume analysiert: Für den Referenzzeitraum (1971-2000) auf der Grundlage von Messdaten; für die nahe Zukunft (2021-2050) bezogen auf die Klimaprojektion A1B-normal; für die ferne Zukunft (2071-2100) bezogen auf einen Korridor aus den Klimaprojektionen der Emissionsszenarien A2-normal und A1B-trocken (vgl. Abschnitt 3.2.1).

Die Darstellung des heutigen und künftigen Waldklima-Musters ist anhand einer zweidimensionalen Matrix möglich (vgl. Abbildung 5.13) – jede Dimension ist ein in Klassen gegliederter klimatischer Parameter. Für jeden Klimaparameter werden anhand der vier Klimadatensätze die Grenzwerte herausgefunden. Die Dimension Niederschlag in der Vegetationszeit zeigt für den Referenzzeitraum eine Spannweite zwischen 241 und 458 mm und zusammenfassend betrachtet für die Zukunftsprojektionen zwischen 185 und 458 mm. Für die Dimension Jahresmitteltemperatur gilt im Referenzzeitraum eine Spanne von 6,3 bis 10,9°C und für

[19] Aus dem amtlichen topografisch-kartografischen Informationssystem (ATKIS) 2009, sind die Objekte „Wald, Forst“ ausgewählt worden – Waldflächensumme: 829.338 ha.

die zusammenfassend betrachteten Zukunftsprojektionen zwischen 6,5 und 13,1°C; hier ergibt sich eine Gesamtspannweite von 6,3 bis 13,1°C. Es wurden normativ acht Klassen des Niederschlags in der Vegetationszeit abgegrenzt (überwiegend 40 mm Spannweite je Klasse) und 14 Klassen der Jahresmitteltemperatur in Schritten von 0,5°C. Die Klassen sind also kontinuierlich und so weit wie möglich äquidistant aufgebaut[20]. Die gebildeten Klassen wurden dann in eine Matrix eingefügt, so dass sich Klassen-Kombinationen der betrachteten Klimaparameter für das heutige und das künftige Klima des rheinland-pfälzischen Waldes ableiten lassen.

Abbildung 5.13 zeigt die so entstandene Klimamatrix mit ihren insgesamt 112 möglichen Klassenkombination (davon 60 unter den gegebenen Verhältnissen des Referenzzeitraums) und den zugewiesenen Ziffern der Klassen. Nicht alle der möglichen Klimakombinationen sind innerhalb des heutigen und künftigen Klimas im rheinland-pfälzischen Wald vorzufinden, wie es Abbildung 5.14 verdeutlicht. Für eine bessere Visualisierung wurden die Klimakombinationen farblich gruppiert, ausgehend von dunkelblau (feucht-kühle Verhältnisse) bis zu dunkelrot (warm-trockene Verhältnisse), die so in einer Grobbetrachtung neun Klimazonen differenzieren.

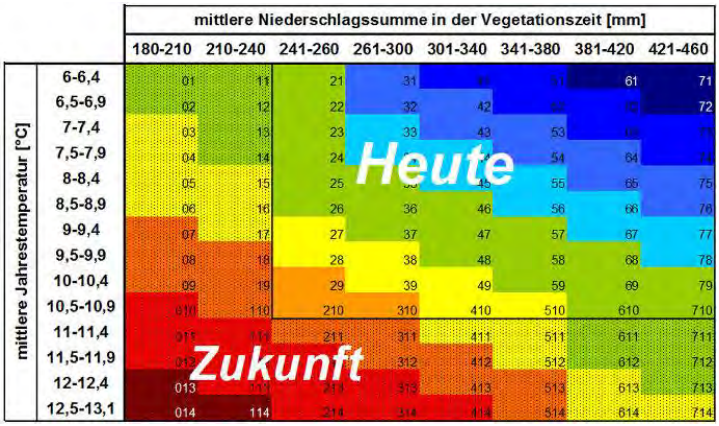


Abb. 5.13: Kombinationen aus Klassen des Niederschlags in der Vegetationszeit und der Jahresmitteltemperatur (Klimamatrix) für das heutige und künftige mögliche Klima bezogen auf die rheinland-pfälzischen Wälder. Die Ziffern sind Durchnummerierungen der Kombinationen. Die farbliche Darstellung bezieht sich auf eine grobe Differenzierung des klimatischen Gradienten (von blau: kühl-feuchte Zone bis rot: warm-trockene Zone.

5.2.2 Entwicklung des Waldklimas

Die Übertragung der farblichen Darstellung der Klassenkombinationen der Klimamatrix (Abbildung 5.13) auf die Waldfläche erlaubt die räumliche Visualisierung der Verteilung bzw. Verbreitung der unterschiedlichen Klimakombinationen bzw. Klimazonen innerhalb der ver-

[20] Im Grenzbereich zwischen heutigen und den künftigen Niederschlägen in der Vegetationszeit mussten allerdings die Klassenspannen etwas angepasst werden.

schiedenen betrachteten Zeiträume und Klimaprojektionen (Kartenreihe der folgenden Abbildung 5.14).

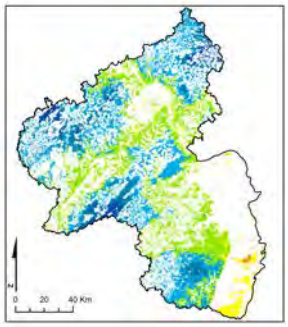
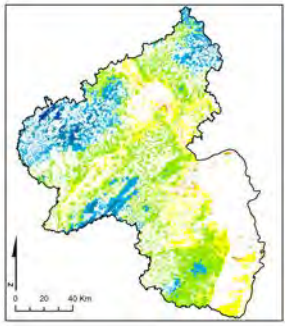
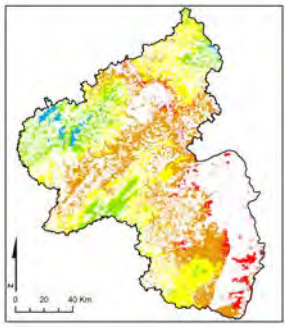
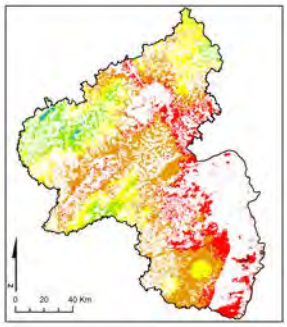
Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
			

Abb. 5.14: Übertragung der Klimamatrix (Abbildung 5.13) auf die rheinland-pfälzische Waldfläche für die unterschiedlichen Zeiträume und Klimaprojektionen.

Deutlich wird, dass die Verteilung der Klimazonen sehr stark mit dem Relief korreliert ist. Bei der Betrachtung des Referenzzeitraums ist zu bemerken, dass die Hochlagen der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks, deren ökologische Verhältnisse als montan bis submontan zu bezeichnen sind, nach dieser Einteilung auch konsequent in die kühl-feuchte Zone gehören. Folgerichtig ordnet sich die südliche Rheinebene – planar – in die eher warm-trockene Zone ein. Bei der Analyse der Entwicklung des Waldklima-Musters lässt sich eine markante Veränderung anhand der Farbtöne für die gesamte Waldfläche erkennen. Sie weist auf eine Entwicklung des Waldklimas in Richtung warm-trockener Verhältnisse bis Ende des Jahrhunderts hin – die oben erwähnten Blautöne der Hochlagenregionen des Landes werden in großem Maße von Grün- bis Gelbtönen ersetzt. Am Ende des Jahrhunderts sind über alle verwendeten Klimaprojektionen hinweg Klimakombinationen auf der Waldfläche zu erwarten, die im Rahmen der heutigen Waldklimaverhältnisse fremd sind. Wälder in den großen Flusstälern (Rhein, Mosel, Nahe) und deren Umgebung werden für die ferne Zukunft bei der Klimaprojektion auf Grundlage des Emissionsszenarios A1B-trocken von den extremsten projizierten Klimaverhältnissen (warm-trocken) betroffen sein.

Ein näherer Einblick in die Größenordnung der Verschiebung des Waldklima-Musters lässt sich anhand der folgenden Reihe von Matrizen in Abbildung 5.15 für die verschiedenen Zeiträume und entsprechenden Klimaprojektionen gewinnen. In jeder Klimakombination der Matrizen ist der prozentuale Anteil an der gesamten Waldfläche angegeben, der in dieser Klimakombination zu finden ist bzw. künftig zu finden sein wird.

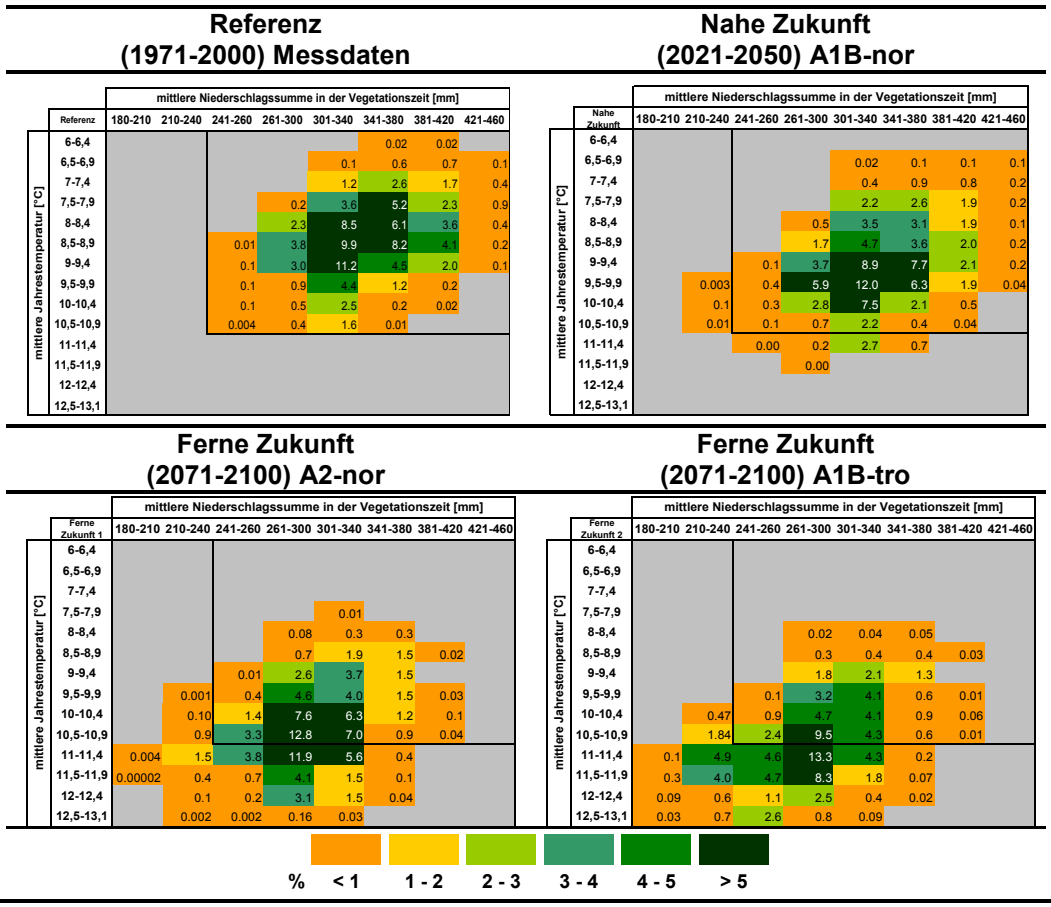


Abb. 5.15: Matrizen des Waldklimas je Zeitraum und Klimadatensatz. Angegeben sind die prozentualen Anteile an der gesamten Waldfläche in jeder Klimakombination (die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um eine bessere Visualisierung zu erlauben. Grau gefärbt sind nicht besetzte Klimakombinationen).

Unter den aktuellen Bedingungen (Referenzzeitraum) befindet sich ein großer Teil der Waldfläche vor allem im Zentrum der Matrix, wo milde Bedingungen herrschen (dunkelgrüne Farbtöne) – der Niederschlag in der Vegetationszeit variiert zwischen 301 und 380 mm und die Jahresmitteltemperatur zwischen 7,5 und 9,4°C. Im Bereich der Matrixextreme ist im Gegensatz dazu der Wald gering vertreten (orange Farbtöne der Matrix). Darüber hinaus sind deutlich kalt-trockene und warm-feuchte Kombinationen nicht mit Waldflächen belegt (graue Farbtöne der Matrix).

Unter den Klimaprojektionen für die nahe Zukunft werden in erster Linie die zuvor bereits selteneren kühlen Kombinationen wegfallen; neue Kombinationen an den wärmeren sowie trockeneren Rändern werden hinzutreten. Die Klimaprojektionen für die ferne Zukunft deuten aber wesentlich stärkere Verschiebungen der klimatischen Bedingungen für die Waldfläche an, wie es bei den Kartendarstellungen der fernen Zukunft in Abbildung 5.14 schon deutlich wurde. Den größten Teil des Waldes treffen jetzt Niederschlagsmengen in der Vegetationszeit von unter 340 mm und die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur erreicht jetzt mindestens 8°C. Der klimatische Schwerpunkt der Waldverteilung befindet sich für das Szenario A2-normal nun zwischen 261 und 340 mm Niederschlag in der Vegetationszeit mit Jahres-

mitteltemperaturen zwischen 10 und 11,4°C. Beim Szenario A1B-trocken wird dann die extremste warm-trockene Ecke der Matrix erreicht. Für etwa 75% der Waldfläche kann der Niederschlag in der Vegetationszeit auf unter 300 mm abnehmen und mehr als die Hälfte der Waldfläche kann von Jahresmitteltemperaturen höher als 11°C betroffen sein.

Die vorgestellten möglichen signifikanten Veränderungen des Waldklimas, durch eine Verlagerung in wesentlich wärmere und trockenere Bedingungen, weisen auf eine große Herausforderung hinsichtlich biologischer, ökologischer und genetischer Anpassungen der Bäume wie auch der Wälder hin.

5.2.3 Auswertung für die Hauptbaumarten: Ist-Zustand bezogen auf den Klimagradienten

Die zuvor hergeleitete Wald-Klimamatrix für die heutigen und künftigen Klimaverhältnisse liefert *per se* bereits einen relevanten Hinweis auf die klimatischen Veränderungen, die die rheinland-pfälzischen Baumarten erfahren können. Hauptziel des weiteren Vorgehens ist es nun, aufgrund dieser Klimamatrix Auswertungen für die fünf Hauptbaumarten hinsichtlich ihrer klimatischen Eignung durchzuführen. Schrittweise werden für jede Klimakombination aus Niederschlag in der Vegetationszeit und Jahresmitteltemperatur und für jede Hauptbaumart die Häufigkeit ihres Vorkommens (Abschnitt 5.2.3.1) und ihre Bonität (Abschnitt 5.1.4.1) analysiert. Dafür wurden zwei Datenquellen benutzt:

i. *Mittelfristige Planung und Nachhaltskontrolle* (MPN-Stichtag 2009), die auf der Waldortebene flächenbezogene Inventurendaten des öffentlichen Wald anbietet[21];

ii. *Landeswaldinventur* (LWI) bzw. *Bundeswaldinventur* (BWI-Stichtag 2002), die als Stichprobenverfahren Daten für alle Besitzarten bereitstellen[22].

Bei Zusammennutzung beider Datenquellen, die unterschiedliche Annahmen und Aufnahmeprozeduren haben, vereinen sich die Vorteile der vollständigen Abdeckung aller Besitzarten und die Möglichkeit der gegenseitigen Validierung von Zwischenergebnissen – die gewonnen Erkenntnisse sind deshalb robuster. Für die vorliegende Auswertung wurden aus beiden Datensätzen diejenigen Inventureinheiten (MPN-Waldorte bzw. LWI/ BWI-Inventurpunkte) ausgewählt, bei denen in ihrer Baumartenzusammensetzung mindestens ei-

[21] Die Forsteinrichtungsinventur des Staats- und Kommunalwaldes erfasst ca. 75% der gesamten Waldfläche von Rheinland-Pfalz (MPN-2009).

[22] Das gleichmäßige 2 km^2 Gitternetz der LWI wurde hierfür mit dem 4 km^2 großen, gleichmäßiges Gitternetz der BWI verschnitten, um eine höhere Datenauflösung zu erreichen (die Inventurverfahren an sich sind dabei gleich). Innerhalb des gesamten Erhebungsumfangs der LWI/ BWI-Traktecken (Inventurpunkte) wurden für diesen Zweck nur die Probebäume des Hauptbestandes der Winkelzählprobe 4 berücksichtigt (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 2001: 15). Nur auf diese Art können Angaben zu Baumalter und Baumhöhe (benötigt für die Einschätzung der Bonität – Abschnitt 5.1.4.2) abgeleitet werden.

ne der Hauptbaumarten – Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie – beteiligt ist. Dadurch konnten 649.307 ha des MPN-Datensatzes (Waldorte) sowie 6.635 Traktecken (Inventurpunkte) der LWI/ BWI berücksichtigt werden. Jedes Waldortpolygon sowie jede Traktecke wurde in Abhängigkeit von ihrer klimatischen Charakteristik mit den entsprechenden Klimakombinationen der Klimamatrix klassifiziert. In der Abbildung 5.16, die zwei Matrizen umfasst, wird der prozentuale Waldanteil in jeder Klimakombination für jeden der zwei betrachteten Datensätze, bezogen auf den Referenzzeitraum, dargestellt.

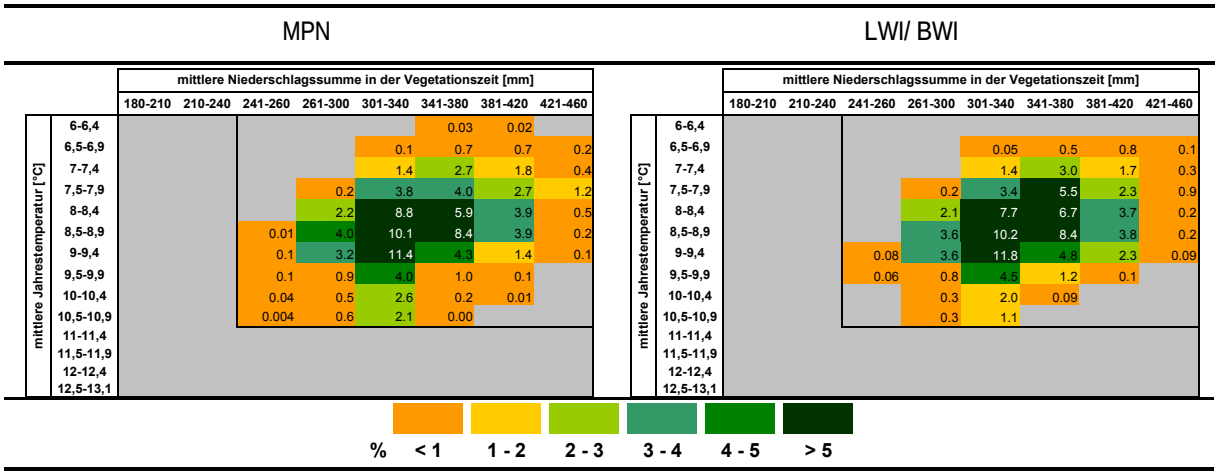


Abb. 5.16: Matrizen des Waldklimas für die Datensätze MPN (links) und LWI/ BWI (rechts). Angegeben sind die Prozentanteile der Waldfläche in jeder Klimakombination innerhalb des Referenzzeitraums. (Die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um eine bessere Visualisierung zu erlauben. Grau gefärbt sind die nicht besetzten Klimakombinationen.)

Beim Vergleich der Waldverteilung der beiden Datensätze ist kein signifikanter Unterschied zu bemerken – der klimatische Schwerpunkt des Waldes liegt nach wie vor innerhalb der milderen klimatischen Bedingungen. Ein Unterschied besteht jedoch darin, dass beim MPN-Datensatz mehrere Klimakombinationen belegt sind, die sich an den extremen Ecken der Matrix befinden (kältere, wärmere und trockenere Klassen sind hier im Vergleich zu LWI/ BWI deutlicher bzw. überhaupt vertreten).

Die Verschiedenheit der beiden Inventurverfahren führt nun jedoch zu einer unterschiedlichen Vorgehensweise in der nachfolgenden Analyse. Bei den MPN-Daten sind Hektargewichtete Auswertungen möglich, wobei die Anteilfläche der Baumart bzw. Befundeinheit im Waldort (*ha* - Bezug) der Reduktionsfaktor ist. Die punktuellen Aufnahmen der LWI/ BWI-Daten erlauben dagegen keine direkten Flächenbezüge, so dass bei ihren Auswertungen die Anzahl der einzelnen Bäume (*N* - Anzahlbezug) der Reduktionsfaktor ist. Diese Differenzen werden jedoch mit einer Berechnung auf der Basis prozentualer Größen ausgeglichen.

5.2.3.1 Häufigkeit des Vorkommens

Die Information über das Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen einer Baumart innerhalb der heutigen Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag liefert schon wichtige Hinweise über die Eignung im Verlauf des Klimagradienten, wenn unterstellt wird, dass auch anthropogen verursachte Vorkommen einer standortgerechten Baumartenwahl entsprachen. Zwei Arten des Vorkommens können hierbei unterschieden werden:

i. Verbreitung der Baumart für sich allein betrachtet entlang des Gradienten, d.h. ohne den Vergleich zu den anderen vorkommenden Hauptbaumarten. Hier kann/ können diejenige(n) Klimazone(n) der Matrix identifiziert werden, in denen die Baumart ihre Schwerpunkte hat. D.h. das gesamte 100%ige Vorkommen der Baumart wird auf alle belegten Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag verteilt;

ii. Verbreitung der Baumart entlang des Gradienten im Vergleich mit den anderen Baumarten. Hier kann/ können diejenige(n) Klimazone(n) der Matrix identifiziert werden, in denen die Baumart für sich gesehen vorteilhafter, d.h. häufiger oder wüchsiger (natürlich oder waldbaulich beeinflusst) gegenüber den anderen Baumarten auftritt. D.h. die gesamte Waldfläche aller betrachteten Baumarten wird unter den Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag zu 100% auf die fünf Baumarten verteilt.

Für die Datensätze MPN und LWI/ BWI wird das methodische Verfahren erläutert und am Beispiel der Baumart Fichte und ihrer entsprechenden Analyseergebnisse bezüglich des Vorkommens dargestellt. Eine weitere ausführliche Darstellung der Analyse für alle Hauptbaumarten ist in Anhang IV zu finden.

MPN-Daten

Die Summe der Fichten-Anteilfläche, verteilt über die unterschiedlichen Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag, beträgt innerhalb aller MPN-Waldorte 140.593 ha. In Abbildung 5.17 ist in der linken Matrix der oberen Reihe für jede Kombination die Fichten-Anteilfläche innerhalb der ausschließlichen Fichtenfläche in Rheinland-Pfalz nach MPN in Prozent angegeben (vgl. vorstehende Erläuterungen zu *i*) In der rechten Matrix ist die vorkommende Fichten-Anteilfläche in jeder Klimakombination im Vergleich zur Summe der Anteilflächen aller dort vorkommenden Hauptbaumarten in Prozent angegeben (vgl. vorstehende Erläuterungen zu *ii*)

LWI/ BWI-Daten

Innerhalb aller erfassten LWI/ BWI-Traktecken kommen, verteilt auf die unterschiedlichen Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag, 4365 Fichten vor. In Abbildung 5.17 ist in der linken Matrix der unteren Reihe für jede Kombination die Fichtenanzahl als Teil der ge-

samten ausschließlichen Fichtenanzahl in Prozent angegeben (vgl. vorstehende Erläuterungen zu *i*). In der rechten Matrix ist die vorkommende Fichtenanzahl in jeder Klimakombination im Vergleich zur Summe der Gesamtanzahl aller dort erfassten Bäume der Hauptbaumarten in Prozent angegeben (vgl. vorstehende Erläuterungen zu *ii*).

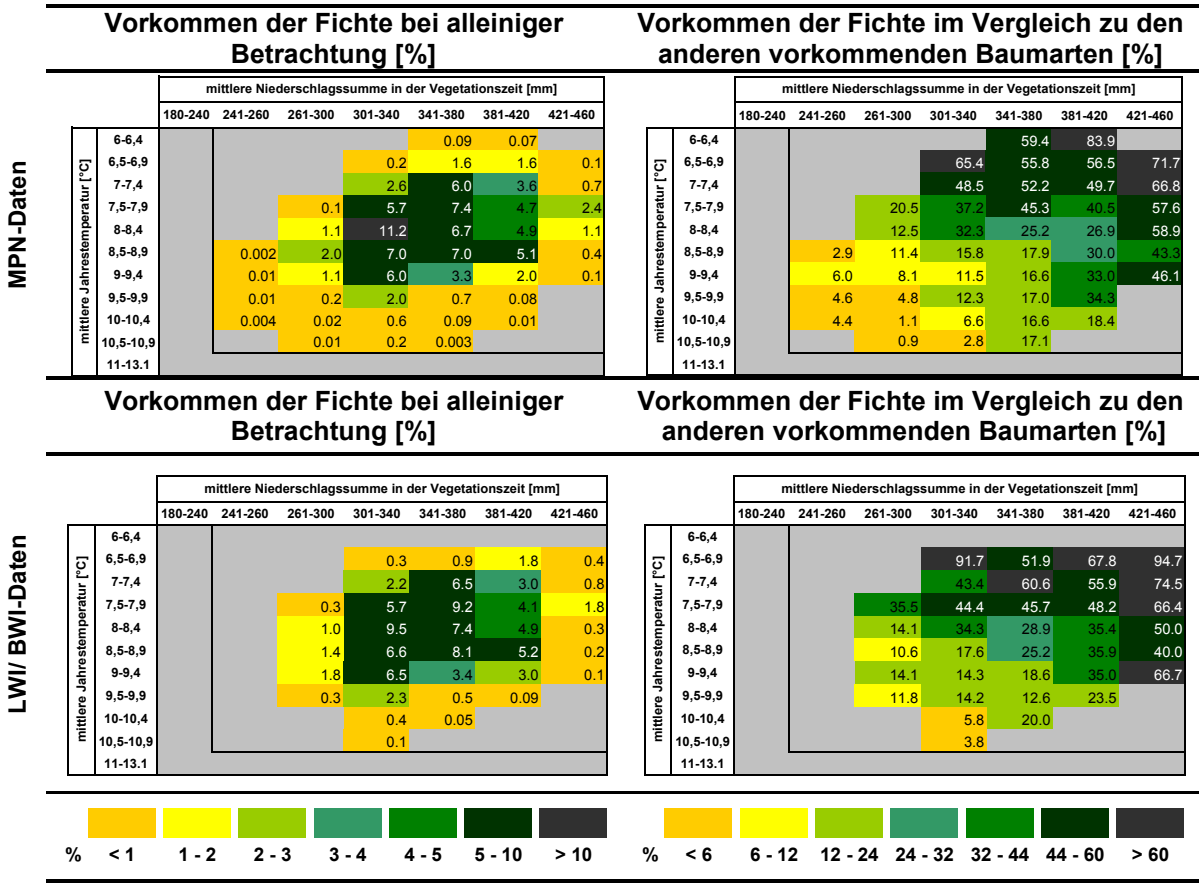


Abb. 5.17: Darstellung der Analyseergebnisse zum Vorkommen der Baumarten entlang des Klimagradienten am Beispiel der Fichte für die Datenquellen MPN (obere Reihe) und LWI/ BWI (untere Reihe). Die Angaben sind einerseits der Prozentanteil des reinen Baumartenvorkommens für sich betrachtet in jeder Kombination (links) und andererseits der Prozentanteil des Baumartenvorkommens in jeder Kombination im Vergleich zum Vorkommen der anderen betrachteten Baumarten (rechts). Die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um ein bessere Visualisierung der Unterschiede zu erlauben. Grau gefärbt sind die nicht besetzten Klimakombinationen.

Im Wesentlichen präsentieren die beiden Datensätze und Betrachtungsarten dieselben Verteilungsmuster innerhalb der Matrizen – was bei den anderen vier betrachteten Baumarten ebenso der Fall ist (vgl. Anhang IV). Das arithmetische Mittel zwischen den beiden Datensätzen auf Ebene der Klimakombinationen bekräftigt dieses Analyseergebnis. Vgl. hierzu Abbildung 5.18, die dieses Ergebnis am Beispiel der Fichte vorstellt.

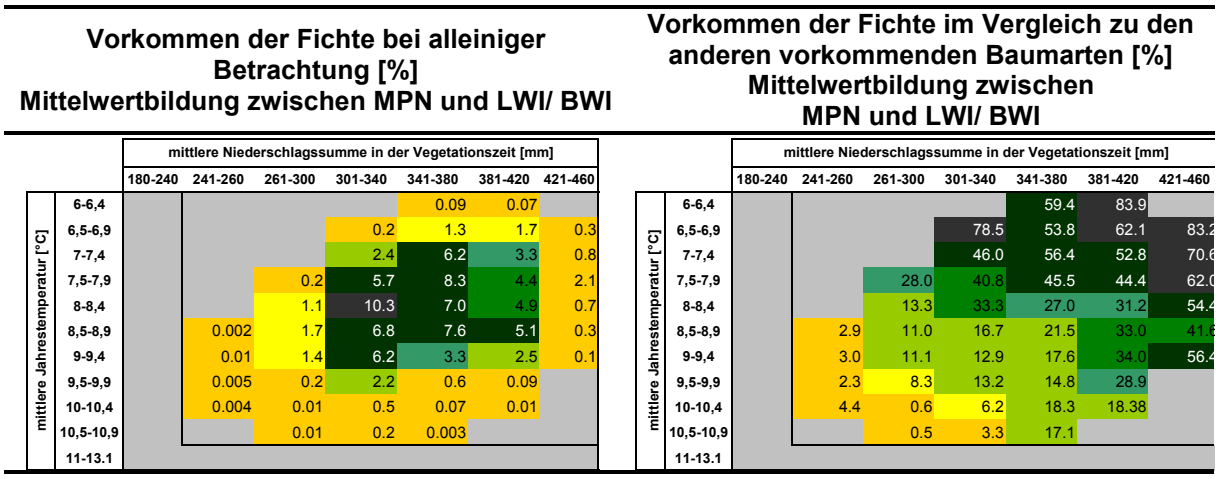


Abb. 5.18: Baumartenvorkommen entlang des Klimagradienten am Beispiel der Fichte, dargestellt als arithmetisches Mittel der in Abbildung 5.17 separat gezeigten Analyseergebnisse für die Datenquellen MPN und LWI/ BWI. Die Angaben sind einerseits der Prozentanteil des reinen Baumartenvorkommens für sich betrachtet in jeder Kombination (links) und andererseits der Prozentanteil des Baumartenvorkommens in jeder Kombination im Vergleich zum Vorkommen der anderen betrachteten Baumarten (rechts). Die Klassen der prozentualen Anteile sind in verschiedenen Farbtönen dargestellt, um eine bessere Visualisierung der Unterschiede zu erlauben. Grau gefärbt sind die nicht besetzten Klimakombinationen.

Die linke Matrix in Abbildung 5.18 zeigt, dass die Schwerpunkte des Vorkommens der Fichte für sich allein betrachtet in Rheinland-Pfalz in den zentralen und milderen Klimazonen zu finden sind. Dort befindet sich auch der größere Waldflächenanteil insgesamt (vgl. Abbildung 5.16) und es ist der Bereich, in dem auch die anderen Baumarten ihre Schwerpunkte haben (vgl. Anhang IV). Es ist aber auch erkennbar, dass die Fichte im Allgemeinen die Fähigkeit besitzt, in jeder Klimazone von Rheinland-Pfalz aufzutreten. Der zusätzlich relevante Vergleich zum Vorkommen der anderen Hauptbaumarten bestätigt jedoch, dass die Fichte in den kühl-feuchteren Gebieten des Landes gegenüber den anderen Hauptbaumarten deutlicher hervortritt. Die Fichte besetzt in diesen Klimakombinationen einen Anteil von 80 bis 50% innerhalb der Baumartenzusammensetzung. Die Fichte hat hier offensichtlich einen ökologischen Vorteil, da sie niedrige Temperaturen besser verträgt und auf (relativ) hohe Niederschläge mit guter Leistungsfähigkeit reagiert. Diese Fähigkeit rechtfertigt in dieser Klimazone die lange Fichtenanbautradition. Der Vergleich des Vorkommens aller betrachteten Baumarten in den unterschiedlichen Klimazonen offenbart die Interaktion bzw. das Zusammenspiel zwischen den Baumarten, als Resultat ihrer entsprechenden ökologischen Eigenschaften und den Einflussnahmen durch die forstliche Praxis. Das folgende Diagramm (Abbildung 5.19) stellt dieses Zusammenspiel dar.

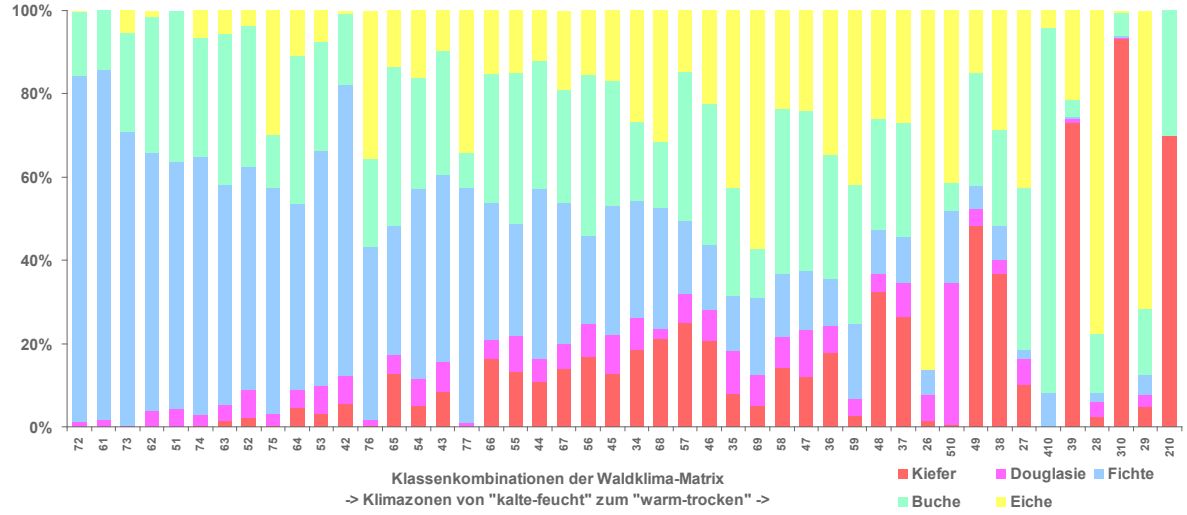


Abb. 5.19: Das relative Vorkommen [%] der fünf betrachteten Baumarten im Vergleich zueinander und entlang des Waldklimagradienten (x-Achse: Abfolge von kalt-feuchter hin zur warm-trockenen Zone).

Während im kalt-feuchten Bereich die Fichte (Blau) die größte Rolle spielt, übergibt sie im Verlauf des Gradienten ihre dominante Stellung überwiegend an die Kiefer (Rot) und die Eiche (Gelb). Kiefer und Eiche zeigen also eine gemeinsame Tauglichkeit bei warm-trockenen Bedingungen, bei denen sie auch oft gemeinsam vorkommen. Buche und Douglasie sind über den Bereich des gesamten Gradienten eher konstant repräsentiert, wobei die Buche prozentual allerdings viel höhere Anteile gegenüber der Douglasie hat.

5.2.3.2 Bonität

Das Vorkommen einer Baumart unter bestimmten Klimabedingungen ist letztlich abhängig von ihrer Fähigkeit, dort zu gedeihen und sich zu verjüngen. Eine zentrale Frage in der Forstwirtschaft ist zudem, welche Wachstumsleistungen eine Baumart unter bestimmten Klimabedingungen erbringt. Die folgende Einschätzungsmethode zur Eignung der Hauptbaumarten fragt nach der Wuchsleistung der Baumarten im Zuge des Klimawandels. Die Bonitierung, die als Kennzeichnung für die Leistungsfähigkeit einer Baumart bzw. eines Bestandes steht (KRAMER & AKÇA 1987: 211), wird anhand des vorliegenden Klimagradienten analysiert.

Die Ertragsklassen der Baumarten als relative Maßstäbe für die Höhenbonität (Alters-/ Höhen-Beziehung) werden entlang des Klimagradienten ebenfalls auf zwei Ebenen untersucht:

i. mittlere Ertragsklasse: Die Ertragsklassen jedes vorkommenden Baumes (auf Waldorten oder Traktecken) innerhalb einer jeden Klimakombination werden flächengewichtet arithmetisch gemittelt. Somit kann die mittlere Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit der Klimakombinationen präsentiert werden;

ii. bessere Ertragsklasse: Lediglich die Bäume (auf Waldorten oder Traktecken) mit hoher Ertragsklassen werden in jeder vorkommenden Klimakombination flächengewichtet arithmetisch gemittelt. Die Beschränkung auf die besseren Ertragsklasse kann als Maß für das Potenzial einer Baumart innerhalb einer bestimmten Klimakombination angenommen werden.

Für die Datensätze MPN und LWI/ BWI wird das methodische Verfahren näher erläutert und am Beispiel der Fichte dargestellt. Die ausführliche Darstellung der Ergebnisse für alle weiteren Baumarten ist in Anhang V zu finden.

MPN-Daten

Die Zuordnung der Ertragsklasse resultiert bei MPN im Wesentlichen aus einem Schätzverfahren. Mit Hilfe des Alters und der Mittelhöhe wird anhand der Referenztafeln für Rheinland-Pfalz (FAWF 2003) eine Ertragsklasse auf halbe Ertragsklassen genau hergeleitet (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 100f.). Die folgende Abbildung 5.20 zeigt in der Matrix links oben die flächengewichteten mittleren Ertragswerte in jeder Kombination aus Temperatur und Niederschlag. Zur Herleitung der Matrix rechts oben wurden nur die jeweils besten vorkommenden Ertragsklassen je Baumart berücksichtigt. Die gewichteten Werte wurden auf 0,5er Schritte gerundet und in eine Bewertung mit acht Klassen eingeordnet (vgl. Legende zu Abbildung 5.20).

LWI/ BWI-Daten

Die Ertragswerte einer Baumart wurden bei den LWI/ BWI-Daten nicht direkt geschätzt bzw. angegeben, konnten aber für den hier gewollten Zweck indirekt ermittelt werden. Über die gemessenen Angaben zu Höhe[23] und Alter[24] sowie unter Zuhilfenahme der entsprechenden Referenztafelwerte für Rheinland-Pfalz (FAWF 2003), umgerechnet auf Oberhöhenwerte[25], konnten die Ertragsklassen jeder Baumart ermittelt werden. Zur Herleitung der linken Matrix in der zweiten Reihe der Abbildung 5.20 wurden die mittleren Ertragsklassen anzahlgewichtet über die Probebäume berechnet. Für die rechte Matrix wurden nur diejenigen Probebäume berücksichtigt, die über die jeweils höchsten Werte verfügten. Die gewichteten Werte wurden ebenfalls auf 0,5er Schritte gerundet und wiederum den acht Bewertungsklassen zugeordnet (vgl. Legende zu Abbildung 5.20).

[23] Bei den angegebenen gemessenen Höhen der Probebäume des Hauptbestandes in jeder Traktecke der Inventur ist nicht eindeutig klar, ob es sich um eine Mittel- oder eine Oberhöhe handelt. Da die Probebäume jedoch nur dem Hauptbestand angehören, kann aus praktischer Sicht angenommen werden, dass es sich eher im Wesentlichen um Oberhöhen handelt.

[24] Das Alter der Probebäume ist entweder von der letzten Inventur fortgeschrieben worden, geschätzt oder in seltenen Fällen über Altersbohrungen bestimmt worden (BFH 2001: 50).

[25] Tabelle der Abschätzung der Mittelhöhe nach der Oberhöhe unter MLWF-RLP 1980: 6f.

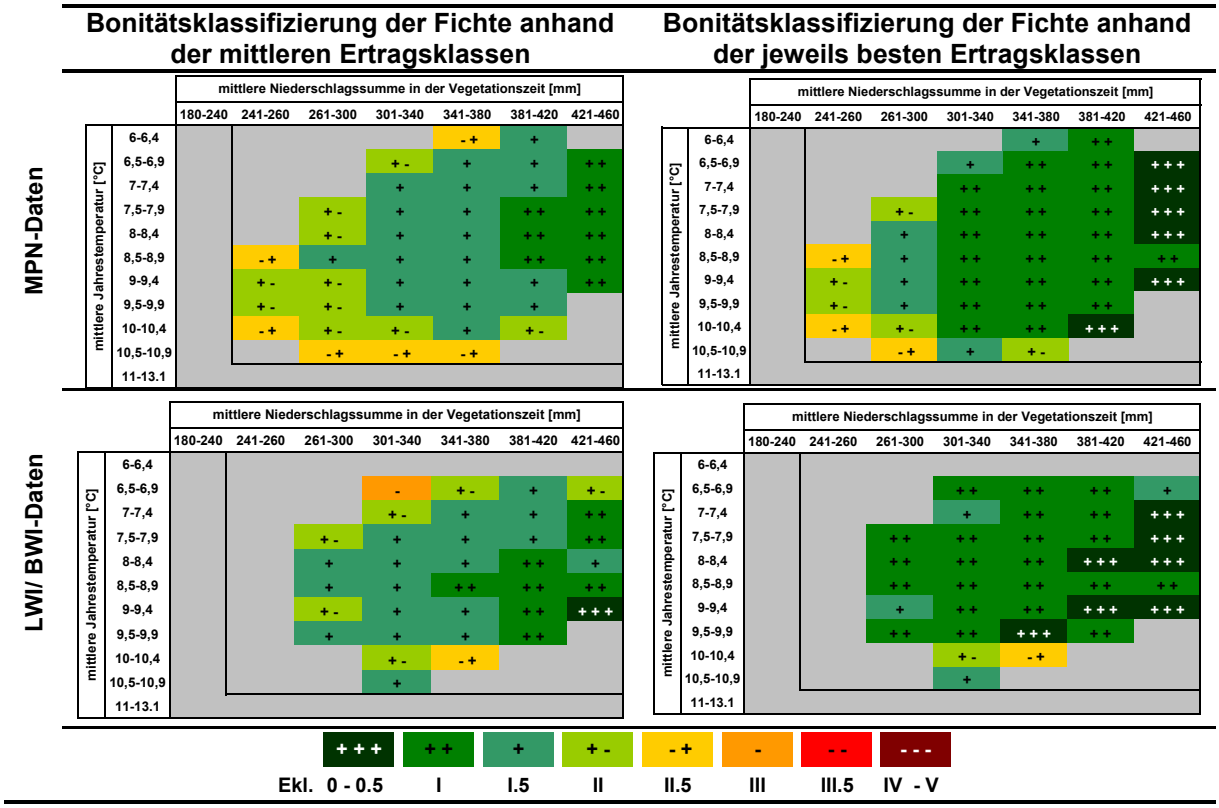


Abb. 5.20: Darstellung der Analyseergebnisse zur Bonität der Baumarten in Abhängigkeit vom Klimagradienten am Beispiel der Fichte für die Datenquellen MPN (obere Reihe) und LWI/ BWI (untere Reihe). Die Angaben links beziehen sich auf mittlere Bonitätsstufen und die Angaben rechts auf potenziell mögliche Bonitätsstufen in jeder Klimakombination. Die elf möglichen Ertragsklassen wurden acht Bonitätsstufen zugeordnet und farblich visualisiert. Grau gefärbt sind nicht besetzte Klimakombinationen.

In Wesentlichen präsentieren auch diese beiden Datensätze bzw. Matrizen im gegenseitigen Vergleich ein konsistentes Bild – was sich bei den anderen vier betrachteten Baumarten auch so zeigt (vgl. Anhang V). Generell ist mit Hilfe der MPN-Datenanalyse die erwartete Differenzierung über dem Klimagradienten besser zu erkennen – die Ergebnisse der LWI/ BWI-Analyse widersprechen dieser aber nicht. Durch die arithmetische Mittelwertbildung für die zwei Datensätze auf beiden Ebenen – in Abbildung 5.21 dargestellt – werden die zuvor gemachten Aussagen bekräftigt.

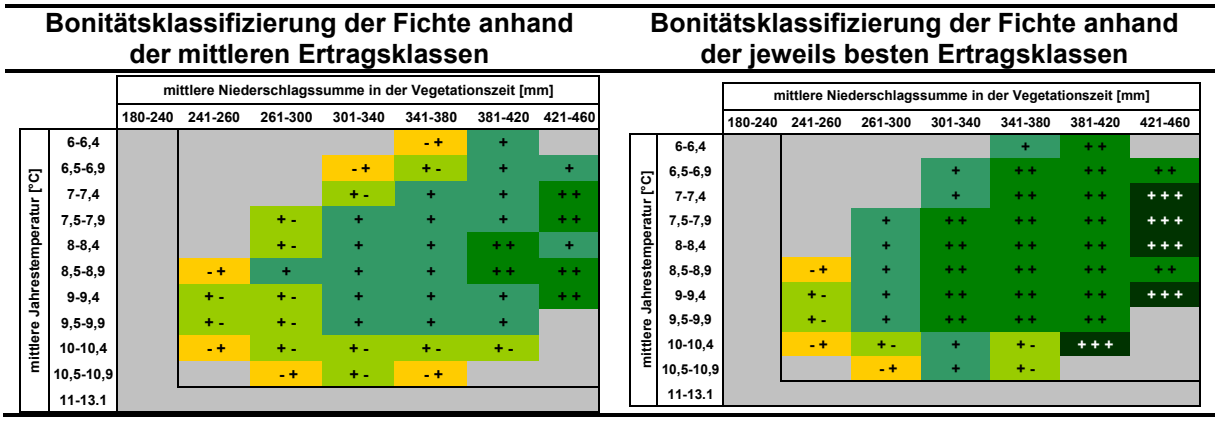


Abb. 5.21: Darstellung der Analyseergebnisse zur Bonität der Baumarten in Abhängigkeit vom Klimagradienten am Beispiel der Fichte, hier als arithmetisches Mittel der in Abbildung 5.20 separat dargestellten Analyseergebnisse auf der Grundlage der MPN- und LWI/ BWI-Datenquellen. Die Angaben links beziehen sich auf mittlere Bonitätsstufen und die Angaben rechts auf potenziell mögliche Bonitätsstufen in jeder Klimakombination. Die elf möglichen Ertragsklassen wurden acht Bonitätsstufen zugeordnet und farblich visualisiert. Grau gefärbt sind nicht besetzte Klimakombinationen.

Beide Matrizen zeigen deutlich den erwarteten Verlauf entlang des klimatischen Gradienten. Unter feuchten Bedingungen zeigt die Fichte deutlich höhere Leistungen als in den trocken-warmen Bereichen. Die Matrix zur potenziellen Bonität belegt zudem, dass die Fichte unter sehr frischen Bedingungen auch sehr hohe Leistungen (0 - 0,5) hervorbringen kann. Auch im Bereich der warm-trockenen Bedingungen bestätigen sich beide Matrizen gegenseitig. Die zusätzliche Betrachtung der Matrix zur potenziellen Bonität bietet gelegentlich – wie etwa im Bereich der kälteren Bedingungen, wo auf der Grundlage mittlerer Bonitäten die Fichte eher schwach bewertet ist (Ekl. II - II,5) – eine Relativierung der Aussagen zur mittleren Bonität und zeigt, dass ggf. eine bessere potenzielle Leistung (I - I,5) möglich ist.

Der Auswertung der Bonitierung der Hauptbaumarten unter den unterschiedlichen Klimakombinationen erklärt an dieser Stelle vor allem die Baumartenreaktionen auf die klimatischen Bedingungen, trägt indirekt aber auch eine Auswertung anderer „intrinsischer“ Standortseigenschaften (*e.g.* Bodengüte) in sich. Darüber hinaus sind die Ertragswerte baumartenspezifisch und sollten nicht zwischen den Baumarten verglichen werden – Ertragsklasse I bei einer Fichte bedeutet eine wesentlich andere Wuchsleistung als bei einer Buche derselben Ertragsklasse.

5.2.4 Herleitung der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten in einer Klima-Eignungsmatrix

Die in den vorherigen Abschnitten ausführlich dargestellte Analyse zu Vorkommen und Bonität der rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten erscheint hinsichtlich ihrer Ergebnisse in kurz zusammengefasster Form – wie beispielsweise „Fichte bevorzugt bzw. zeigt Vorteile in feucht-kalten Lagen“ – aus rein wissenschaftlicher Sicht eher trivial. Dennoch konnten die erwarteten Aussagen auf diese Weise für den rheinland-pfälzischen Raum mit Hilfe der bestehenden Datengrundlagen belegt werden. Diese Konsolidierung der verschiedenen Informationsebenen sollte folglich die adäquate Einschätzung der künftigen klimatischen Eignung der Hauptbaumarten mittels einer Klima-Eignungsmatrix unterstützen.

Die Verschneidung der vier zuvor skizzierten Untersuchungsschritte – Vorkommen (allein und im Vergleich zu den anderen Baumarten) und Bonität (mittlere Bonität und bessere Bonität als Ausdruck eines möglichen Leistungspotenzials) – erfolgt nun über eine zusammenfassende bzw. parallele Betrachtung der vier Einflussgrößen. Die verschiedenen Matrizen wurden miteinander verschnitten und unter Einbeziehung von Expertenwissen wurde jeder Klimaklasse der Matrix eine Eignungsstufe zugeschrieben, wobei der Faktor „Bonität“ i.d.R. stärker gewichtet in die Eignungsstufenzuordnung einging. Über die reine Betrachtung des Vorkommens und der Bonität einer Baumart hinausgehend, bedingt die Eignungszuordnung umfassende baumartenspezifische Kenntnisse. Zu berücksichtigende Faktoren wie Frostgefahr, Schneebruch, Schädlingsbefall, menschlicher Einfluss usw. im Zusammenspiel mit den geografischen Lagen aller Klimaklassen konnten nur über die Erfahrung und Expertise von Fachleuten in das Verfahren intergriert werden. Die Ableitung des Eignungsmusters einer Baumart anhand des Klimagradienten führt im Ergebnis daher zu einer Art *Klima-Ökogramm*. Das bedeutet auch, dass ggf. die Relativierung und der Vergleich der Eignung zwischen den Baumarten, je nach Klimazone, besonders wichtig ist, wobei die ökologischen und physiologischen Merkmale der Baumarten, die hinter den Vorkommens- und Bonitätsauswertungen stehen, unverzichtbar mitberücksichtigt werden müssen. Auf diese Weise kann innerhalb der trocken-warmen Klimaklassen eine trockenheitstolerante Baumart im Vergleich zu einer anderen durchaus besser bewertet werden. Die Tabelle 5.3 zeigt die gewählte fünfstufige Eignungsskala, die auf den analysierten Kriterien „Vorkommen“ und „Bonität“ beruht. Diese Kriterien wurden bei ihrer Übertragung in die Matrix um expertenbasiertes Fachwissen ergänzt.

Tab. 5.2: Eignungsstufen nach Vorkommen und Ertragsklasse.

		Vorkommen	Ertragsklasse
++	Sehr gut geeignet	sehr hoch	I (I,5) und besser
+	Gut geeignet	hoch	I,5 (II)
+-	Geeignet	mittel	II (II,5)
-	Bedingt geeignet	gering	II,5 (III)
- -	Nicht geeignet	sehr gering	III und schlechter

Die nachfolgenden Darstellungen sind das Resultat der Verarbeitung der oben vorgestellten Analysen und der mit ihnen verbundenen Experteninterpretationen. Für jede Baumart wird die abschließende Eignungsmatrix zusammen mit ihrer Übertragung auf die Waldfläche von Rheinland-Pfalz für den Referenzzeitraum (1971-2000) anhand der interpolierten gemessenen Klimadaten gezeigt.

Buche	mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit [mm]						
mittlere Jahrestemperatur [°C]	180-240	241-260	261-300	301-340	341-380	381-420	421-460
6-6,4					-	-	
6,5-6,9		-	-	-	-	-	-
7-7,4		-	+-	+-	+-	+-	+-
7,5-7,9		-	+-	+	+	+	+
8-8,4		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
8,5-8,9		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
9-9,4		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
9,5-9,9		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
10-10,4		-	+-	+-	+	+	+
10,5-10,9		-	+-	+-	+	+	+
11-13,1							

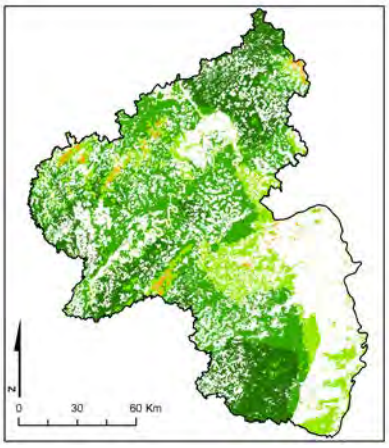


Abb. 5.22: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Buche (*Fagus sylvatica*).

Eiche	mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit [mm]						
mittlere Jahrestemperatur [°C]	180-240	241-260	261-300	301-340	341-380	381-420	421-460
6-6,4					- -		
6,5-6,9		- -	- -	- -	- -	- -	- -
7-7,4		-	-	-	-	-	-
7,5-7,9		-	+-	+-	+-	+-	+-
8-8,4		-	+-	+	+	+	+
8,5-8,9		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
9-9,4		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
9,5-9,9		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
10-10,4		-	+-	+	+	+	+
10,5-10,9		-	+-	+-	+	+	+
11-13,1							

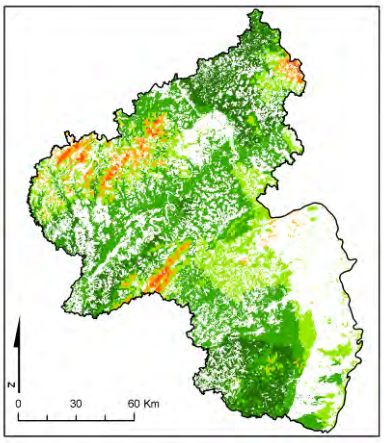


Abb. 5.23: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Eiche (*Quercus petraea*).

Fichte	mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit [mm]						
mittlere Jahrestemperatur [°C]	180-240	241-260	261-300	301-340	341-380	381-420	421-460
6-6,4					++	++	
6,5-6,9		-	+-	+	++	++	++
7-7,4		-	+-	+	+	++	++
7,5-7,9		-	+-	+	+	++	++
8-8,4		-	-	+-	+	++	++
8,5-8,9		-	-	+-	+	+	++
9-9,4		-	-	+-	+-	+	++
9,5-9,9		-	-	+-	+-	+	+
10-10,4		--	-	-	+-	+-	+
10,5-10,9		--	--	-	+-	+-	+-
11-13,1							

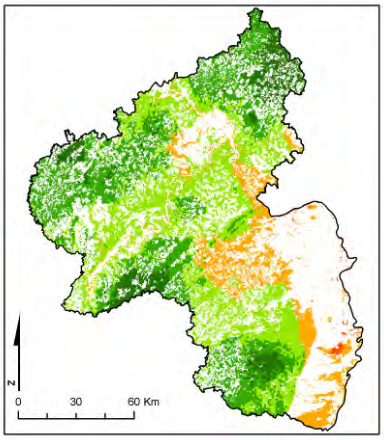


Abb. 5.24: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Fichte (*Picea abies*).

Kiefer	mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit [mm]						
mittlere Jahrestemperatur [°C]	180-240	241-260	261-300	301-340	341-380	381-420	421-460
6-6,4							
6,5-6,9		+-	+-	-	-	-	- -
7-7,4		+-	+-	-	-	-	-
7,5-7,9		+-	+-	+-	+-	+-	+-
8-8,4		+-	+-	+	+	+	+
8,5-8,9		+-	+-	+	+ +	+ +	+ +
9-9,4		+-	+-	+	+ +	+ +	+ +
9,5-9,9		+-	+-	+	+ +	+ +	+ +
10-10,4		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
10,5-10,9		-	+-	+-	+	+	+
11-13,1							

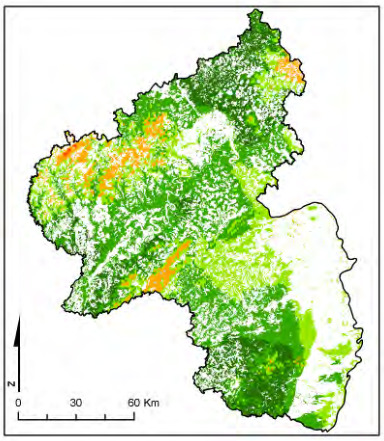


Abb. 5.25: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Kiefer (*Pinus sylvestris*).

Douglasie	mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit [mm]						
mittlere Jahrestemperatur [°C]	180-240	241-260	261-300	301-340	341-380	381-420	421-460
6-6,4					+ +	+ +	
6,5-6,9		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
7-7,4		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
7,5-7,9		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
8-8,4		-	+-	+	+ +	+ +	+ +
8,5-8,9		-	+-	+	+	+ +	+ +
9-9,4		-	+-	+	+	+ +	+ +
9,5-9,9		-	+-	+-	+	+	+
10-10,4		-	+-	+-	+	+	+
10,5-10,9		-	+-	+-	+	+	+
11-13,1							

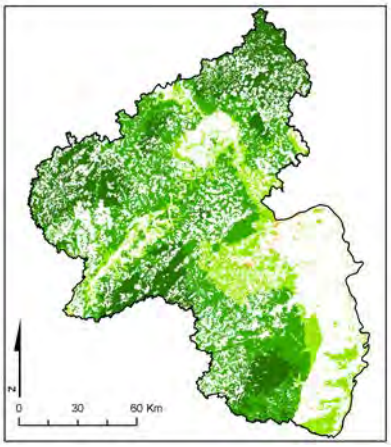


Abb. 5.26: Eignungsmatrix und ihre Übertragung auf die Waldfläche im Referenzzeitraum (1971-2000) für die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*).

Durch die Übertragung der Eignungsmatrix für das Referenzklima (gemessene Daten von 1971-2000) auf die Waldfläche, ist eine Verifizierung der Plausibilität dieser Resultate möglich. Die erreichte Darstellung der günstigen bzw. eher ungünstigen Klimabereiche der Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz – in den günstigen Fällen sogenannte „Wohlfühlbereiche“ – zeigt ein plausibles, mit der Realität übereinstimmendes Bild. Als übergeordnetes Ziel ist jedoch die Übertragung der Klima-Eignungsmatrix auf die projizierten Klimabedingungen für die Zukunft vorgesehen. Mit Hilfe der dafür erstellten Matrizen kann die klimatische Eignungseinschätzung für die verschiedenen Zeiträume und Emissionsszenarien mittels der Abbildung 6.23 des Abschnitts 6.2.1 vorgenommen werden.

5.2.4.1 Strukturen der Eignungsmatrizen für die künftigen Klimakombinationen

Parallel zur Verlagerung der klimatischen Bedingungen in den verschiedenen Waldregionen von Rheinland-Pfalz wird im Zuge des Klimawandels (Abbildung 5.14) auch eine klar erkennbare und erwartete Verschiebung der Baumarten-Eignung zu beobachten sein (vgl. Abbildung 6.22 des Abschnitts 6.2.1). Auffällig in Erscheinung tritt eine große Fläche mit einem weitgehend „neuartigen“ Klima, für das zunächst keine Eignungseinschätzung zugeordnet wurde.

Um diese Lücke zu schließen und um den Matrixbereich des heute unbekannten Klimas mit einer Eignungseinschätzung ergänzen zu können, wurden weitere methodische Überlegungen angestellt. Als adäquat erwies sich der Versuch der Verschiebung bzw. sinngemäßen Fortführung des in den bekannten Klimabereichen gewonnenen Musters. Die Äquidistanz der Klassen (vor allem bei der Dimension Jahresmitteltemperatur) und das bisher hergeleitete Eignungsmuster sowie die intensive Zusammenarbeit mit forstlichen Fachleuten haben zu einer zwar normativ geprägten, aber, ausgehend vom bisherigen Muster, durchaus logischen Einschätzung der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten im weiteren Verlauf des Klimagradienten geführt[26].

Die folgende Matrizendarstellung präsentiert dementsprechend ein dem bisherigen Muster folgendes und expertenbasiertes Eignungsszenario für die fünf betrachteten Hautbaumarten in Rheinland-Pfalz.

[26] Eine mögliche Suche nach geografischen Lagen mit heute bereits analogen Klimasituationen künftiger Klimakombinationen korreliert mit der Problematik der Heterogenität der Datengrundlagen, die damit verbunden ist. Alle bisher gewonnenen Informationen wurden anhand spezifischer, möglichst hoch aufgelöster Klima- und Walddaten von und für Rheinland-Pfalz erhoben. Eine identische Auswertung für andere geografische Lagen würde ein vergleichbares Verfahren zur Klimadateninterpolation und zur Waldinventur erfordern. Die vorliegende Arbeit konnte solche Schritte jedoch nicht leisten.

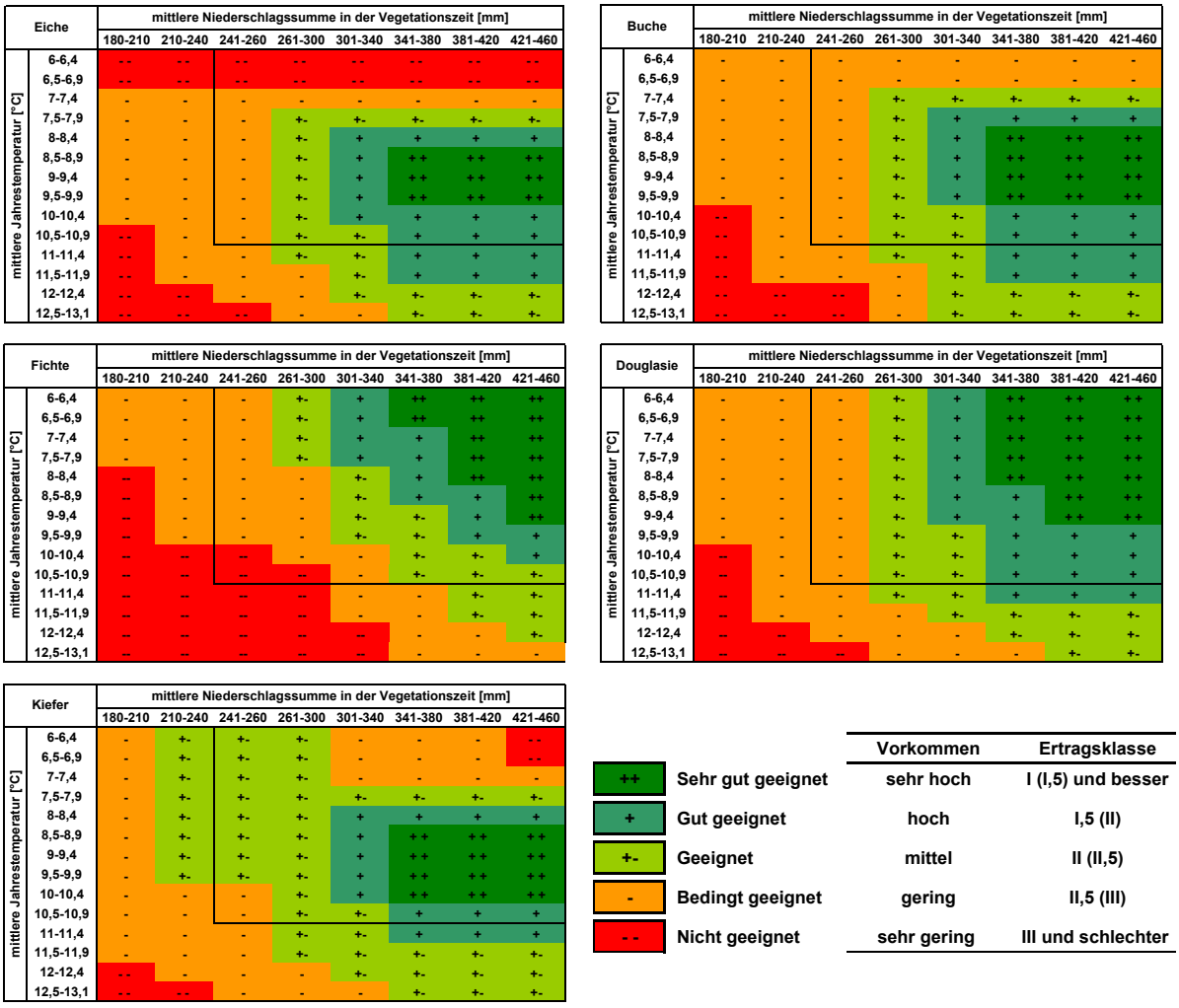


Abb. 5.27: Ausbreitung der Eignungsmatrix für die künftigen Klimakombinationen für die Hauptbaumarten.

Die in den oben stehenden Matrizen präsentierten Ergebnisse zur klimatischen Eignungseinschätzung der Hauptbaumarten werden in Abbildung 6.23 des Abschnitts 6.2.1 – Ergebnisse – auf die rheinland-pfälzische Waldfläche unter Berücksichtigung der verschiedenen Klimaprojektionen übertragen.

5.3 Klimasensitive Waldwachstumssimulation

Aussagen bzw. Vorhersagen über die Leistungsfähigkeit des Wirtschaftswaldes haben für die Forstwirtschaft seit langer Zeit große Bedeutung. Mit Hilfe der klassischen Ertragstafel bis hin zu modernen Wachstumssimulatoren können vielfältige und wertvolle Informationen an die Waldbesitzer sowie an Landschaftsplaner und Fachwissenschaftler geliefert werden. Die Komplexität der Interaktionen innerhalb der Waldökosysteme ist jedoch immens und zudem mit langen Zeiträumen verbunden. Aufgrund der Umweltveränderungen der letzten Jahrzehnte und der damit verbundenen teilweisen Ungültigkeit der traditionellen Ertragstafeln (PRETZSCH 1992) kommt der Verwendung von Simulationsmodellen im Rahmen der Klimawirkungsforschung eine große Relevanz zu (LINDNER 1999: 2). Das Spektrum von vorhandenen Wachstumsmodellen ist groß und in der Lage, sowohl die räumliche Dimension (vom Bestand bis zur Landschaftseinheit) als auch die zeitliche Dimension (vom Tag bis zum Jahrhundert) differenziert zu betrachten (PRETZSCH et al. 2007, FONTES et al. 2010). Die Fragestellung und die geforderte Zielgenauigkeit bestimmen die Art des zu benutzenden Modells.

Im Zuge des Klimawandels ist eine zentrale Frage, wie der Wald vor allem im Hinblick auf seine Produktionsleistung auf die sich verändernden Standortsbedingungen reagiert, d.h. insbesondere wie Vitalität und Zuwachs beeinflusst werden. Modelle sind an dieser Stelle Werkzeuge, die realistische Szenarien generieren und analysieren können und damit die langfristige Wirkung von Standortveränderungen auf verschiedenen Ebenen demonstrieren können (PRETZSCH et al. 2007: 2). Neben dem Klima, das direkt auf eine Baumart wirkt, weisen *e.g.* PRETZSCH & DURSKY (2002: 152) darauf hin, dass Klimaveränderungen auch einen Wechsel der Konkurrenzverhältnisse zwischen verschiedenen Arten auf ein und demselben Standort bewirken können, d.h. dass neben den direkten Wirkungen auf einen Baum oder eine Baumart, auch ein Wechselspiel von indirekten Reaktionen stattfinden kann, das aber (teilweise) nicht bekannt ist (vgl. *e.g.* FONTES et al. 2010: 21). Die Modellierung des Waldwachstums steht deshalb vor einer großen neuen Herausforderung. Ob empirisch, prozessbasiert oder auf beiden Ansätzen gemischt basierend, die Vielfalt an Modellen, die eine managementorientierte Wachstumsmodellierung auch unter der Möglichkeit dynamischer Veränderungen der Standortsbedingungen zulassen, ist groß (vgl. *e.g.* PRETZSCH et al. 2007, FONTES et al. 2010). Für den Zweck einer managementorientierten Simulation der Waldentwicklung kann die Kopplung von mehreren Modellen von großem Vorteil sein (PRETZSCH et al. 2007: 18). Auf dieser Basis und im Rahmen der Forschung zur Klimawandelwirkung auf Wälder beschreiben MOSHAMMER (2006) und MOSHAMMER et al. (2009) die Kopplung von zwei Wachstumssimulatoren – BALANCE und SILVA – für zusammenhängende Waldlandschaften, als ein geeignetes Werkzeug, in dem physiologische und empirische Modellierungsansätze vereint werden. Diese zwei Modell- Anwendungen werden in dieser Arbeit ebenso in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München durchgeführt.

Im Modell BALANCE resultiert das Wachstum aus biologischen und ökologischen Reaktionen eines jeden Baumes auf seine simulierten Umweltbedingungen (Einzelbaum-Modell). Hier werden die physiologischen Prozesse (*e.g.* Fotosynthese und Respiration) in den verschiedenen Strukturen eines Baumes (*e.g.* Krone und Wurzel) unter bestimmten Standortbedingungen abgebildet. Komplexe Ansätze, wie z.B. für die tägliche Abbildung des Mikroklimas und des Wasserhaushaltes des Einzelbaums, benötigen hierbei sehr fein aufgelöste Daten. Der Zuwachs wird dann beispielsweise als Jahresangabe der Zunahme der Biomasse wiedergegeben. Für die Baumarten Buche, Traubeneiche, Fichte und Kiefer reagiert das Modell bzw. die Simulation sensibel auf Änderungen von Umweltbedingungen (GROTE & PRETZSCH 2002, RÖTZER et al. 2005).

In SILVA wird das Wachstum über empirisch ermittelte Beziehungen gesteuert. Die aufwendige Parametrisierung des Modells über Rein- und Mischbestände fand vor allem anhand von Daten aus Süddeutschland, einschließlich Rheinland-Pfalz, statt. Da das Wachstum der Einzelbäume in SILVA neben dem Standraum- bzw. Konkurrenzeffekt auf dem Wuchspotenzial, das von den jeweiligen Standortbedingungen (*e.g.* Klima, Boden) abhängt, basiert, ist SILVA grundsätzlich für weite Bereiche Mitteleuropas anwendbar. Neben regelmäßigen Anwendungen für Wissenschaft und Praxis in Deutschland (Bayern (BAYSF), Baden-Württemberg (OSTALB), Rheinland-Pfalz (FORESTCLIM, WERTHOLZ FICHTE), Sachsen (ENFORCHANGE), Nordrhein-Westfalen (VIRTUELLER WALD), u.v.a.) gibt es auch speziell angepasste Modellversionen zum Beispiel für Teakbestände in Thailand sowie Anwendungen in den USA oder Vietnam. Das Modell simuliert in 5-Jahres-Schritten und kann flexibel justiert werden. Die Standortbedingungen wirken auf das Wachstum und dieses wiederum auf die inter- und intraspezifische Konkurrenz. Auf der Basis von langfristigen mittleren atmosphärischen und edafischen Standorteigenschaften verfügt das Modell über ökologisch signifikante Variablen, die das potenzielle Höhenwachstum (ausgedrückt durch die Chapman-Richards-Funktion) pro Baumart und Standort charakteristisch beeinflussen und justieren können. Aus Sicht der Klimawandelfolgenforschung ist dies ein Vorteil, da diese entscheidende Wachstumskurve laufend an neue klimatische Bedingungen angepasst werden kann (KAHN & PRETZSCH 1997: 116, PRETZSCH et al. 2002: 7). Um eine effiziente Berechnung des Waldwachstums auf einer großen Maßstabsebene zu ermöglichen, umfasst SILVA einen automatisierten Batch-Betrieb, der zyklisch und automatisiert viele Information bearbeiten kann und so Szenarienanalysen für ganze Waldlandschaften ermöglicht (PRETZSCH et al. 2002 ,PRETZSCH et al. 2005).

Die oben kurz beschriebenen Eigenschaften von BALANCE und SILVA sind von der Methodik her sehr unterschiedlich, die Kopplung der beiden Modelle bringt im Rahmen der Klimawandelfolgenforschung jedoch einen erheblichen Zugewinn an Informationen und Realitätsnähe. Über BALANCE ist durch die Simulation von Reinbeständen in unterschiedlichen Altern das ökophysiologische Reaktionsmuster von Baumarten auf verschiedene angenommene Klimabedingungen abbildbar. Die entsprechenden relativen Veränderungen bei der Biomasseproduktion, der Höhe und des Durchmessers lassen sich in das Standort-Leistungsmodul von SILVA mit Hilfe der artspezifischen Kurve des potenziellen Höhenwachs-

tums einsteuern. Somit kann im Rahmen unterschiedlicher Klimaprojektionen auch ein unterschiedliches potenzielles Wachstum abgebildet werden. Die mittel- und langfristige Entwicklung von Waldbeständen und der Holzproduktion ist zudem mit einem umfangreichen Durchforstungsmodul steuerbar, so dass managementorientierte Simulationsergebnisse ermöglicht werden (vgl. MOSHAMMER 2006, RÖTZER 2006, RÖTZER & MOSHAMMER 2008, MOSHAMMER et al. 2009).

Die Anwendung dieses Ansatzes auf einen großen Landschaftsraum, wie ein Bundesland, erfordert eine geschickte Stratifizierung des Waldes. Anhand von sinnvollen Kriterien werden die einzelnen Elemente, d.h. hier vor allem Waldorte, schrittweise gruppiert, um Prognoseeinheiten – Straten – abzubilden, die sich dann einheitlich darstellen und verwendet werden können, zuerst für die Steuerung der Wuchsbedingungen und der Durchforstung und zuletzt für die Darstellung der Ergebnisse der langfristigen Entwicklung (MOSHAMMER 2006). Dieser Ansatz ermöglicht es, dass die Erkenntnisse in Planung und Praxis der Forstwirtschaft angewendet werden können (RÖTZER 2006). Für die hiesige Fragestellung ist es das Ziel, für Rheinland-Pfalz darzustellen, wie sich die Holzproduktion unter drei verschiedenen möglichen Klimaentwicklungen bis Ende des Jahrhunderts hinsichtlich ihrer Größenordnung ändern kann[27]. Auf dieser Ebene sind Aussagen in Bezug auf mittlere bis langfristige Entwicklungstrends von Bedeutung, um hierüber ggf. Empfehlungen und Handlungsoptionen für das Betriebsmanagement abzuleiten.

Die folgende Beschreibung der unterschiedlichen Schritte des methodischen Ansatzes wird beispielhaft anhand des Landschaftsraums 4 (*Kollin-Süd-Niederschlagsreich*) vorgenommen. Er ist die ausgewählte Landschaft für den Test- und Entwicklungslauf des Verfahrens bzw. der Simulation. In Landschaft 4 sind alle Baumarten vertreten, sie verfügt über eine große Vielfalt an Waldtypen und die Reaktionen auf Klimaänderungen sind sowohl auf der Baumartenebene bis zum Landschaftsmaßstab ausgeprägt und darstellbar.

5.3.1 Stratifizierung von Landschaftsräumen und Waldtypen

Erfolg und Plausibilität einer Simulation korrelieren mit der Qualität (Auflösung und Vertrauenswürdigkeit) der Eingangsdaten (MOSHAMMER 2006: 1164). Zudem hängt die Entscheidung, welche Einflussgröße zu betrachten ist, und deren Auflösung stark von den Zielgrößen der Simulation ab sowie von den Datenanforderungen des Simulationsmodells. In der vorliegenden Arbeit handelt es sich um eine Simulation auf der relativ großen Maßstabsebene des Bundeslandes Rheinland-Pfalz, die dennoch zu realistischen und praxistauglichen Ergebnissen auf regionaler Ebene innerhalb des Landes führen soll. Die Vielfalt an Naturräumen und ihre zugehörigen, unterschiedlich geprägten Wälder (Abschnitt 4), bedürfen zuerst einer Stratifizierung nach Naturräumen auf Landschaftsebene (s. Abschnitt 5.3.1.1), gefolgt von einer Stratifizierung der Waldzusammensetzung innerhalb von Landschaften (s. Abschnitt

[27] Allerdings konnten unterschiedliche waldbauliche Behandlungsoptionen oder Risikofaktoren (wie Wind, Schnee oder Schädlinge) nicht in der Simulation berücksichtigt werden.

5.3.1.2). Die Verbindung dieser beiden Ebenen führt zu „Repräsentativen Waldlandschaftseinheiten“ – den Straten (s. Abschnitt 5.3.1.3). Die Straten gelten als „Prognoseeinheiten“, innerhalb derer die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse der verschiedenen Szenarien möglich ist.

5.3.1.1 Forstliche Landschaftsräume

Aus waldökologischer Sicht ist Rheinland-Pfalz ein Land mit einer größeren Anzahl von Naturräumen – 16 Wuchsgebiete wurden abgegrenzt (Abbildung 4.3 nach GAUER & ALDINGER 2005). Sowohl in den Tälern als auch in den größeren oder kleineren Flussgebieten oder in den submontanen bis montanen Mittelgebirgen sind unterschiedlich geprägte Wälder vorzufinden. Eine gut gewählte Abgrenzung von aus forstlicher Sicht relevanten Räumen vereinfacht die Identifizierung typischer forstlicher Ökosysteme. Nach dem Konzept der Wuchsgebiete (GAUER & ALDINGER 2005: 13ff.) werden verschiedene physisch-geografische Charakteristika gruppiert und abgegrenzt, in denen auch das Großklima über zwölf Klimakennwerte für die Klimanormalperiode von 1961-1990 berücksichtigt ist. Trotz der zweifellos wertvollen Gliederung wurde hier eine abweichende Überlegung für eine Landschaftsanalyse über die Verschneidung von ökologisch-klimatisch-geografischen Größen angestellt, die zu einer Neueinteilung des Landes, orientiert an einer klimatischen Fragestellung, führte.

Die Analyse der ökologischen Wärmestufen ist hierbei von großer Bedeutung, da die Vegetationszusammensetzung (und damit die „Wohlfühlbereiche“ der Baumarten) wesentlich in Abhängigkeit dieser Abstufungen variieren (ELLENBERG 1996: 113). Die Wärmestufen definieren sich über die Temperatur in der Vegetationszeit und variieren deshalb vor allem in Abhängigkeit von der geografischen Höhe. Sie spiegeln somit das Großrelief der Landschaft (Abbildung 5.28) und damit der Wärmestufenverteilung in Rheinland-Pfalz wider. Der Boden hat ebenfalls einen wesentlichen Einfluss auf die Wälder und ihre Eigenschaften. Er ist aber ein Faktor, der sehr ausgeprägt in der Landschaft variiert. Schon bei der groben Betrachtung der Bodengroßlandschaften sind elf Kategorien aufgeführt (LGB-RLP 2008). Für diese Arbeit wurde zunächst eine normative Nord/ Süd-Enteilung verwendet. Rheinland-Pfalz lässt sich geologisch vereinfachend in einen Nord- und einen Südteil gliedern. Im Norden dominiert das rheinische Schiefergebirge. Im Süden finden sich vorwiegend Ablagerungen des Rotliegenden, der Trias und des Quartärs (Abbildung 5.29).

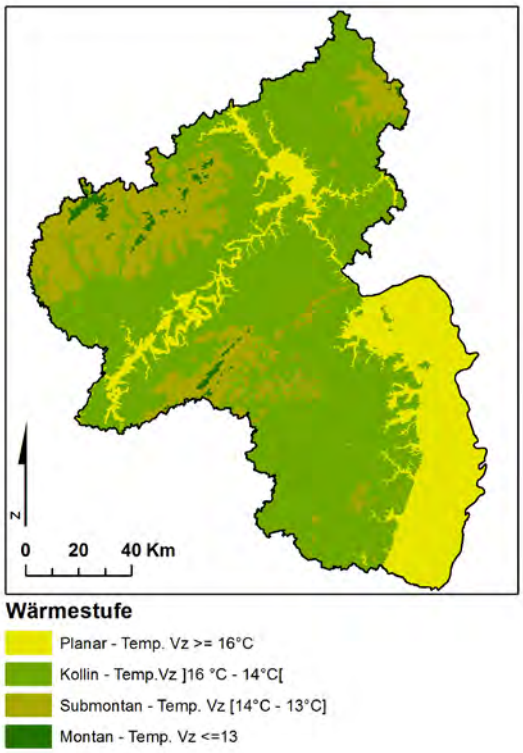


Abb. 5.28: Wärmestufen (Höhenstufen) in Rheinland-Pfalz anhand der Temperatur in der Vegetationszeit (nach AK Standortskartierung 1996: 294).

Abb. 5.29: Normative vereinfachte geologische Nord/ Süd-Einteilung des rheinland-pfälzischen Raumes.

Der jedoch noch fehlende, sehr bedeutsame Parameter Niederschlag ist aus zwei wesentlichen Gründen zusätzlich zu betrachten:

i. der Niederschlag ist einerseits ein maßgeblicher Klimafaktor für regionale Unterschiede in Rheinland-Pfalz;

ii. die Niederschlagsverhältnisse sind von primärer Bedeutung für die Vegetationszusammensetzung und für das Waldwachstum.

In Zusammenarbeit mit dem *Modul Klima* des KlimLandRP-Projektes (KRAUS 2011) wurde die räumliche und jahreszeitliche Struktur der Niederschlagsverhältnisse (jährliche Niederschlagshöhen und charakteristische Jahresgänge) analysiert. Auf Basis einer ausführlichen Auswertung des heutigen regionalen Niederschlagsregimes[28] und dessen zukünftiger mögli-

[28] Hergeleitet aus den Messdaten der DWD-Stationen für die Normalperiode 1961-1990.

cher Entwicklung[29], lassen sich in Rheinland-Pfalz 13 charakteristische „Niederschlagsregionen“ identifizieren (s. Abbildung 53)[30].

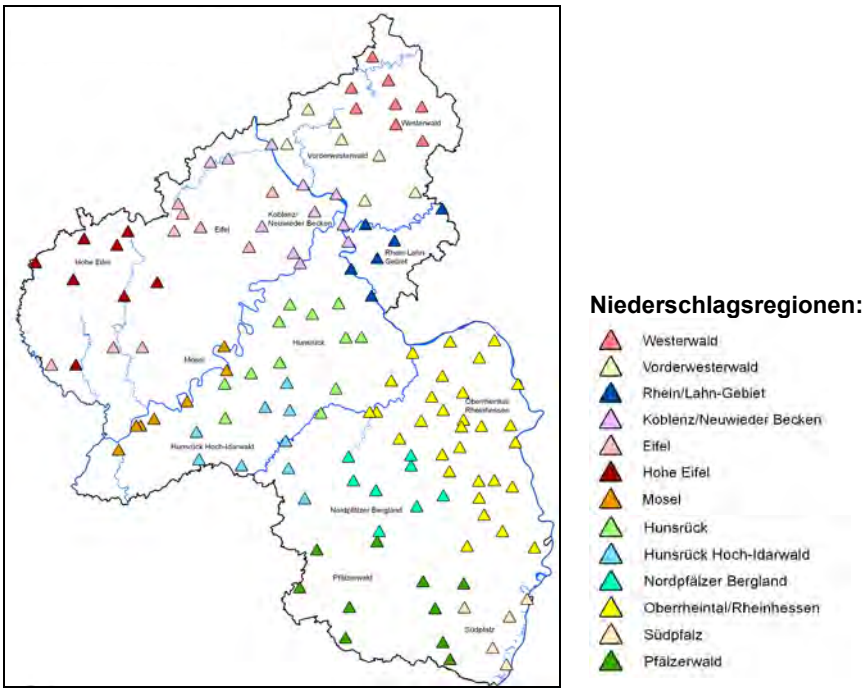


Abb. 5.30: Niederschlagsstationen, die die unterschiedlichen Niederschlagsregionen in Rheinland-Pfalz zuweisen (Kraus 2011: 5).

Die Abbildung 5.30 weist dem Niederschlagsregime eine regionale Einteilung zu. Beim Vergleich mit den vorherigen Überlegungen zur Verschneidung von Wärmestufen und einer Nord-Süd-Teilung zeigen sich durchaus große Ähnlichkeiten. Um den Aufwand für die Waldwachstumssimulation in Grenzen zu halten, werden in einem nächsten Schritt die 13 Niederschlagsregionen mit den dargestellten Wärmestufen und der Nord-Süd-Einteilung verschnitten und unter Berücksichtigung von regionaler forstlicher Expertise endgültig zu zehn Landschaften abgegrenzt (s. Abbildung 5.31). Eine solche forstliche Landschaft kann allerdings im Einzelfall durchaus eine geteilte Niederschlagscharakteristik für die betreffende Region aufweisen[31]. Dennoch herrschen in jeder Landschaft im Mittel ähnliche makroklimati-

[29] Hergeleitet aus den Klimaprojektionen des regionalen Wettreg2006 Klimamodels für die Emissionsszenarien A1B, A2 und B1 (alle mit der Realisation „Mittel“) für die Zeiträume 2021-2050 und 2071-2100.

[30] Eine detaillierte Beschreibung der Methode und der Interpretation sind unter KRAUS (2013) zu finden.

[31] Beispieldarstellung: Innerhalb der abgegrenzten forstlichen Landschaft 1 (Planar-Süd) sind die zwei charakteristischen Niederschlagsregionen Südpfalz und Oberrheintal/ Rheinhessen zu finden. Aufgrund der hohen forstlichen Relevanz des südlichen Teils dieser Landschaft wird die Niederschlagscharakteristik der Region Südpfalz als repräsentativ für diese ausgewählt.

sche Bedingungen, die letztendlich die dominierenden Waldtypen und ihre Eigenschaften beeinflussen.

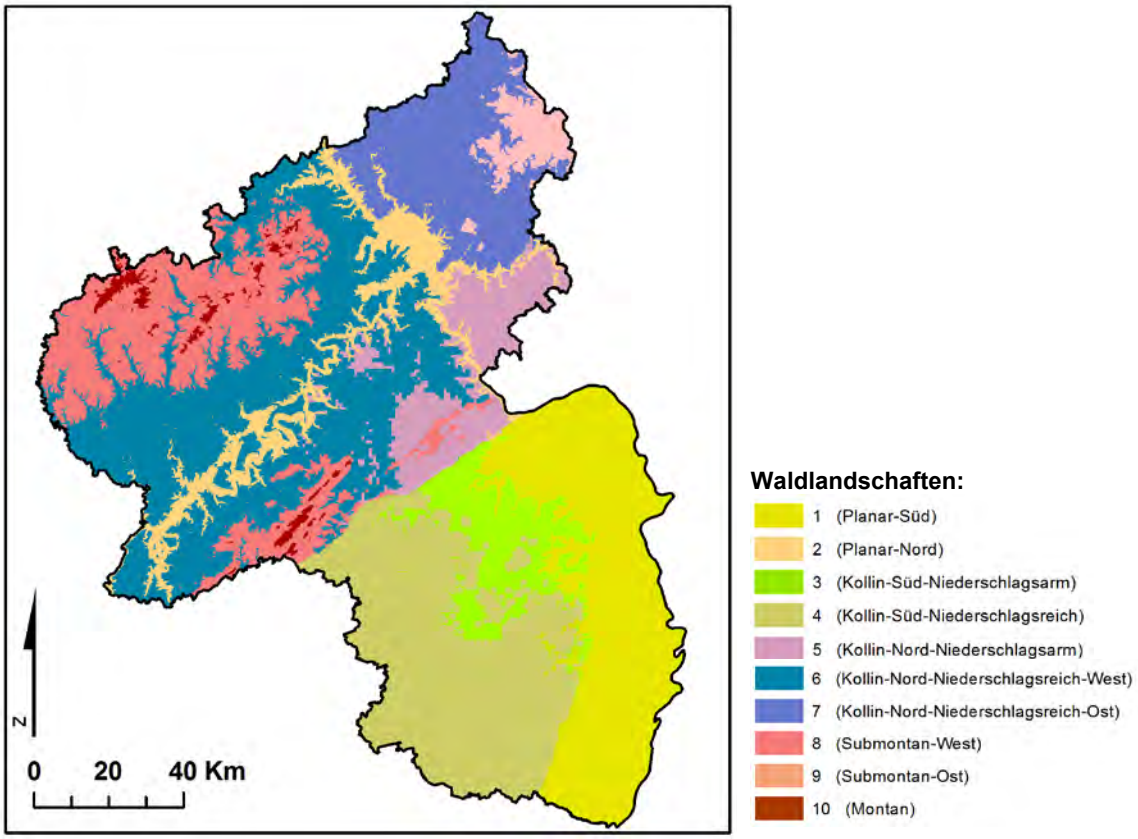


Abb. 5.31: Einteilung der Waldlandschaften. Die Bezeichnung der Landschaften 1 bis 10 erfolgt nach ihren räumlichen Eigenschaften bezüglich der Wärmestufe (vgl. Abbildung 5.29), der Nord/ Süd-Einteilung (vgl. Abbildung 5.30) und der Niederschlagscharakteristik (vgl. Abbildung 5.31).

5.3.1.2 Waldtypen

Innerhalb der ca. 833.000 ha großen Waldfläche von Rheinland-Pfalz (MUFV-RLP 2011) sind rd. 75% (vor allem Staats- und Kommunalwald) von der Forsteinrichtung durch das Verfahren der *Mittelfristigen Planung und Nachhaltskontrolle* (MPN) seit 2005 inventarisiert[32]. Die Stratifizierung der Waldtypen erfolgt auf der Grundlage dieses Datensatzes. Hierbei werden auf der Ebene des Waldortes[33] allgemeine Informationen zum Standort, zur Baumartenzusammensetzung und weitere forstliche bzw. waldbauliche Parameter für jeden Bestand ausgewiesen (LANDESFORSTEN-RLP 2008). Übergeordnetes Ziel der Stratifizierung ist es, re-

[32] Inventurdaten des Waldes unter vollständiger Einbeziehung des Privatwaldes (die restlichen rd. 25%) sind zurzeit nur über die Bundes- bzw. Landeswaldinventur abzubilden.

[33] Die kleinste (und georeferenzierte) Planungseinheit für die Verortung waldbezogener Informationen (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 34).

präsentative Waldtypen des Staats- und Kommunalwaldes von Rheinland-Pfalz abzugrenzen[34] und zwar im Sinne einer Flächenrepräsentativität. Die Baumartenzusammensetzung der Bestände bzw. Waldorte ist der prinzipiell wichtigste Parameter zur Stratifizierung der Waldtypen. Begonnen wird somit zunächst mit einer Zuordnung der Bestände zu Rein- oder Mischbeständen.

Reinbestands-Waldtypen

Die Herleitung der Reinbestände erfolgt direkt anhand der MPN-Daten über die Abfrage des waldortbezogenen Mischungsmerkmals „Rein[35]“ und der entsprechenden ökologischen Hauptbaumart[36]. Die Waldfläche, die mit Reinbeständen bzw. Reinbestands-Waldtypen belegt ist, erreicht 13,3% des betrachteten Waldkollektivs aus Staats- und Kommunalwald. Die folgende Tabelle stellt die wichtigsten dieser Typen sowie ihre entsprechende Fläche und ihren prozentualen Flächenanteil innerhalb des Staats- und Kommunalwaldes von Rheinland-Pfalz dar.

Tab. 5.3: Reinbestands-Waldtypen

	Waldtyp	Flächen [ha]	Waldanteil [%]
1.	Fichte	41.195,8	6,90
2.	Buche	17.213,8	2,88
3.	Douglasie	7.021,8	1,18
4.	Kiefer	6.889,1	1,15
5.	Traubeneiche	4.349,1	0,73
		76.669 ha	**13%**

Mischbestands-Waldtypen

Für die Herleitung der Mischwaldtypen der vorliegenden Stratifizierung wurde auf die Identifizierung derjenigen zwei bzw. drei Baumarten abgezielt, die die ökologische und ökonomische Hauptrolle innerhalb des Waldortes spielen. Zu jedem „gemischten“ Waldort gehören folglich eine Hauptbaumart (HBA) und in der Regel mehrere Nebenbaumarten (NBA). Methodisch wird dabei zunächst für jeden Waldort die HBA identifiziert. Die NBA kann jedoch nicht mit einer direkten Abfrage gewonnen werden, sondern wird mit einem für diesen Zweck entwickelten speziellen Algorithmus aus dem MPN-Datensatz hergeleitet.

[34] Um ein effizientes und flexibles Verfahren zur Stratifizierung der MPN-Daten zu erzielen, war es notwendig, die Daten in geeigneter Weise umzuformatieren und in eine passende Datenbankstruktur (MS-Access) zu überführen. Stichtag der verwendeten Daten ist der 01.10.2008.

[35] Bestände mit weniger als 10% Flächenanteil von Mischbaumarten an der Gesamtfläche aller Baumarten (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 34).

[36] Die ökologische Hauptbaumart ist diejenige Baumart, die die gegenwärtige Oberschicht des Bestandes dominiert (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 41).

Aus der Tabelle *Baumartenzeilen* der gesamten MPN-Datenbank, wo die Informationen von jeder Bestandseinheit aller Waldorte[37] aufgelistet sind, werden zusätzlich zur HBA alle NBA herausgefiltert, für die folgende Annahmen zutreffen:

i. der Bestockungsgrad ist gleich oder größer als 0,3;

ii. die Entwicklungsphase[38] ist maximal zwei Phasen *jünger* als diejenige der HBA.

Die herausgefilterten Informationen werden nach Baumarten gruppiert und nach der Größe der Fläche sortiert. Diejenige Nebenbaumart, die die meiste Fläche umfasst, wird als erste Nebenbaumart definiert, die nächstfolgende als zweite Nebenbaumart und so weiter. Für die Waldwachstumssimulation wird jedoch aufgrund des ansonsten enormen Rechenaufwandes neben der Hauptbaumart nur die wichtigste Nebenbaumart eines jeden Waldortes verwendet. Diese beiden Baumarten bilden nun einen repräsentativen Waldtyp innerhalb einer Waldlandschaftseinheit. Die folgende Tabelle stellt die wichtigsten dieser Typen sowie ihre entsprechende Fläche und ihren prozentualen Flächenanteil innerhalb des Staats- und Kommunalwaldes von Rheinland-Pfalz dar.

[37] Bestandseinheiten, bei MPN als Befundeinheiten gekennzeichnet, bestehen ggf. aus mehreren Baumarten. Dieselbe Baumart kann wiederum in mehreren Bestandseinheiten auftauchen und sich dort z.B. bezüglich Alter, Bestockungsgrad oder sogar Bonität unterschiedlich präsentieren.

[38] Die Entwicklungsphasen sind gemäß dem rheinland-pfälzischen Waldbaukonzept „Qualifizieren - Dimensionieren“ bzw. nach MPN-Verfahren (in aufsteigender Reihenfolge): Etablierung, Qualifizierung, Dimensionierung, Reife, Generationswechsel und ggf. Zerfall.

Tab. 5.4: Mischbestands-Waldtypen

	Waldtyp	Fläche [ha]	Waldanteil [%]
1.	Kiefer - Buche	53.178,6	8,91
2.	Traubeneiche - Buche	49.317,8	8,26
3.	Buche - Fichte	35.818,9	6,00
4.	Buche - Traubeneiche	35.141,5	5,89
5.	Fichte - Buche	33.705,3	5,65
6.	Traubeneiche - Hainbuche	29.704,5	4,98
7.	Fichte - Douglasie	17.695,5	2,96
8.	Kiefer - Fichte	14.575,3	2,44
9.	Douglasie - Fichte	13.156,7	2,2
10.	Buche - Kiefer	12.530,4	2,10
11.	Buche - europäische Lärche	10.472,8	1,75
12.	Fichte - Kiefer	10.275,9	1,72
13.	Fichte - Traubeneiche	9.740	1,63
14.	Kiefer - Traubeneiche	9.472,3	1,59
15.	Buche - Douglasie	7.473,7	1,25
16.	Kiefer - Douglasie	6.480,6	1,09
17.	Traubeneiche - Kiefer	6.220,3	1,04
18.	Douglasie - Buche	6.176,1	1,03
19.	Fichte - Erle	6.133,9	1,03
20.	Stieleiche - Buche	5.805,9	0,97
21.	Stieleiche - Hainbuche	3.727,1	0,62
22.	Lärche - Buche	2.993,7	0,50
		379.796 ha	**64%**

Rheinland-pfälzische Waldtypen

Über das zuvor erläuterte Verfahren wurden spezifische Ergebnisse zur Waldstruktur und zur Baumartenzusammensetzung gewonnen. In Tabelle 5.5 sind die Waldtypen aufgeführt, die innerhalb des rheinland-pfälzischen Staats- und Kommunalwaldes mehr als 1% der Gesamtfläche umfassen, also als repräsentative Waldtypen betrachtet werden können. Anzumerken ist, dass alle Mischungstypen, die weniger als 1% der Fläche umfassen, als sonstige Mischungstypen gruppiert wurden, um so einen vereinfachenden Überblick über ihren Anteil und ihre Zusammensetzung zu bekommen. Die Ergebnisse dieser Stratifizierung wurden zusätzlich anhand separat vorliegender Daten des alten Inventurverfahrens – Forsteinrichtung im Dialog (FerDi) – überprüft bzw. validiert[39]. Dabei hat sich eine gute Übereinstimmung bei den flächenbezogen wichtigsten Waldtypen gezeigt. Die Gesamtergebnisse der Stratifizierung des rheinland-pfälzischen öffentlichen Waldes werden in der nachfolgenden Tabelle 5.5

[39] FERDI listet auf Waldortebene neben der Hauptbaumart („Produktionstyp“), die Hauptmischungsbaumart („Mischung Jetzt 1“) und die Zweitmischungsbaumart („Mischung Jetzt 2“) auf. Eine Zuordnung der Waldtypen auf der Basis der MPN Auswertung im Vergleich zu Waldtypen auf der Grundlage des FERDI-Datensatzes, hergeleitet anhand der Kategorie „Produktionstyp + Hauptmischungsbaumart“, hat eine sehr große Übereinstimmung gezeigt.

gezeigt. Die Abbildung in Anhang VII stellt die Übertragung der Waldtypen auf die Waldfläche von Rheinland-Pfalz dar.

Tab. 5.5: Repräsentative Waldtypen

	Waldtyp	Flächenanteil [ha]	Waldanteil [%]
Haupt-Mischungstypen	Kiefer - Buche	53.178,6	8,91
	Traubeneiche - Buche	49.317,8	8,26
	Buche - Fichte	35.818,9	6,00
	Buche - Traubeneiche	35.141,5	5,89
	Fichte - Buche	33.705,3	5,65
	Traubeneiche - Hainbuche	29.704,5	4,98
	Fichte - Douglasie	17.695,5	2,96
	Kiefer - Fichte	14.575,3	2,44
	Douglasie - Fichte	13.156,7	2,20
	Buche - Kiefer	12.530,4	2,10
	Buche - europäische Lärche	10.472,8	1,75
	Fichte - Kiefer	10.275,9	1,72
	Fichte - Traubeneiche	9.740,0	1,63
	Kiefer - Traubeneiche	9.472,3	1,59
	Buche - Douglasie	7.473,7	1,25
	Kiefer - Douglasie	6.480,6	1,09
	Traubeneiche - Kiefer	6.220,3	1,04
	Douglasie - Buche	6.176,1	1,03
	Fichte - Erle	6.133,9	1,03
		367.270	61,5
Sonstige Mischungstypen	Laubbäume langlebig -Laubbäume langlebig	3.911,6	6,52
	Nadelbäume - Laubbäume langlebig	24.964,4	4,18
	Nadelbäume - Nadelbäume	21.739,4	3,64
	Laubbäume langlebig - Laubbäume kurzlebig	18.383,4	3,08
	Laubbäume langlebig - Nadelbäume	16.105,9	2,70
	Nadelbäume - Laubbäume kurzlebig	14.628,1	2,45
	Laubbäume kurzlebig - Laubbäume langlebig	6.913,9	1,16
		141.647	23,7
Haupt-Reinbestandstypen	Fichte	41.195,8	6,90
	Buche	17.213,8	2,88
	Douglasie	7.021,8	1,18
	Kiefer	6.889,1	1,15
		72.320,5	12,1
		581.237 ha	97%

5.3.1.3 Repräsentative Waldlandschaftseinheiten

Die vorherigen Erläuterungen zur Stratifizierung der Landschaften und der Waldtypen zielen letztendlich auf die Herleitung der repräsentativen Waldlandschaftseinheiten ab. Sie bilden die Straten für die Waldwachstumssimulation. GIS-gestützt wird jedes Waldortpolygon[40] in Abhängigkeit von seiner geografischen Lage einem stratifizierten Landschaftspolygon zugeordnet[41]. Um die Auswertungen auf die wesentlichen repräsentativen Waldeinheiten zu konzentrieren, wurden die Waldtypen nach ihrem Flächenanteil sortiert. Dabei wurden abschließend alle diejenigen miteinbezogen, durch deren gemeinsame Summenbildung 70%[42] der Waldfläche der Landschaft erreicht wurden. Da die Landschaften einen unterschiedlichen Waldflächenumfang besitzen, kann die Anzahl der Waldtypen zwischen den Landschaften erheblich variieren.

Der aktuelle Stand der Entwicklung der zwei zu benutzenden Waldwachstumssimulatoren erlaubt die Simulation einer beschränkten Anzahl von Waldtypen. Das Modell BALANCE ist in der Lage, das Wachstum bzw. die physiologischen Reaktionen der Baumarten Buche, Eiche[43], Fichte und Kiefer zu modellieren. Das Modell SILVA auf der anderen Seite modelliert die Baumartengruppen Buche, Eiche, Fichte, Kiefer, Douglasie, Lärche, Tanne, sonstiges Laubholz und Edellaubholz. Deshalb ist bezogen auf die Vielzahl der Waldtypen eine Gruppierung der Baumarten notwendig[44] (Tabelle 5.6).

Tab. 5.6: Gruppierung von Baumarten

Baumarten	**Baumartengruppen**
Traubeneiche, Stieleiche, Roteiche	Eiche
Buche, Hainbuche	Buche
Waldkiefer, Weymouthkiefer	Kiefer
Europäische Lärche, Japanische Lärche	Lärche
Birken, Pappeln, Erlen	sonstige Laubhölzer
Esche, Berg-Ahorn, Edelkastanie	Edellaubhölzer

[40] Mit wenigen Ausnahmen konnte jedem Waldort ein Waldtyp zugeordnet werden.

[41] Zahlreiche Waldorte bestehen aus mehreren Polygonen, was dazu führen kann, dass diese zu mehreren Landschaften gleichzeitig gehören würden. Um diese Fälle zu korrigieren, gehört ein Waldort zu derjenigen Landschaft, in die sein berechneter Zentroid (Mittelpunkt seiner Fläche) fällt.

[42] 70% ist ein normativ festgelegter Schwellenwert.

[43] Hierbei keine Unterscheidung zwischen Traubeneiche und Stieleiche.

[44] Die Baumart Hainbuche, die in den Landschaften 2 und 5 als Hauptbaumart in Mischung mit Eiche vorkommt, erfährt eine Zuordnung zum Waldtyp Buche-Eiche, wird also normativ wie die Buche betrachtet. Dafür spricht, dass Hainbuche zur Buchen-Ertragsleistungsgruppe zugeordnet ist (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 101) und im Einrichtungsverfahren die Ertragsauswertung der Hainbuche auf Basis der Referenztafel für die Buche (Rotbuche-Ertragstafel Schober 1967 (FAWF 2003) erfolgt.

Aufgrund der Modellkopplung können nicht alle Waldtypen direkt simuliert werden. Zunächst erfolgt die Simulation einzelner Baumarten in BALANCE und dann die Simulation von Waldtypen in SILVA auf der Grundlage der vorstehenden Gruppierung. Die Baumartengruppen „sonstiges Laubholz“ und „Edellaubholz“ werden dabei wegen ihrer geringeren Priorität nicht weiter bearbeitet. Die folgende Tabelle stellt nun die Waldtypen dar, die je Landschaft simuliert werden sollten – die endgültigen Straten für die Simulation. Über den oben erläuterten Verfahrensweg von Stratifizierung, Gruppierung und Priorisierung sind letztendlich 350.851 ha Wald erfasst worden. Auf diese Weise gehen knapp 60% des öffentlichen Waldes bzw. rd. 42% der gesamten Waldfläche von Rheinland-Pfalz in die Simulation ein.

Tab. 5.7: Repräsentative Waldlandschaftseinheiten (Straten): Repräsentative Waldtypen der entsprechenden Waldlandschaften.

Waldlandschaft	Waldtyp	Fläche [ha]	Waldanteil in Landschaft [%]	Waldanteil in Wald-RLP [%]
1. Planar-Süd	Kiefer - Buche	7427,6	25,4	1,2
	Kiefer	2920,9	10,0	0,5
	Eiche - Buche	2107,1	7,2	0,4
	Kiefer - Eiche	1857,7	6,4	0,3
	Eiche - Kiefer	786,2	2,7	0,1
	Kiefer - Fichte	659,7	2,3	0,1
2. Planar-Nord	Eiche - Buche	981,4	12,8	0,2
	Buche - Eiche	727,2	9,5	0,1
	Fichte - Douglasie	316,7	4,1	0,1
	Kiefer - Buche	254,5	3,3	0,04
	Eiche - Kiefer	216,7	2,8	0,04
	Douglasie - Fichte	208,5	2,7	0,03
	Fichte - Buche	176,9	2,3	0,03
	Buche	176,5	2,3	0,03
	Fichte - Eiche	169,8	2,2	0,03
	Buche - Fichte	158,4	2,1	0,03
	Fichte	135,3	1,8	0,02
3. Kollin-Süd-Niederschlagsarm	Kiefer - Buche	6542,1	15,6	1,1
	Eiche - Buche	5532	13,2	0,9
	Buche - Eiche	4239,3	10,1	0,7
	Kiefer - Eiche	1351,4	3,2	0,2
	Kiefer	1343,8	3,2	0,2
	Kiefer - Fichte	1256,5	3,0	0,2
	Buche - Lärche	1160,4	2,8	0,2
	Buche - Kiefer	1136,4	2,7	0,2
	Eiche - Kiefer	1093,4	2,6	0,2
	Buche - Douglasie	869,9	2,1	0,1
4. Kollin-Süd-Niederschlagsreich	Kiefer - Buche	30892,4	22,3	5,2
	Eiche - Buche	14264,5	10,3	2,4
	Kiefer - Fichte	9089,8	6,6	1,5
	Buche - Kiefer	8521,6	6,2	1,4
	Buche - Eiche	7295,1	5,3	1,2
	Kiefer - Douglasie	4747,5	3,4	0,8
	Buche - Lärche	4499,5	3,3	0,8
	Buche - Fichte	4395,5	3,2	0,7
	Kiefer - Eiche	4125,5	3,0	0,7
	Fichte - Buche	3566,5	2,6	0,6
	Fichte - Kiefer	3482,6	2,5	0,6
5. Kollin-Nord-Niederschlagsarm	Buche - Eiche	6598,7	12,1	1,1
	Eiche - Buche	6575,2	12,0	1,1
	Buche - Fichte	4257,2	7,8	0,7
	Fichte	2503,4	4,6	0,4
	Fichte - Buche	2381,8	4,4	0,4
	Fichte - Douglasie	1950,7	3,6	0,3
	Buche	1777,6	3,2	0,3
	Buche - Lärche	1476,4	2,7	0,2
	Douglasie - Fichte	1082	2,0	0,2
6. Kollin-Nord-Niederschlagsreich-West	Eiche - Buche	17018,6	11,7	2,9
	Buche - Eiche	12374,3	8,5	2,1
	Fichte	8809,9	6,1	1,5
	Fichte - Buche	7124,9	4,9	1,2
	Buche - Fichte	6579,4	4,5	1,1
	Fichte - Douglasie	6533	4,5	1,1
	Douglasie - Fichte	5884,7	4,1	1,0
	Kiefer - Buche	5380,2	3,7	0,9
	Fichte - Eiche	3880,2	2,7	0,6
	Douglasie	3305,7	2,3	0,6
7. Kollin-Nord-Niederschlagsreich-Ost	Fichte	6427,7	10,0	1,1
	Buche - Fichte	6145,5	9,5	1,0
	Fichte - Buche	5719,9	8,9	1,0
	Buche - Eiche	4973,9	7,7	0,8
	Eiche - Buche	4464,7	6,9	0,7
	Buche	4367,9	6,8	0,7
	Fichte - Lärche	2473	3,8	0,4
8. Submontan-West	Fichte	16108,6	18,6	2,7
	Fichte - Buche	10660,3	12,3	1,8
	Buche - Fichte	9929,2	11,5	1,7
	Buche - Eiche	5027,5	5,8	0,8
	Eiche - Buche	4424,5	5,1	0,7
	Fichte - Douglasie	4278,4	4,9	0,7
	Buche	3702,9	4,3	0,6
	Douglasie - Fichte	2587,2	3,0	0,4
9. Submontan-Ost	Fichte	2383,9	16,7	0,4
	Buche - Fichte	1855,8	13,0	0,3
	Fichte - Buche	1711,2	12,0	0,3
	Fichte - Lärche	558,2	3,9	0,1
	Buche	429,4	3,0	0,1
10. Montan	Fichte	3810,7	30,0	0,6
	Fichte - Buche	1972,1	15,5	0,3
	Buche - Fichte	1910,3	15,0	0,3
	Buche	747,6	5,9	0,1
	Summe	350.851 ha		60%

5.3.2 Klima, Böden und Startbestände

Nach der Identifizierung der repräsentativen Waldtypen, die in den verschiedenen rheinland-pfälzischen Waldlandschaften zu simulieren sind, folgt die Zuordnung der Standortbedingungen zu diesen Straten. Unter sich verändernden klimatischen Bedingungen (5.3.2.1) und unter konstant angenommenen edafischen Bedingungen (5.3.2.2) werden an dieser Stelle die charakteristischen Standortverhältnisse definiert.

5.3.2.1 Charakteristisches Landschaftsklima

Die bereits in Abschnitt 5.3.1.1 dargestellte rheinland-pfälzische Einteilung in zehn Waldlandschaften basiert vor allem auf einer klimatischen Landschaftsdifferenzierung. Auf diese Weise können jeder Landschaft mittlere Klimaverhältnisse zugeordnet werden. Hierbei ist es aber wichtig, repräsentative und konsistente Daten bereit zu stellen.

Der Anspruch des Modells BALANCE hinsichtlich täglich aufgelöster Klimadaten ist über die Mess- und Projektionsdaten von DWD-Klimastationen[45] erfüllbar, die über das IDP-Tool gewonnen werden. Die Zuordnung einer repräsentativen DWD-Klimastation zu einer jeden Landschaft erfordert die folgenden Analyseschritte:

i. Verschneidung der DWD-Klimastationen aus Rheinland-Pfalz und ggf. von Grenzregionen anderer Bundesländer mit den Waldlandschaften[46];

ii. Vergleich der Niederschlagscharakteristik (Niederschlagshöhe, Jahresgang und künftige Entwicklung) der einzelnen Stationen mit den mittleren Verhältnissen der Landschaft;

iii. die hinsichtlich ihrer Niederschlagscharakteristik als Repräsentanten für die jeweiligen Landschaften als geeignet gefundenen Klimastationen werden anschließend bezüglich ihrer thermischen Eignung geprüft. In den bergigen Regionen unterscheidet sich innerhalb der Landschaftseinheiten das Temperaturniveau in Abhängigkeit von der Höhenlage zum Teil erheblich. Um trotzdem mit der Verwendung jeweils eines einzigen Klimadatensatzes pro Region eine möglichst große Übereinstimmung mit den mittleren Verhältnissen der jeweiligen Landschaftseinheit zu erzielen, sollte die thermische Situation an der ausgewählten Klimastation die Verhältnisse eines möglichst großen Flächenanteils widerspiegeln. Die Überprüfung und letztendliche Stationsauswahl erfolgte mit Hilfe der Flächenkarten (IDP bzw. INTERMET).

[45] Klimaprojektionen des regionalen Klimamodells WETTREG_{2006} sind für nahezu alle DWD-Klimastationen verfügbar.

[46] Zu bemerken ist, dass manche Landschaften mehrere DWD-Klimastationen umfassen, im Gegensatz dazu einzelne Landschaften keine DWD-Klimastation enthalten.

Die nachfolgenden Grafiken stellen die Niederschlagscharakteristiken der Waldlandschaften[47] und der DWD-Klimastation mit der jeweils besseren Übereinstimmung dar (anschließend zusammengefasst dargestellt in Tabelle 5.8). Eine Ausnahme bildet die Waldlandschaft 10 - Montan.

Tab. 5.8: Ausgewählte DWD-Stationen für die verschiedenen Waldlandschaften.

forstliche Landschaftsräume	**repräsentative DWD-Station**
1. Planar-Süd	Karlsruhe (BW)
2. Planar-Nord	Bernkastel (RLP)
3. Kollin-Süd-Niederschlagsarm	Kaiserslautern (RLP)
4. Kollin-Süd-Niederschlagsreich	Pirmasens (RLP)
5. Kollin-Nord-Niederschlagsarm	Limburg (NRW)
6. Kollin-Nord-Niederschlagsreich-West	Nuerburg-Barweiler (RLP)
7. Kollin-Nord-Niederschlagsreich-Ost	Hilgenroth (RLP)
8. Submontan-West	Kall-Sistig (NRW)
9. Submontan-Ost	Siegen (NRW)
10. Montan	-

[47] Einige Waldlandschaften lassen sich mit Hilfe mehrerer Niederschlagsregionen charakterisieren (s. Abschnitt 5.3.1.1).

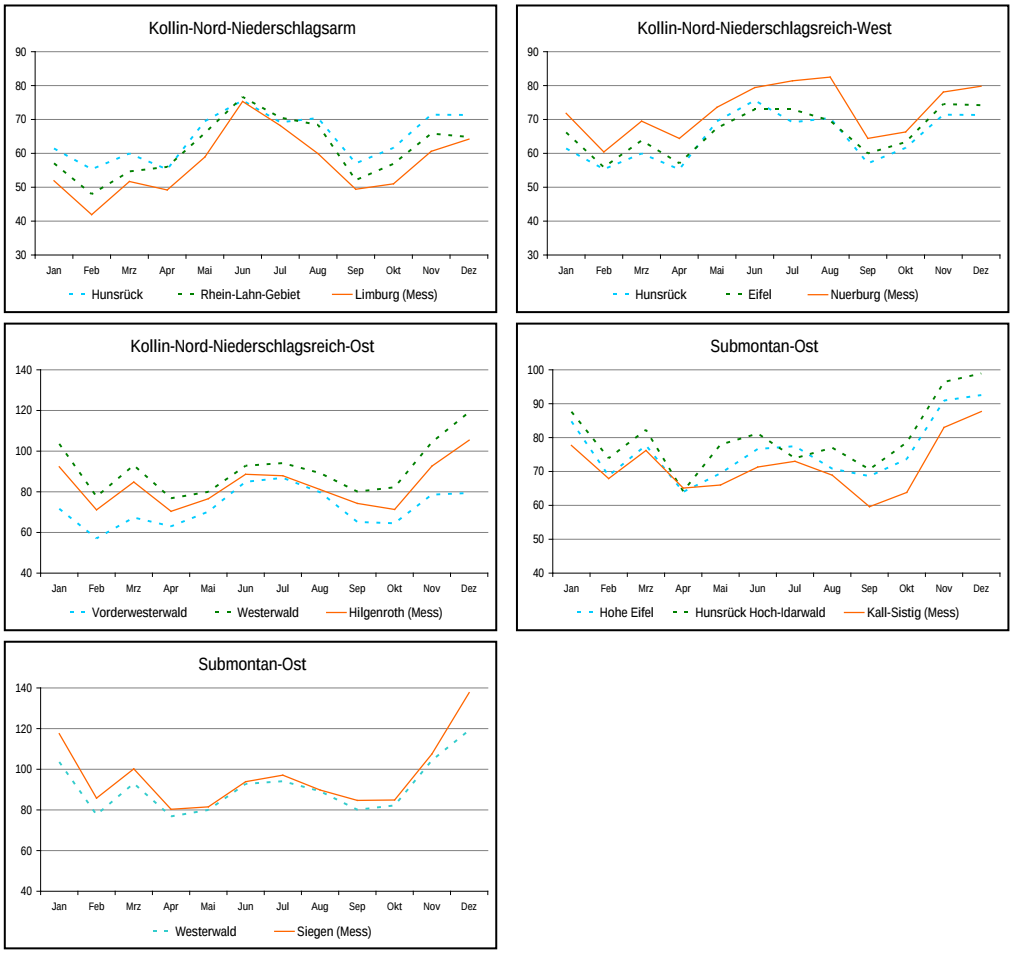


Abb. 5.32: Vergleich der Niederschlagscharakteristiken (Monatsniederschlagssumme in mm) zwischen den ausgewählten DWD-Stationen (Tabelle 5.8) (Messdaten) und den mittleren Verhältnissen der Niederschlagsregionen (Abbildung 5.30).

Landschaft 10 - Montan ist als Sonderfall zu behandeln. Hier befindet sich keine DWD-Station mit verfügbaren WETTREG$_{2006}$ Klimaprojektionen. Auch in der Nachbarschaft zu Landschaft 10 kann die klimatische Charakteristik der montanen Stufe über eine DWD/ WETTREG$_{2006}$-Station nicht korrekt repräsentiert werden. Die mittleren montanen Bedingungen von Landschaft 10 lassen sich beispielsweise an der forstmeteorologischen Station (FMS) Hermeskeil (Hunsrück) beobachten[48]. Letztlich wurde nun durch Vergleich klimatologischer Daten nach einer montanen Station gesucht, deren Werte vergleichbar sind. Passende Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse konnten auf diesem Wege an der DWD-Niederschlagsstation Schneifelforsthaus gefunden werden. So war es möglich, einen INTERMET[49]-Datensatz für die montane Lage für die Waldwachstumssimulation zu generieren, der

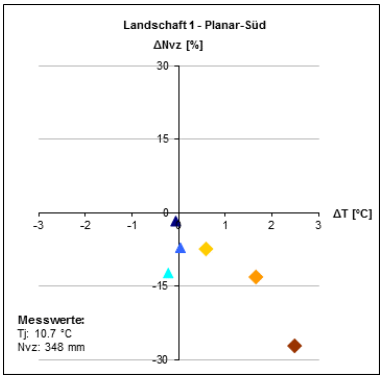
[48] Für die forstmeteorologischen Stationen bestehen aber keine Möglichkeiten von Klimaprojektionen.

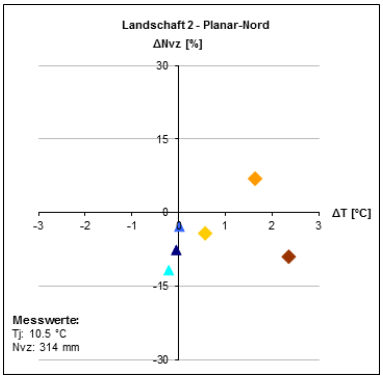
[49] Das INTERMET Programm liefert 1 x 1 km aufgelöste flächendeckende gemessene und über WETTREG$_{2006}$ projizierte Klimadaten für Rheinland-Pfalz (s. Abschnitt 3.2.2).

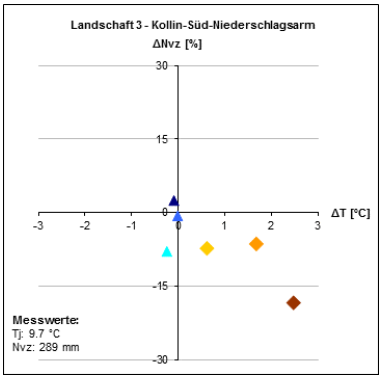
zwar nicht originär, aber doch vergleichbar ist[50]. Tageswerte liegen hierbei aber nur für die Emissionsszenarien A1B-trocken und A1B-normal vor. Damit konnten Projektionen für die nahe Zukunft (A1B-normal) und für eine ferne Zukunft (A1B-trocken) gerechnet werden. Für das Emissionsszenario B1-feucht (als zweite Projektion einer fernen Zukunft) liegen im verwendeten Programm INTERMET leider keine Tageswerte vor. Um dennoch einen Entwicklungskorridor in die Zukunft zu bekommen, werden die Emissionsszenarien A1B-normal und A1B-trocken verwendet.

In das Modell SILVA werden jeweils die mittleren klimatischen Bedingungen in der Vegetationszeit (Dauer der Vegetationszeit, Mitteltemperatur und Niederschlagssumme) an den entsprechenden Zeitpunkten als Steuergrößen verwendet, an denen auch die *Akp*-Veränderungen eingesteuert werden (s. Abschnitt 5.3.4.3).

Die generellen Klimaveränderungen bis Ende des Jahrhunderts in Rheinland-Pfalz führen gegenüber heute voraussichtlich zu wärmeren und trockeneren Klimaverhältnissen. Die Größenordnungen der Veränderungen sind aber regional unterschiedlich (Abschnitt 3.2). Die folgenden Diagramme zeigen die klimatische Entwicklung in den zehn Landschaften anhand der angenommen Klimaprojektionen. Dargestellt werden für die betrachteten Parameter Jahresmitteltemperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit die entsprechenden Werte für den Referenzzeitraum (1971-2000) (Zentrum der Diagramme) sowie die Abweichungen der Kontrollsimulationen zu den Messwerten und die zukünftigen Veränderungen infolge der Projektionen. Die Abweichungen der Kontrollsimulationen gegenüber den Messwerten werden bei der Interpretation der Veränderungen infolge der Zukunftsprojektionen berücksichtigt.







[50] Andere methodische Überlegungen wurden erforscht (wie die Erstellung einer *Bias*-Korrektur zwischen einer FMS-Station und einer DWD-Station), zeigten aber keine befriedigenden Ergebnisse.

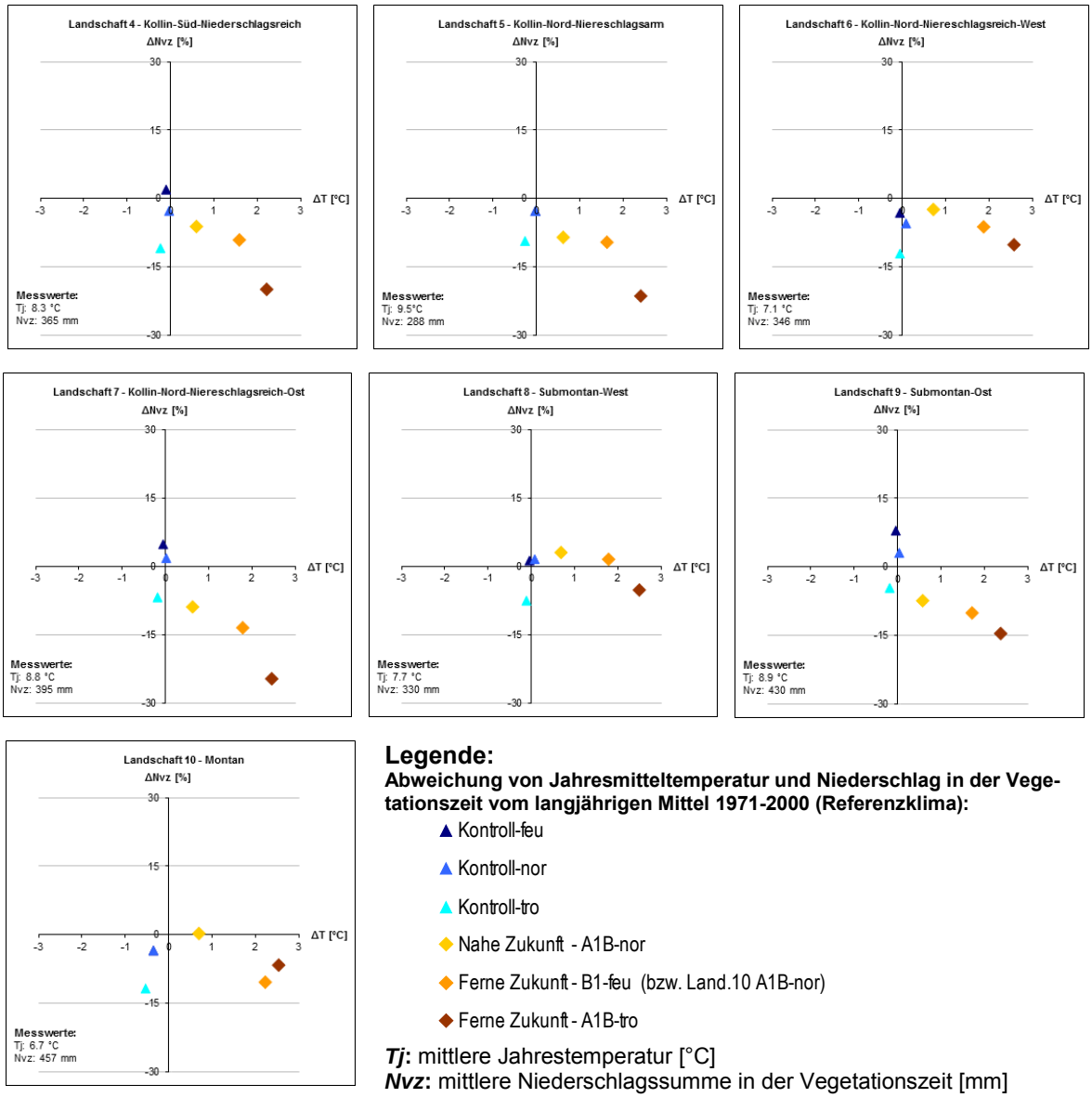


Abb. 5.33: Thermopluviogramme zur Darstellung der Abweichung von Jahresmitteltemperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit unter unterschiedlichen Kontrollläufen und Klimaprojektionen vom langjährigen Mittel 1971-2000 (Messdaten – Referenzklima) für die zehn Waldlandschaften. Jeder Wert im Diagramm stellt die kombinierte Abweichung von Temperatur und Niederschlag der entsprechenden Modellsimulation (Kontrolllauf oder Projektion) bezüglich des jeweiligen Messwertes dar (im Zentrum des Diagramms).

Beim Vergleich zwischen der Kontrollsimulation und den Messwerten (Blautöne) ist allgemein vor allem eine Abweichung bei der Niederschlagssimulation zu beobachten, wobei der Simulationslauf „trocken“ die Niederschlagsmenge am stärksten unterschätzt. Bei den Projektionen für die Zukunft (Brauntöne) zeigen sich die Veränderungen meistens innerhalb des IV. Quadranten der Diagramme, wo im Vergleich zum Referenzzeitraum die künftigen Bedingungen trockener und wärmer sind. Stärkere Veränderungen wurden im gegenseitigen

Vergleich vor allem für die Landschaften 1, 5 und 7 projiziert. In Landschaft 8 wird ein leicht zunehmender Niederschlag projiziert, was in Landschaft 2 bei der Klimaprojektion B1-feucht noch signifikanter ist. Die vorhergehende Darstellung zeigt Abweichungen bzw. Veränderungen zwischen den drei Dekaden-Mitteln, die einen allgemeinen Eindruck von der Richtung der Klimaentwicklung vermitteln sollen. In den Waldwachstumssimulationen mit BALANCE werden als Eingangsgrößen hingegen Tageswerte verwendet.

5.3.2.2 Charakteristische Böden der Landschaften

Obwohl die Einteilung der Landschaften vor allem über die herrschenden klimatischen Bedingungen erfolgte, werden zusätzlich auch mittlere Bodenbedingungen auf der Landschaftsebene angenommen bzw. definiert, auch wenn die Realität aus edafischer Sicht sehr heterogen ist. Somit entsteht die Notwendigkeit, ein repräsentatives Bodenprofil je forstlicher Landschaft zu definieren. Der Boden geht in die Simulation als statische Eingangsgröße ein. Somit können die Wachstumsänderungssignale auf die veränderten Klimaparameter zurückgeführt werden.

Die Wasserversorgung einer Baumart ist entscheidend für ihre Vitalitäts-, Mortalitäts- oder Wachstumsreaktion, und dabei spielen die Bodeneigenschaften (zusammen mit dem Klima) eine entscheidende Rolle. Je nach Bodentyp kann etwa eine eventuelle Niederschlags- bzw. Wasserknappheit abgepuffert werden. Um unter unterschiedlichen Klimabedingungen auf Bestandsebene die Wasserhaushaltssituation zu simulieren, verlangt das Modell BALANCE je Landschaft ein Bodenprofil. Dieses darf aus bis zu zehn Horizonten bestehen, wobei für jeden Horizont u.a. die Bodenparameter nutzbare Feldkapazität und Welkepunkt festgelegt werden[51]. Je Profil und Hauptbaumart ist darüber hinaus noch die maximale Durchwurzelungstiefe abzugrenzen. Die horizontale und vertikale räumliche Variabilität der Böden macht es aber sehr schwer, einen repräsentativen Waldboden pro Landschaft zu definieren. Um sich auf das Wesentliche zu konzentrieren, sollte ein solches Profil die charakteristischen Mittelverhältnisse vor allem bezüglich des Wasserhaushalts abbilden, die in den Waldbeständen einer Landschaft vorherrschend sind. Ansatzweise wäre somit eine expertenbasierte Skizzierung eines fiktiven Normal-Waldbodens möglich. Die Anwendung von verfügbaren realen Daten bzw. Auswertungen auf verschiedenen Maßstabsebenen bzw. entsprechenden Quellen sollte jedoch bevorzugt werden.

Als Datenquelle wurden die Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen[52] (DBF) und die Flächen der Waldbodenzustandserhebung[53] (BZE) herangezogen. Die Auswahl eines „Nor-

[51] Zu den Bodeneingangsdaten zählen in BALANCE noch die Parameter Humusgehalt, Nährstoffe und pH-Wert. Auf die aktuelle Simulationsebene der Landschaft würden diese Eingaben keinen Einfluss haben. Darüber hinaus ist im Klimawandel eine neue Dynamik solcher Parameter sowie hinsichtlich ihres Zusammenspiels nicht auszuschließen.

[52] Ausgewählte Flächen von repräsentativen Waldökosystemen, auf denen eine intensive Daueruntersuchung stattfindet (EU Level II Flächen) (MUFV-RLP 2008a).

[53] Systematisches landesweites Stichprobenraster, auf dem alle 15 Jahre Erhebungen stattfinden (EZ Level I Punkte) (MUFV-RLP 2008b).

mal-Bodens“ aus solchen forsttypischen Datensätzen ist aus waldwachstumskundlicher Sicht von Vorteil, denn hiermit entsteht prinzipiell die Möglichkeit von Vergleichen, Validierungen sowie Verschneidungen mit verschiedenen anderen forstlichen Untersuchungen bzw. Daten dieser Orte[54]. Mit dem Ziel, ein Bodenprofil auszuwählen, das die Standorte der repräsentativen Waldtypen abbildet, erfolgte eine GIS-basierte Analyse, welche flächenbedeutsamsten Waldtypen einer Landschaft mit welchen Profilen bzw. Standorten der DBF bzw. der BZE wiederum am häufigsten verschnitten sind. Mit Unterstützung von Experten der Standortskartierung wurde dann auf der Grundlage der Profilbeschreibungen[55] und der gegebenen typischen Standortsbedingungen in der forstlichen Landschaft ein Profil entweder aus dem Kollektiv der DBF oder der BZE ausgewählt, wobei insbesondere die Wasserhaushaltssituation ein wesentliches Kriterium war. Bei der Festlegung der maximalen Durchwurzelungstiefe ist keine Differenzierung zwischen den Baumarten oder zwischen den Landschaften vorgenommen worden – 100 cm ist die festgelegte maximale Durchwurzelungstiefe. Für eine Unterscheidung wären explizite Angaben des Skelettgehalts für jedes Profil notwendig gewesen – diese Daten liegen jedoch so nicht vor. Tabelle 5.9 zeigt die ausgewählten Profile für jede Landschaft anhand der Codes der DBF bzw. BZE.

Tab. 5.9: Ausgewählte Bodenprofile für die verschiedenen Waldlandschaften.

forstliche Landschaftsräume	repräsentatives Bodenprofil	Bodentyp
1. Planar-Süd	BZE 1180	Braunerde
2. Planar-Nord	BZE 597	Braunerde-Ranker
3. Kollin-Süd-Niederschlagsarm	BZE 704	Braunerde
4. Kollin-Süd-Niederschlagsreich	BZE 332	Pseudogley-Parabraunerde
5. Kollin-Nord-Niederschlagsarm	DBF 405	Braunerde
6. Kollin-Nord-Niederschlagsreich-West	BZE 516	Braunerde
7. Kollin-Nord-Niederschlagsreich-Ost	DBF 213	Braunerde
8. Submontan-West	DBF 101	Braunerde
9. Submontan-Ost	BZE 066	Braunerde-Pseudogley
10. Montan	BZE 796	Braunerde

Legende: ***BZE*** : Bodenzustandserhebung; ***DBF***: Dauerbeobachtungsfläche

[54] In Zusammenarbeit mit dem *Modul Boden*, wurde eine alternative Recherche zur Leitbodenform in der Datenbank der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK200) beim Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB-RLP 2008) durchgeführt. Je Landschaft bzw. von repräsentativen Waldtypen bestockter Fläche in der Landschaft, konnte das am häufigsten vorkommende Profil als Leitprofil angenommen werden. Die DBF und BZE-Datensätze wurden aber aus dem oben genannten Grund bevorzugt.

[55] Einige wenige DBF hatten zum Zeitpunkt der Auswertung keine vollständige Bodenprofilbeschreibung.

5.3.2.3 Ermittlung der mittleren Bestandsverhältnisse – Startbestände

Neben der Baumartenzusammensetzung, die einen Bestandstyp definiert und ihrer Zuordnung zu bestimmten Haupt- und Nebenbaumarten existieren zahlreiche Faktoren, die einen Bestand charakterisieren. Für das gesamte Verfahren es ist von großer Bedeutung, dass die Simulationseinheiten einerseits die Realität so vollständig wie möglich, aber gleichzeitig auch so kurzgefasst wie möglich abbilden. Der virtuelle Startbestand mit einer Fläche von ca. 1 Hektar (max. 5.000 simulierte Einzelbäume) muss auf der Grundlage der vorhandenen Daten die realen Mittelverhältnisse des gesamten Kollektivs eines Waldtyps innerhalb einer bestimmten Landschaft repräsentieren.

Aus den Inventurdaten des gesamten Kollektivs von Beständen, die zu einem Waldtyp gehören, werden in erster Linie vier Parameter erfasst, die von großer Bedeutung sind – das Alter, die Bonität, der Bestockungsgrad und die Flächenanteile von Haupt- und Nebenbaumart des Bestandes. Die Parameter werden getrennt für Haupt- und Nebenbaumart ermittelt. Innerhalb des gesamten Kollektivs von Waldorten werden die Daten nach bestimmten Annahmen selektiert bzw. aggregiert, um das Simulationsverfahren zu ermöglichen und die Ergebnisse interpretieren zu können:

bei der Baumartenzusammensetzung gemischter Bestandstypen ist zu beachten, dass die Hauptbaumart diejenige ist, auf die der wirtschaftliche Fokus liegt und die mindestens so alt wie die Nebenbaumart ist. In der Praxis trifft diese Regel nicht immer zu. Auf diese Weise wird jedoch sichergestellt, dass die Hauptbaumart in der Simulation *quasi* eine stärkere oder wenigstens gleiche Bedeutung hat wie die Nebenbaumart und somit auch konkurrenzstärker innerhalb der Mischung abgebildet wird;

im Forsteinrichtungsverfahren von Rheinland-Pfalz ist die Erfassung der Fläche einer jeden Baumart innerhalb eines Waldorts nicht direkt mit der Erfassung der Grundfläche verbunden. Dies führt zu einer etwas komplizierteren Ermittlung des Bestockungsgrades. Bei Mischbeständen wird infolgedessen grundsätzlich angenommen, dass lediglich immer zwei Baumarten den Bestandstyp definieren und die Fläche des Bestands ausfüllen. Für die Bestimmung der Nebenbaumart wurde diejenige Baumartzeile einer Nebenbaumart ausgewählt, die im Waldort die Wichtigste ist, also in der Regel mit der größten Fläche vertreten ist. Ihre Parameter fließen dann in die Generierung des Startbestandes mit ein.

Alter

Das Kollektiv von Beständen innerhalb eines Waldtyps setzt sich zusammen aus unterschiedlichen Altern und in Folge dessen unterschiedlichen Entwicklungsstadien zusammen. Das Lebensalter der Bäume ist ein entscheidender Parameter für die Steuerung des Simulationslaufes, weil Bäume im Verlauf ihres Lebens auf die Standorteigenschaften unterschiedlich reagieren (WAGNER & FISCHER 2007: 5). Außerdem wird ein Bestand in Abhängigkeit seines Alters am Anfang der Simulation verschiedene klimatische Verhältnisse oder Veränderungen erleben (s. 5.1.9.3).

Über die Inventurdaten der Forsteinrichtung werden die entsprechenden Alter ermittelt und Alterkassen von 0 bis VII zugeordnet, wie es die Tabelle 5.10 darstellt[56]. Die übrigen Parameter werden jeweils in Abhängigkeit von der Hauptbaumart und Altersklasse ermittelt.

Tab. 5.10: Zuordnung der Altersklassen anhand ihrer Alterspanne und mittleren Alters.

Altersklasse	Altersspanne	mittleres Alter
0	0 – 19	10
I	20 – 39	30
II	40 – 59	50
III	60 – 79	70
IV	80 – 99	90
V	100 – 119	110
VI	120 – 139	130
VII	> 140	150

Bonität

Die Kennzeichnung der Leistungsfähigkeit eines Bestandes erfolgt in Rheinland-Pfalz über die Zuordnung zu Ertragsklassen. Die Ertragsklasse bemisst damit die Leistung einer bestimmten Baumart in einem bestimmten Alter auf ihrem Standort. Die Zuordnung basiert auf der Beziehung zwischen Höhe und Alter eines Baumes. Diese Beziehungen sind aber regional unterschiedlich (KRAMER & AKÇA 1987: 212f.). In Rheinland-Pfalz wird dieser Bezug über die Mittelhöhe einer Baumart eines Bestands auf der Basis der Ertragstafeln gemäß FAWF (2003) ermittelt. Die Ertragsklasse wird in der Regel auf halbe Klassen genau angegeben (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 100). Die Ertragsklasse spiegelt indirekt die Interaktion zwischen Standort und Baumart wider, also die Reaktion der Baumart auf den lokalen Wasserhaushalt, die Trophie oder auch die Temperatur. Die Ertragsklasse liefert, wenn auch ebenfalls nur indirekt, über die weiteren Ertragstafelwerte wichtige waldwachstumskundliche Informationen und Parameter, wie Bestandshöhe oder mittlere Stammdurchmesser für die Generierung eines Startbestandes. Für die Kollektive von Beständen, die zu einer Altersklasse einer Hauptbaumart gehören, wird die durchschnittliche Ertragsklasse über eine Flächengewichtung auf halbe Ertragsklassen gerundet ermittelt.

Bestockungsgrad

Zur Ermittlung des Vorrates wird in der Regel die Grundfläche eines Bestandes je Hektar berechnet oder geschätzt. Aus ihr wird auch der Bestockungsgrad beim Vergleich mit den entsprechenden Werten einer Referenzertragstafel hergeleitet. Diese Angaben werden u.a. für die Steuerung des Durchforstungsmoduls benötigt (KRAMER & AKÇA 1987: 227). Der Besto-

[56] Beim Modell SILVA beginnt die Simulation normalerweise erstmals in einem Lebensalter von 20 Jahren (Altersklasse I). Von dieser Einschränkung ausgehend, wurden die Daten für jüngere Bestände herunter interpoliert auf ein Alter von 10 Jahre (so ergibt sich die Altersklasse 0).

ckungsgrad einer Baumart wird als mittlerer flächengewichteter Hektarwert ermittelt (LANDESFORSTEN-RLP 2008: 104).

Anteilfläche

Der jeweilige Anteil der Grundfläche von Haupt- und Nebenbaumart innerhalb eines Waldortes wird als Prozentangabe ermittelt und muss in der Summe 100% ergeben. Hiermit wird der Mischungsanteil charakterisiert. Bei Reinbeständen ist der Anteil der bestockenden Baumart grundsätzlich 100%.

Repräsentativität

Über das dargestellte Verfahren zur Waldstratifizierung bzw. zur Generierung der Startbestände unter Berücksichtigung der erwähnten Annahmen wird eine bestimmte Repräsentativität gegenüber der gesamten Waldfläche erzielt. Die Tabelle 5.11 beschreibt hierbei die erfasste Waldfläche (letzten zwei Spalten) mit ihren entsprechenden Prozentanteilen für die zehn Landschaften. Sie stellt einen Vergleich zwischen der stratifizierten Waldfläche bzw. der per Simulation abdeckbaren Waldfläche zur gesamten vorkommenden Staats- und Kommunalwaldfläche her. Für Rheinland-Pfalz werden 81% der zu simulierenden Waldfläche und 48% des gesamten Staats- und Kommunalwaldes abgedeckt, was insgesamt befriedigend ist.

Tab. 5.11: Waldfläche für die Simulation im Vergleich mit der stratifizierten Waldfläche und im Vergleich mit der gesamten Staats- und Kommunalwaldfläche (in ha und %).

Waldlandschaft	gesamte Waldfläche [ha] (a)	typisierte Waldfläche [ha] (b)	Waldfläche der Simulation [ha] (c)	c / b [%]	c / a [%]
1	29.252	15.759	16.049	89	48
2	7.664	3.522	2.700	77	35
3	42.010	24.525	19.154	78	46
4	138.440	94.881	73.646	78	53
5	54.750	28.603	22.766	80	42
6	144.894	76.891	63.176	82	44
7	64.478	34.573	28.389	82	44
8	86.628	56.719	46.114	81	53
9	14.255	6.939	5.485	79	38
10	12.695	8.441	7.473	89	59
Summe	595.065 ha	350.851 ha	282. 956 ha	81%	48%

Beispiel für Landschaft 4

Wie schon kurz bei Abschnitt 5.3 skizziert wurde, fängt der Prozess der klimasensitiven Waldwachstumssimulation mit einem ersten Simulationsschritt zur Ermittlung der physiologischen Reaktion der einzelnen Baumarten mit Hilfe des Modells BALANCE auf der Grundlage von Reinbeständen an. Dafür ist es notwendig, solche fiktiven Reinbestände möglichst realitätsnah zu generieren. Dies erfolgt wiederum in SILVA. Die notwendigen Bestandsdaten werden dann nach BALANCE übertragen.

SILVA

Die Ermittlung der mittleren Bestandsverhältnisse für Startbestände für das Stratum „Kiefer – Buche“ (als Beispiel-Stratum) in Landschaft 4 zeigt die Tabelle 5.12.

Tab. 5.12: Startbestände für das Stratum „**Kiefer-Buche Landschaft 4**“, orientiert an den verschiedenen Altersklassen der Hauptbaumart.

	Hauptbaumart					Nebenbaumart			
	AKI	EKI	BG	Flächenanteil [%]		AKI	EKI	BG	Flächeanteil [%]
Kiefer	0	I,5	1,0	62,6	Buche	0	II,0	1,0	37,4
Kiefer	I	I,5	1,0	52,3	Buche	I	III,0	1,0	47,7
Kiefer	II	I,5	1,0	61,3	Buche	I	II,5	0,8	38,7
Kiefer	III	I,5	1,0	64,1	Buche	II	II,5	0,8	35,9
Kiefer	IV	I,5	1,0	63,9	Buche	III	II,5	0,7	36,1
Kiefer	V	II,0	1,0	64,9	Buche	III	II,5	0,7	35,1
Kiefer	VI	II,0	0,9	65,0	Buche	IV	II,5	0,7	35,0
Kiefer	VII	II,0	0,9	63,0	Buche	V	II,5	0,7	37,0

Legende: *AKI*: Altersklasse; *EKI*: Ertragsklasse; *BG*: Bestockungsgrad

Es ist zu erkennen, dass je nach Alter des Bestandes (also der Altersklasse der Hauptbaumart Kiefer) unterschiedliche Bestandseigenschaften herrschen, die mittlere Verhältnisse für dieses Mischbestandsstratum wiedergeben. Der Anteil der Hauptbaumart ist stets größer als bei der Nebenbaumart und zeigt im Mittel ein Verhältnis von ca. 60 zu 40%. Zudem weist die Hauptbaumart realitätsnah auch deutlich bessere Ertragsklassen aus.

BALANCE

Da mit dem Modell BALANCE nur Reinbestände simuliert werden[57], müssen aus Mischbestandsstraten fiktive Reinbestände generiert werden. Auf dieser Basis sollte dann die Reaktion auf Standortsveränderungen, sprich Klimaveränderungen, für jede Baumart allein simu-

[57] Als Einzellbaummodell kann BALANCE auch Mischbestände simulieren. Die vorliegende Fragestellung bezieht sich jedoch zuerst auf die Wachstumsveränderung einzelner Baumarten; infolgedessen werden Reinbestände simuliert.

lierbar sein. BALANCE ist gegenwärtig für vier Baumarten parametrisiert worden – Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Pro Landschaft und je nach Zusammensetzung der Waldtypen bzw. Straten werden die notwendigen Reinbestände definiert.

Auf der Grundlage vorkommender Straten (Misch- und Reinbestände) einer Landschaft werden in SILVA über den Bestandsgenerator Reinbestände erzeugt, die mittlere Verhältnisse repräsentieren. Dabei werden drei Altersklassen vorformuliert – jung, mittelalt und alt; auf diese Alterseinteilung werden dann verschiedene weitere Bestandsparameter bezogen: Mittelhöhe, Mitteldurchmesser, Grundfläche und Stammzahl. Die Kenngrößen Alter, Ertragsklasse und Bestockungsgrad werden flächengemittelt für den Durchschnitt aller Startbestände bzw. Straten für SILVA verwendet. Sie beziehen sich zunächst auf die Hauptbaumarten. Die oben aufgelisteten Bestandsparameter je Baumart werden über Ertragstafeln gewonnen. Die Tabelle 5.13 zeigt für Landschaft 4 die Parametrisierung der zwölf Startbestände für BALANCE, also drei Startbestände pro Baumart.

Tab. 5.13: Parametrisierung der Startbestände für BALANCE für Landschaft 4.

Baumart	Altersklasse		Alter	EKl	BG	Dg	hg	G /ha	N /ha
Fichte	I	jung	30	1	1	13,4	13,5	32,4	2295
	III	mittel	70	1	0,8	30,9	30,6	47,8	637
	V	alt	110	1,5	0,8	44,4	36,7	54,6	353
Kiefer	I	jung	30	2	1	9,8	10,2	26	3454
	IV	mittel	90	2	0,9	28,4	22,9	30,9	487
	VI	alt	130	2	0,9	37,1	26,7	28,6	265
Buche	I	jung	30	2	1	6	8,6	13,9	4916
	IV	mittel	90	2	0,9	25,8	25,7	29	556
	VI	alt	130	2	0,9	40,8	31,8	29,2	224
Eiche	I	jung	30	2	1	7,2	8,8	17,6	4323
	IV	mittel	90	2	0,9	27,3	21,5	23,4	400
	VI	alt	130	2	0,9	41	25,7	22,6	171

Legende: ***Alter***: mittleres Alter [J]; ***EKl***: Ertragsklasse; ***BG***: Bestockungsgrad; ***Dg***: Brusthöhendurchmesser [cm]; ***hg***: mittlere Höhe [m]; ***G***: Grundfläche [m^2]: ***N***: Baumanzahl

5.3.3 Waldbauliche Vorgaben

Mit dem Ziel eine wirtschaftlich und ökologisch nachhaltige Entwicklung des Waldes abzubilden, sind aus waldbaulicher Sicht viele Faktoren zu betrachten. Die Jahrhunderte alte deutsche Forsttradition bzw. zahlreiche waldbauliche Konzepte und ihre Variationen zeigen, wie komplex die Interaktion von Mensch und Wald in der Forstwirtschaft sein kann. Ausgehend von „klassischen“ waldbaulichen Konzepten hat sich in Rheinland-Pfalz seit Anfang der 1990er Jahre aufgrund von negativen Erfahrungen wie wiederholten Sturmschadensereignissen der naturnahe Waldbau als Strategie entwickelt. Dieser sollte auf einer „Gesamtbetrachtung der vielfältigen Wechselbeziehungen in den Wäldern“ basieren (LANDESFORSTEN-RLP 1998). Die heutige Strategie, insbesondere im Staatswald, stützt sich auf das Konzept

„Qualifizieren-Dimensionieren“ („QD-Konzept“), das auf die Erzeugung wertvollen Starkholzes bei allen Baumarten abzielt und multifunktionale sowie ästhetische Wälder hervorbringen möchte (HETTESHEIMER et al. 2009).

Die Managementmaßnahmen, die in das hier betrachtete Simulationsverfahren eingehen, können aufgrund des hohen Aufwands nicht im Detail das QD-Konzept darstellen. Die QD-Philosophie orientiert sich u.a. an ökologischen Entwicklungsphasen statt konkreter Altersbezüge oder ist in der Dimensionierungsphase konsequent einzelbaumorientiert. Produktionsziele und nicht eine vorgegebene Umtriebszeit bestimmen die Produktionsdauer (LANDESFORSTEN-RLP 1998)[58]. Ein hohes Maß an waldbaulicher Spezifität innerhalb einzelner Waldtypen oder Regionen würde die Steuerung von Managementmaßnahmen innerhalb der Simulationsverläufe jedoch enorm verkomplizieren. Aus diesem Grund werden hier allgemeine, aber durchaus berechtigte und fundierte Vorgaben für die waldbauliche Entwicklung gemacht, die in etwa mittlere Verhältnisse wiedergeben dürften. Sie werden nachfolgend beschrieben.

5.3.3.1 Durchforstung

Im Rahmen der durchführbaren Bestandspflegemaßnahmen bewirtschafteter Bestände, ist die Durchforstung die einzige, die in die hier betrachteten Simulationen eingesteuert wird. Laut BURSCHEL & HUSS (1987: 236) zielt die Durchforstung vor allem auf die Entnahme von unbefriedigenden Bäumen ab sowie auf die Ausrichtung des Zuwachses auf die qualitativ besten Baumindividuen und auf die Absicherung der Bestockungsziele durch eine Mischungsregulierung. Generell soll die laufende Produktion verbessert werden (KRAMER 1988: 179). Die Durchforstung als Bestandseingriff kann in der Realität sowie im Simulator SILVA nach der Art, der Häufigkeit und der Stärke variiert werden. SILVA liefert in seinem Durchforstungsmodul viele Möglichkeiten und ist sogar geeignet, verschiedene Managementoptionen bzw. -konzepte zu testen oder zu vergleichen (MOSHAMMER 2006). Es ist aber darauf hinzuweisen, dass die hier betrachtete Fragestellung sich keinesfalls auf Behandlungsoptionen bezieht, sondern ausschließlich verschiedene Entwicklungstrends der rheinland-pfälzischen Wälder im Zuge des Klimawandels simulieren und vergleichen möchte.

Das Durchforstungsprogramm soll deshalb innerhalb der laufenden Simulation lediglich die wesentliche Funktion erfüllen, eine mittlere realistische Grundflächenhaltung im jeweiligen Alter zu gewährleisten. Um dieses „durchschnittliche“ Durchforstungsprogramm ablaufen zu lassen, wurden folgende Steuerungsoptionen gewählt:

i. Durchforstungsart: Hochdurchforstung (der Eingriff wird vorwiegend bei den herrschenden Bäumen simuliert);

[58] Der Simulator SILVA selbst ist derzeit noch nicht fähig, dieses Produktionsmodell nachzubilden. Eine Ausnahme existiert für die Baumart Fichte im Reinbestand, parametrisiert für südwestdeutsche Standortsverhältnisse (BÜCKING et al. 2007).

ii. Durchforstungsturnus: bei jedem Simulationsschritt (d.h. alle 5 Jahre);

iii. Durchforstungsstärke: mäßig (mittlere Grundflächenhaltung über dem Alter gemäß der entsprechenden Ertragstafel).

Eine Grundflächenleitkurve gibt das Ziel, jeweils bezogen auf den verbleibenden Bestand und das Konzept „Hochdurchforstung“ die Regeln für die Auswahl der zu entnehmenden Bäume vor. Die Leitkurve der Grundfläche wird über die entsprechenden Werte einer jeden Baumart aus den im rheinland-pfälzischen Staatswald gebräuchlichen Ertragstafeln abgeleitet, so dass für jede Baumart in jeder Landschaft und für jede Ausgangssituation eine Leitkurve erstellt wird. Aufgrund der Bestandsentwicklung im Verlauf der Simulation ist die Leitkurve allerdings dynamisch. Mit der laufenden Veränderung der Anteile der Baumarten im Bestand durch aktive Entnahme, Mortalität und veränderte Wuchsdynamik durch Konkurrenz, Klima oder Alter errechnet das Modell für jeden Simulationsschritt eine aktualisierte baumartenspezifische Leitkurve der Grundfläche, welche die Durchforstungsintensität des nächsten Eingriffs steuert.

Um die Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Läufen der Simulation und den unterschiedlichen Szenarien (s. 5.3.4) zu erhalten, ist es von besonderer Bedeutung, dass die Durchforstungsmodi sich nicht wesentlich voneinander unterscheiden. Es ist aber zu bemerken, dass in Folge der dynamischen Leitkurve der Grundfläche durchaus ungleiche Volumina entnommen werden, beispielsweise als Folge eines günstigeren Klimas für eine bestimmte Baumart, die dann umso besser wächst und folglich auch stärker durchforstet wird (oder umgekehrt).

Die Abbildung 5.34 stellt die Referenz-Grundflächen-Leitkurve für die Baumart Buche dar. Die Informationen wurden aus der entsprechenden Ertragstafel für Rheinland-Pfalz (FAWF 2003) je nach Ertragsklasse gewonnen und beziehen sich auf den Reinbestand. Es erfolgt dann eine Umrechnung für jedes Stratum bzw. jede Altersklasse in Abhängigkeit von Bestockungsgraden und Anteilsflächen.

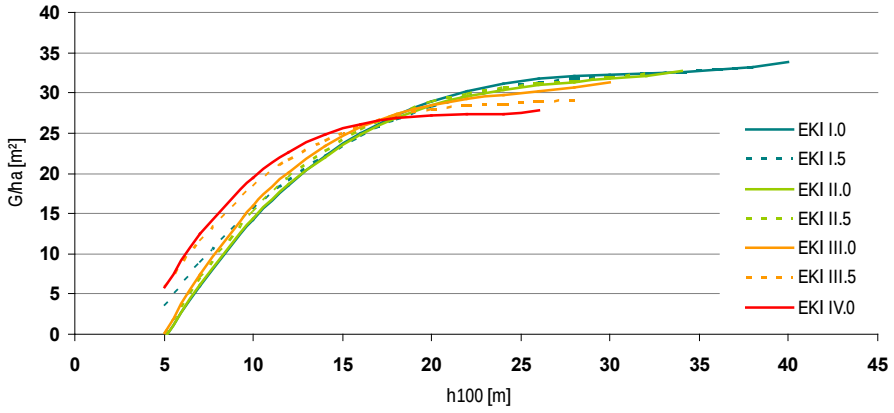


Abb. 5.34: Referenz-Grundflächen-Leitkurven für die Buche im Reinbestand nach FAWF (2003).

5.3.3.2 Umtriebszeit

Der Zeitraum zwischen der Etablierung und der Ernte eines Bestandes definiert seine Umtriebszeit. Die Länge dieser Periode wird vom Produktionsziel sowie von der Zuwachsleistung insbesondere der Z-Bäume bestimmt (BURSCHEL & HUSS 1987: 44). In Rheinland-Pfalz sind anhand der Produktionsziele für die Baumartengruppen Zeitspannen (in Jahren) von Produktionszeiträumen von Landesforsten dargelegt (Anhang VIII). Die angegebenen Produktionszeiträume dienen als Orientierung für die forstliche Planung. Die teilweise sehr große Spannweite des Produktionszeitraumes innerhalb eines Produktionsziels ist die Folge unterschiedlicher Standortbedingungen (je günstiger die Bedingungen, desto früher ist das Produktionsziel erreicht) und der Bewirtschaftungsintensität (je intensiver die Bewirtschaftung, desto früher ist das Produktionsziel erreicht).

Die Festlegung der Umtriebszeit für die hier betrachteten Simulationsläufe erfolgt auf der Ebene der Landschaft und pro Bestandstyp. Die Haupt- und die Nebenbaumart werden dabei in der Regel mit derselben Umtriebszeit simuliert (Ausnahmen gelten für den Eichen-Buchen Typ). Diese Annahme ist u.a. das Ergebnis eines umfangreichen Meinungsaustauschs auf Expertenebene und stellt letztlich einen Kompromiss dar, um die Simulation nicht erheblich zu erschweren und die Ergebnisse und ihre Interpretation vergleichbar zu halten. Somit wurden die Umtriebszeiten über die allgemeinen Standortseigenschaften der Landschaft, die Intensität der Bewirtschaftung für ein Produktionsziel, über die Inventurdatenanalyse und auf der Grundlage von Expertenmeinungen festgelegt.

Der Waldtyp Eiche-Buche, der in den Landschaften 1 bis 8 vorkommt, ist an dieser Stelle als besonderer Fall zu betrachten. Die Wälder aus Traubeneiche oder Stieleiche haben als hauptsächliches Produktionsziel die Wertholzerzeugung, d.h. Furnierholz und/ oder wertvolles Schneideholz. Für diese Produktionsziele ist in der Regel eine Beimischung erforderlich überwiegend Buche im Unter- oder Zwischenstand. Die Eiche beherrscht den Oberstand, d.h. auf der Eiche liegt der wirtschaftliche Fokus und die Buche fungiert als dienende Baumart (LANDESFORSTEN-RLP 1987). Deshalb verfügt hier die Eiche über eine deutlich längere Umtriebszeit. In Landschaft 4 ist die Umtriebszeit der Eiche bei dieser Mischung besonders lang, nämlich 240 Jahre aufgrund des starken Zieldurchmessers für die Pfälzer Furniereiche, während die Buche eine Umtriebszeit von 100 Jahren zugewiesen bekommen hat. Bei den übrigen Landschaften wird die Umtriebszeit für die Eiche mit 200 Jahren angesetzt und für die Buche mit 100 Jahren. Die ausführliche Aufstellung der verwendeten Umtriebszeiten ist in Anhang VIII zu finden. Darüber hinaus zeigt die nachfolgende Tabelle 5.14 beispielhaft die Umtriebszeiten für Landschaft 4.

Tab. 5.14: Zuordnung der Umtriebszeiten zu den Waldtypen der Landschaft 4.

Waldtyp	Umtriebszeit [Jahre]
Buche - Eiche	160
Buche - Fichte	140
Buche - Kiefer	160
Buche - Lärche	160
Eiche - Buche	240 / 100
Fichte - Buche	120
Fichte - Kiefer	120
Kiefer - Buche	140
Kiefer - Douglasie	120
Kiefer - Eiche	140
Kiefer - Fichte	120

5.3.3.3 Generationswechsel

Wenn die vorgegebene Umtriebszeit erreicht ist, wird im Rahmen der Simulation das Holz der entsprechenden Bestände geerntet. Bei einer realen Waldbausituation etabliert sich oft schon lange vor der Reifephase eines Bestandes eine neue Generation von Bäumen, die unterschiedlich begründet sein kann (natürlich oder künstlich) und eine unterschiedliche Struktur bzw. Ziele (Zusammensetzung, Mischungsform, Betriebsziel, usw.) haben kann (BURSCHEL & HUSS 1987: 144). Die Waldbauplanung definiert aber je Waldort anhand des gegenwärtigen ökologischen Waldtyps und des angestrebten Zieltyps das Waldentwicklungsziel. Es besteht aus einer Leitbaumart (Hauptbaumart der künftigen Waldgeneration) und einem Mischungsmerkmal, das beschreibt, ob und ggf. welche Mischung vorgesehen ist. Für die hier betrachtete Fragestellung ist es relevant, das jeweilige Waldentwicklungsziel zu simulieren. Dadurch ist auch die Möglichkeit gegeben, dieses Ziel im Kontext des Klimawandels zu überprüfen. Auf der Ebene der Straten (Waldtyp pro Landschaft) und der Altersklasse der Hauptbaumart wird daher analysiert, welches Waldentwicklungsziel am häufigsten, d.h. mit der größten Fläche, vorliegt, um es dann in der Simulation zu verwenden.

Tabelle 5.15 soll die Erläuterung der Methode der Auswahl eines Waldentwicklungsziels für die neue Generation unterstützen. Als erster Schritt ist es wichtig zu erfassen, welche Straten tatsächlich eine neue Generation erfordern. Dies sind grundsätzlich alle Straten, die die vorgegebene Umtriebszeit im Laufe der Simulation, also vor dem Ende des Jahrhunderts, erreichen. Aus der Differenz zwischen der Umtriebszeit und dem mittleren Alter der Bäume zum Startzeitpunkt der Simulation eines Stratums, ergibt sich, ob und für welche Zeitspanne eine neue, nachfolgende Generation noch simuliert werden muss (in der Tabelle 5.15 *Jahre bis zum Umtrieb*). Für alle Straten, deren Ende der Umtriebszeit nach dem Jahr 2100 liegt, wird keine neue Generation benötigt. Die Spalte *Generationswechsel* zeigt die Notwendigkeit an. Es gibt Fälle, bei denen das aktuelle Bestandsalter bereits älter ist als die vorgesehene Umtriebszeit (vgl. die Altersklassen VI und VII in der Tabelle 5.15). In solchen Fällen läuft die

Simulation noch 10 Jahre (bis 2010); erst danach wird eine neue Generation in die Simulation eingespielt. Für jedes Stratum, das eine neue Generation erfordert, wird als Leitbaumart mit ihrer dazugehörenden Mischungsform diejenige aufgelistet, die über die größte Fläche verfügt (vgl. Spalte *Waldentwicklungsziel*). Diese Auswahl sollte allerdings auch berücksichtigen, dass der Waldtyp, der in eine neue Generation einfließt, ein Waldtyp ist, der in dieser Landschaft bereits vorkommt. Als Parametrisierung für diesen Startbestand kann der entsprechende, bereits vorkommende Bestand der Altersklasse 0 benutzt werden. Somit steckt in der aufgelisteten Auswahl der Tabelle 5.15 auch ein gewisses Maß an Expertenmeinung, die die manchmal nicht eindeutige oder nicht zutreffende Auswertung der Forsteinrichtungsdaten korrigiert. In Tabelle 5.15 sind in Spalte *Neue Generation* beispielhaft die gewählten Waldtypen zu sehen.

Tab. 5.15: Beispielhafte Darstellung der Waldentwicklungsziele für den heutigen Waldtyp „**Kiefer-Buche**“ in Landschaft 4 (Umtriebszeit 120 Jahre).

Alter		**Zeit bis Umtrieb [J]**	**Umtriebs-datum**	**Generations-Wechsel**	**Waldentwicklungsziel**		**Neue Generation**
Klasse	**Mittlere [J]**				**Leit-baumart**	**Mischungs-merkmal**	
0	10	110	2110	nein	-	-	-
I	30	90	2090	ja	Buche	Laub-Nadel-Misch	Buche - Kiefer
II	50	70	2070	ja	Kiefer	Laub-Misch	Kiefer - Buche
III	70	50	2050	ja	Kiefer	Laub-Misch	Kiefer - Buche
IV	90	30	2030	ja	Buche	Nadel-Misch	Buche - Kiefer
V	110	10	2010	ja	Kiefer	Laub-Misch	Buche - Kiefer
VI	130	-10	1990	ja	Buche	Laub-Nadel-Misch	Buche - Kiefer
VII	150	-30	1970	ja	Kiefer	Laub-Misch	Kiefer - Buche

5.3.3.4 Entwicklung der Waldbestockung

Anhand der Waldzusammensetzung der aktuellen Situation bzw. des Simulationsanfangs (Ist-Bestockung) und der hier definierten Umtriebszeit und des Generationswechsels ist eine Entwicklung der Waldbestockung im Verlauf des Jahrhunderts festzustellen. In Abbildung 5.35 sind die derzeitigen Bestandstypen beispielhaft für die Jahre 2000, 2050 und 2100 dargestellt.

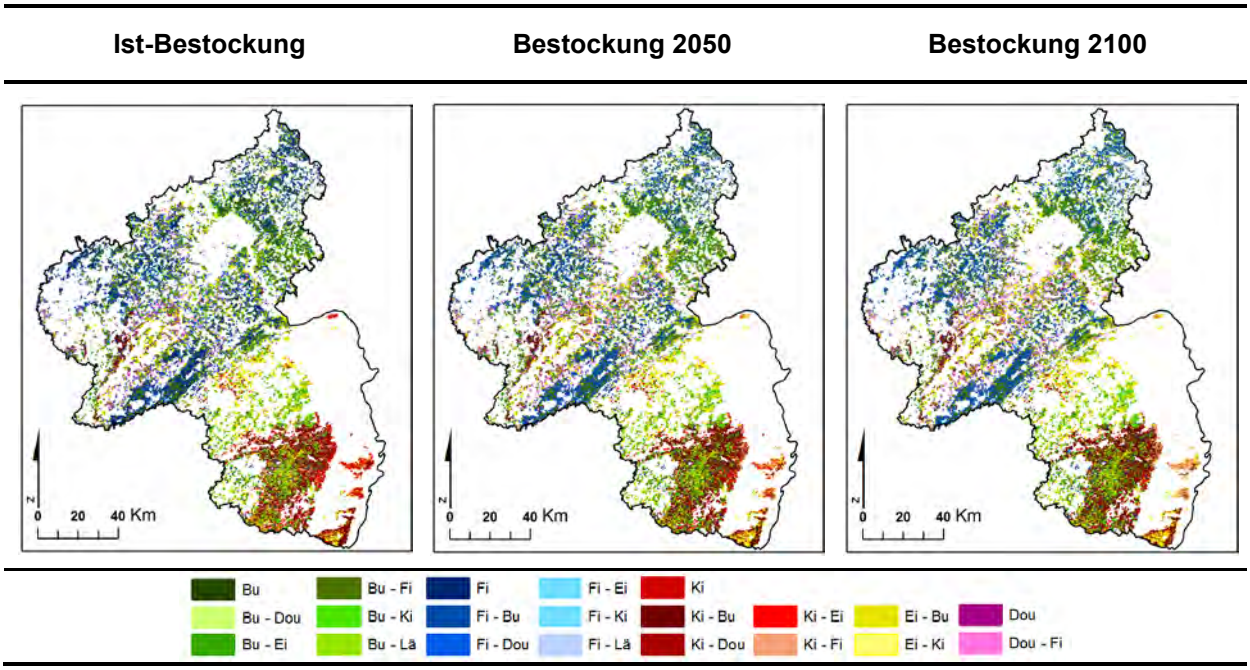


Abb. 5.35: Entwicklung der Bestockung im Verlauf des Jahrhunderts (Referenz, nahe Zukunft und ferne Zukunft) anhand von Ist-Bestockung, Umtriebszeit und Waldentwicklungsziel bei der M*ittelfristigen Planung und Nachhaltskontrolle* (MPN-Stichtag 2008) und der Typisierung von Waldtypen.

Generell betrachtet, ist im Zeitraum von 2000 bis 2100 kein signifikanter Wechsel in der Waldzusammensetzung des öffentlichen Waldes festzustellen. Auf Waldortebene sind jedoch zahlreiche Entwicklungen erkennbar. Bei näherer Betrachtung ist beispielweise in den Räumen Hunsrück, Eifel und Westerwald ein Wechsel von Fichten-Reinbeständen hin zu Fichten-Buchen-Mischbeständen zu erkennen. Im Moselgebiet ist gegen Ende des Jahrhunderts eine stärkere Präsenz der Douglasie zu beobachten. Im Pfälzerwald werden die häufigen Kiefern-Reinbestände durch Kiefern-Buchen-Mischungen ersetzt. Diese Entwicklungen haben einen deutlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

5.3.4 Simulationsverfahren

5.3.4.1 Szenarien

Zur Abschätzung der möglichen Entwicklung der rheinland-pfälzischen Wälder im Zeichen des Klimawandels vom Anfang bis zum Ende des gegenwärtigen Jahrhunderts wurden drei Szenarien definiert, bei denen das Klima die Variable ist, während alle restlichen Faktoren *ceteris paribus* gehalten werden. Im Hinblick auf ein wesentliches Ziel des Projektes KlimLandRP, nämlich die Darstellung eines Ergebniskorridors der möglichen Wirkungen des Klimawandels zu ermöglichen, wurden zwei Szenarien mit unterschiedlich ausgeprägten Klimaveränderungen in die Simulation integriert (s. Abschnitt 3.2.2.1) sowie zusätzlich noch ein Referenzszenario, das den Vergleich mit dem *Status quo* erlaubt. Die folgenden Simulationsszenarien variieren also nur hinsichtlich der Klimadaten bzw. -projektionen. Die Simulati-

onen beginnen im Jahr 2000 und laufen über 100 Jahre bis zum Jahr 2100. Die Klimaprojektionen je Emissionsszenario liefern Daten für 30-jährige Zeiträume. Wie bei allen methodischen Vorgehensweisen dieser Arbeit wurde als Referenzzeitraum für das Klima die Zeitspanne von 1971-2000 angenommen. Bis zur Mitte des Jahrhunderts (hier bis 2050) wird für beide Klimawandel-Szenarien das Emissionsszenario A1B-normal benutzt, da sich bis zu diesem Zeitpunkt die Projektionen der verschiedenen Emissionsszenarien nicht sehr voneinander unterscheiden. Bis zum Ende des Jahrhunderts werden dann zwei Emissionsszenarien mit ihren entsprechenden Realisationen simuliert: B1-feucht (im Sinne eines „*best case*“ Szenarios) und A1B-trocken (im Sinne eines „*worst case*“ Szenarios).

Simulationsszenarien-Beschreibung:

Referenzszenario 1: Das Referenzklima wird vom Anfang bis zum Ende des Jahrhunderts beibehalten.

Szenario 2: Das Referenzklima wird bis zum Jahr 2020 verwendet, danach kommt die Klimaprojektion für die nahe Zukunft (von 2021-2050) mit dem Emissionsszenario A1B-normal und schließlich gilt die Klimaprojektion des Szenarios B1-feucht für die ferne Zukunft (2071-2100).

Szenario 3: Das Referenzklima wird ebenfalls bis zum Jahr 2020 verwendet, danach folgt die Klimaprojektion für die nahe Zukunft (2021-2050) mit den Emissionsszenario A1B-normal und abschließend gilt die Klimaprojektion des Szenarios A1B-trocken für die ferne Zukunft (2071-2100).

Da das Projekt KlimLandRP Aussagen für die Zeiträume um 2050 und 2100 macht, und die Klimaprojektionen immer in 30-Jahres-Schritten erfolgen (*e.g.* 2021-2050), entsteht zwischen den Jahren 2050 und 2070 eine Klimadaten-Lücke. Deshalb wird dieser Zeitraum in zwei Dekaden unterteilt (2050-2060 bzw. 2060-2070). Die Klimadaten werden den beiden entsprechenden zeitlich vorangehenden bzw. nachfolgenden Klimaprojektionen entnommen. Die Abbildung 5.36 stellt die drei Szenarien und ihren Aufbau dar.

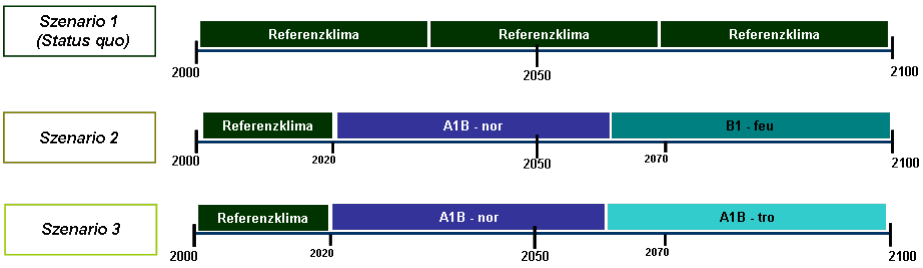


Abb. 5.36: Schematische Darstellung der Simulationsszenarien der Waldwachstumssimulation anhand ihrer entsprechenden Klimadatengrundlage im Verlauf des Jahrhunderts.

5.3.4.2 BALANCE Simulation

Nachdem der in SILVA generierte Startbestand in BALANCE (s. Abschnitt 5.3.2.3) übernommen wurde, wird der generierte Reinbestand für jede Baumart in seiner dreidimensionalen Entwicklung für jeden Einzelbaum in 1-Jahres-Schritten für einen 10-jährigen Zeitraum simuliert.

Die Auflösung der Daten ist unterschiedlich: Die Umweltbedingungen basieren auf einer Tagesauflösung (*e.g.* Mikroklima, Wasserbilanz, Phänologie), die physiologischen Reaktionen werden über Monatswerte ausgedrückt und die Bestandsentwicklung inklusive der Mortalität wird als Jahresauflösung dargestellt. Die Triebkräfte des Wachstums wie die Strahlung oder der Wasserhaushalt müssen aufgrund ihrer hohen zeitlichen Variation in Tagesschritten berechnet werden (RÖTZER et al. 2005: 352).

Wie in Abschnitt 5.3.2.1 erläutert wurde, stammen die für BALANCE nötigen, täglich aufgelösten Klimadaten von den entsprechenden repräsentativen DWD-Stationen der jeweils betrachteten Landschaft. Die benötigten täglichen Klimaparameter sind: Niederschlag [mm], Mitteltemperatur [°C], Maximumtemperatur [°C], Minimumtemperatur [°C], Sonnenstrahlung [$Jcm^{-2}d^{-1}$], relative Luftfeuchtigkeit [%] und Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe [ms^{-1}]. Pro Landschaft wird das Wachstum jedes Bestandes auf der Grundlage von sieben Klimadatensätzen simuliert: vier für die Gegenwart (die gemessenen Klimadaten und die drei Kontrollläufe für die entsprechenden Emissionsszenarien der Zukunft) und drei für die Zukunft (eine Projektion für die nahe Zukunft und zwei Projektionen für die ferne Zukunft). Der jeweilige Simulationsturnus in BALANCE beträgt 10 Jahre. Hierfür wird aus den drei vorhandenen Dekaden für die Gegenwart jeweils die mittlere ausgewählt. Für die Simulationen der Zukunft wird stets die letzte Dekade der 30-Jahres-Zeiträume gewählt, da die Klimaveränderung hier jeweils am prägnantesten ist[59]. Tabelle 5.16 zeigt am Beispiel von Landschaft 4 pro Datensatz jeweils den Mittelwert der Normalperiode jeder Klimavariablen (fett gedruckt), die Mittelwerte jeder einzelnen Dekade und die Werte der ausgewählten Dekade für die Simulation (Darstellung in rot).

[59] Für diese Auswahl sind die Parameter Niederschlag und Temperatur am wichtigsten.

Tab. 5.16: Dekadenbezogene Analyse der Klimadaten und Auswahl der Daten der in die Simulation eingehenden Dekade am Beispiel von Landschaft 4.

	Zeitraum	Niederschlag (Summe) [mm]	Temperatur MW [°C]	Strahlung [J/cm²/d]	Relative Feuchte [%]	Windgeschwindigkeit 10m Höhe [m/s]	Temperatur Max. [°C]	Temperatur Min [°C]
Gegenwart	Messdaten							
	MW 71-00	901	8,3	978	84	0,77	13,1	3,8
	MW 71-80	835	8,0	979	84	0,77	12,7	3,4
	MW 81-90	941	8,2	969	85	0,77	13,1	3,8
	MW 91-00	927	8,6	987	84	0,77	13,4	4,2
	Kontroll A1B_nor							
	MW 71-00	865	8,3	980	84	0,70	13,2	3,8
	MW 71-80	873	8,4	963	84	0,71	13,2	3,9
	MW 81-90	888	8,5	992	84	0,76	13,3	3,9
	MW 91-00	834	7,9	985	84	0,63	13,0	3,5
	Kontroll B1_feu							
	MW 71-00	944	8,2	969	84	0,73	13,0	3,7
	MW 71-80	987	8,5	975	84	0,75	13,4	4,0
	MW 81-90	953	8,3	968	84	0,74	13,1	3,9
	MW 91-00	893	7,7	965	84	0,69	12,5	3,3
	Kontroll A1B_tro							
	MW 71-00	808	8,1	980	84	0,66	13,0	3,5
	MW 71-80	824	8,0	973	84	0,68	12,9	3,5
	MW 81-90	842	8,3	985	84	0,69	13,2	3,6
	MW 91-00	759	7,9	981	84	0,62	12,9	3,3
Zukunft	A1B_nor							
	MW 21-50	863	8,9	994	83	0,59	13,9	4,4
	MW 21-30	895	8,4	985	84	0,54	13,5	4,0
	MW 31-40	852	8,9	982	83	0,61	13,9	4,4
	MW 41-50	842	9,3	1013	84	0,62	14,4	4,8
	B1_feu							
	MW 71-00	988	9,8	1024	83	0,70	14,8	5,2
	MW 71-80	1000	10,0	1017	83	0,72	15,0	5,3
	MW 81-90	909	9,5	1034	82	0,63	14,5	4,8
	MW 91-00	1055	9,9	1020	83	0,74	14,8	5,3
	A1B_tro							
	MW 71-00	800	10,3	1064	82	0,63	15,7	5,6
	MW 71-80	836	10,1	1069	81	0,63	15,6	5,3
	MW 81-90	823	10,4	1048	83	0,65	15,8	5,8
	MW 91-00	742	10,2	1073	82	0,61	15,8	5,6

Über den Umfang von sieben Simulationen je Startbestand kann die Spannweite der möglichen relativen Veränderung des Wachstums anhand von verschiedenen Parametern repräsentiert werden. Das Wachstum unter einer bestimmten Klimaprojektion (bzw. einem Emissionsszenario) wird verglichen mit den entsprechenden Ergebnissen der Kontrollprojektion desselben Emissionsszenarios, um die relative Veränderung gegenüber der heutigen Situation darzustellen. Die Simulation auf der Grundlage der gemessenen Daten für den Referenzzeitraum ist interessant, um einen Größenordnungsvergleich mit den Ergebnissen der Simulationen der Kontrollläufe der Projektionen machen zu können. Dies dient der Validierung der Ergebnisse.

Neben einer Klimasensitivität verfügt BALANCE über eine Sensitivität gegenüber Änderungen der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre – der Konzentrationen von Kohlendioxid (CO_2) und Stickstoffoxiden (NO_x) (RÖTZER et al. 2005). Diese Treibhausgase werden u.a. vom IPCC als Hauptantriebe des Klimawandels betrachtet. Folglich könnte die Simulation auf der Grundlage einer Klimaprojektion, der ein bestimmtes Emissionsszenario unterstellt ist, auch mit der entsprechenden CO_2-Konzentration dieses Emissionsszenario berech-

net werden. Im Rahmen der hier betrachteten Simulationen variiert jedoch – *ceteris paribus* – die CO_2-Konzentration nicht. Hohe CO_2-Konzentrationen führen in BALANCE zum verstärkten Wachstum, das möglicherweise Effekte von geringerem Niederschlag und höheren Temperaturen langfristig kompensieren könnte. Wie Sensitivitätsstudien mit BALANCE zeigten, können diese Einflüsse auf das Baumwachstum sehr bedeutend sein. Aufgrund der wissenschaftlich noch in Diskussion (vgl. Abschnitte 2 und 7.4) stehenden genauen Wirkung wurde für die vorliegende Studie nur der Einfluss eines veränderten Klimas berücksichtigt. BALANCE ist also derzeit fähig, die Wachstumsreaktionen der Baumarten Buche[60], Eiche[61], Kiefer[62] und Fichte[63] zu simulieren bzw. abzubilden und Veränderungen klimatischer Werte zu berücksichtigen. Die Ergebnisse der Auswertung werden im Abschnitt 6.3.1 behandelt.

5.3.4.3 Kopplung BALANCE - SILVA

Die Reaktionen der Baumarten (gleichbedeutend mit dem Daten-Output von BALANCE) auf die drei verschiedenen Szenarien – d.h. relative Änderungen des Wachstums, beispielweise ausgedrückt über die relative Veränderungs des durchschnittlichen Höhenzuwachses – werden in das Standort-Leistungsmodul von SILVA übertragen.

Das potenzielle Einzelbaumhöhenwachstum über dem Alter ist baumartenspezifisch und folgt in SILVA der Chapman-Richards-Funktion (KAHN & PRETZSCH 1997: 116):

$$h_{pot} = A * \left(1 - e^{-kt}\right)^{p}$$

wobei:

h_{pot} : potenzielle Oberhöhe [m]

t: Alter [Jahre]

A, k, p: Koeffizienten der Regressionsgleichung

In Abhängigkeit von den Standortsbedingungen bestimmen die Koeffizienten A, k und p die Eigenschaften (Höhe und Form) der Kurve. Über die relative Veränderung der Volumenleistung einer Baumart in einem bestimmten Alter werden dann neue Koeffizienten A, k und p justiert. Beim Anfang einer jeden Simulation sowie beim gesamten Verlauf des Szenarios 1 basiert die Kurve mit ihren Koeffizienten auf der entsprechenden Referenzertragstafel für Rheinland-Pfalz (vgl. FAWF 2003). Im Verlauf der Simulation, wenn der Bestand auf ein neues Klima trifft, wird die Kurve des potenziellen Höhenwachstums über die von BALANCE

[60] Rotbuche (*Fagus sylvatica*)

[61] Keine Differenzierung zwischen Trauben- und Stieleiche (bzw. *Quercus petraea* und *Quercus robur*)

[62] Waldkiefer (Pinus sylvestris)

[63] Gemeine Fichte (*Picea abies*)

gelieferte relative Veränderung der Volumenleistung angepasst. Die folgende Abbildung stellt schematisch die Einspielung der neuen Akp-Werte im Moment des Wechsels des Klimadatensatzes im Verlauf der Simulation dar.

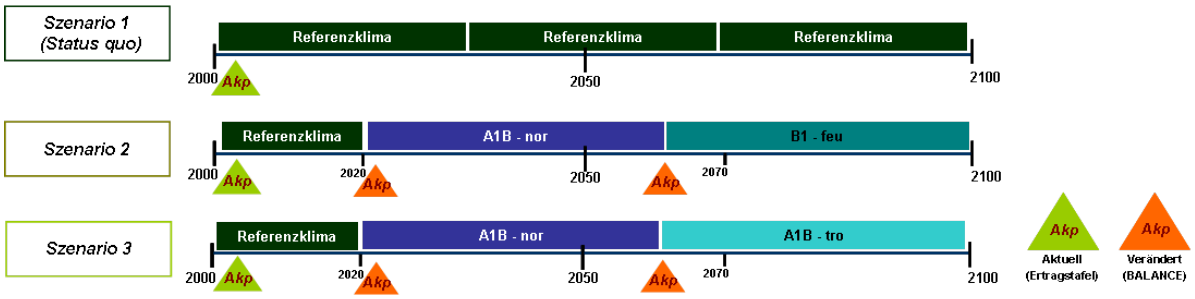


Abb. 5.37: Schematische Darstellung der Simulationsszenarien der Waldwachstumssimulation hinsichtlich der Steuerung der Referenz und klimabedingt veränderten *AKP*-Koeffizienten (Chapman-Richards-Funktion), welche das Potenzial des Höhenwachstums im Modell SILVA regulieren.

5.3.5 Simulationen mit SILVA

Unter Berücksichtigung spezifischer Bestandseigenschaften (s. Abschnitt 5.3.2.3), waldbaulicher Vorgaben (s. Abschnitt5.3.3) und der Reaktionsmuster der Baumarten (s. Abschnitt 6.3.1), ist mit SILVA eine managementorientierte und landschaftsbezogene Simulation der verschiedenen Szenarien möglich. Für den hier verfolgten Zweck sind im Wesentlichen Angaben zu klassischen Parametern der Naturalproduktion von Interesse, obwohl SILVA durchaus weitergehende Ergebnisse beispielsweise zu monetären Kennwerten oder Struktur- und Diversitätsindizes ausgeben kann.

Das Wachstumspotenzial von Mischbeständen und seine Änderung infolge eines veränderten Klimas hängt von den individuellen Reaktionen jeder zugehörigen Baumart und von den Bestandseigenschaften – Mischungsanteil, Bestockungsgrad, Ertragsleistung, usw. (s. Abschnitt 5.3.2.3) - ab. Die Simulation für jeden Bestand erfolgt für die Zeitspanne vom Jahr 2000 bis zum Ende der vorgegebenen Umtriebszeit (oder bis zum Ende des Jahrhunderts, falls das Ende der Umtriebszeit über das Jahr 2100 hinaus geht) jeweils in Fünfjahresschritten, d.h. alle fünf Jahre können die Ergebnisse ausgegeben werden und/ oder Steuerungen bezogen auf die Simulationsbedingungen vorgenommen werden. Grundsätzlich wird im Rahmen der hier betrachteten Simulationen eine Hochdurchforstung durchgeführt (s. Abschnitt 5.3.3.1). Zudem können Bäume aufgrund natürlicher Mortalität – durch Konkurrenz oder zufällig – aus dem Bestand ausscheiden. Ein Zufallsgenerator ist hierfür in die Modelle implementiert.

Unter den Szenarien 2 und 3 erleben die Straten in den Jahren 2020 und 2060 eine Klimaveränderung. Das damit korrespondierende neue potenzielle Höhenwachstum wird ab die-

sem Moment für jede Baumart und jedes erreichte Alter in das Modell integriert (s. Abschnitt 5.3.4.3).

Bei Bedarf ist ein Generationenwechsel zu simulieren (s. Abschnitt 5.3.3.3). Die Simulation wird mit einem Folgebestand der Altersklasse 0 fortgeführt. Diese Bestände werden dann mit einer für sie typischen, dem Szenario und jeweiligen Zeitpunkt (Jahr) angepassten Akp-Funktion (s. Abschnitt 5.3.4.3) und entsprechenden mittleren Klimabedingungen simuliert.

Der automatisierte Batch-Betrieb in SILVA, der großflächige Simulationen erlaubt, stützt sich auf die Anwendung von bis zu sieben Steuerdateien: Stratendatei, Inventurdatei, Standortsdatei, Prognosedatei, Akp-Datei, Durchforstungsdatei und Grenzdatei. Jede dieser Dateien enthält thematische Vorgaben, die z.T. zuvor mit Teilmodellen berechnet wurden und laufend in die Simulation eingebracht werden. Jede Landschaft (als Prognoseeinheit) hat also ein unterschiedliches Set dieser Dateien. Am Ende eines jeden Simulationszyklus werden die Simulationsergebnisse zuerst auf der Ebene der Waldtypen bzw. Straten und dann auf Landschaftsebene zusammengefasst. Im Laufe der Simulationen mit SILVA (Wachstum, Mortalität, Durchforstung) spielen auch Zufallseffekte eine gewisse Rolle. Daher wird jeder Simulationslauf fünf Mal wiederholt, die Ergebnisse werden dann gemittelt.

Die durch das Wachstumsmodell SILVA erzeugten Ergebnisdateien zu den Simulationen umfassen verschiedene Parameter der Naturalproduktion: Das sind u.a.: *N* - Stammanzahl [N/ha]; *G* - Grundfläche [m²/ha]; *Vfm* - Vorrat in Festmeter [m³/ha]; *dg* – Durchmesser des Grundflächenmittelstammes [cm]; *hg* - Höhe des Grundflächenmittelstammes [m]; *h100* – Oberhöhe der 100 höchsten Bäume je Hektar [m]. Mit diesen Werten wurden jeweils der verbleibende und der ausscheidende Bestand (inklusive Mortalität) immer für Zeiträume von fünf Jahren beschrieben. Die Ergebnisdateien der einzelnen Simulationsläufe wurden pro Landschaftseinheit in einer Datenbank zusammengeführt. Die zugrunde liegenden Tabellenstrukturen sind hierbei für alle Landschaftseinheiten identisch, was eine standardisierte Zusammenführung und Auswertung der Daten über alle Landschaftseinheiten hinweg ermöglicht. Die eindeutigen Schlüsselvariablen sind hierbei: Szenario, Landschaft, Bestandstyp (gegenwärtig oder nach Generationenwechsel), Hauptbaumart, Nebenbaumart und Jahr.

Um die möglichen Auswirkungen der drei Szenarien auf die Holzproduktionsentwicklung auf Landschaftsebene oder auf der Ebene eines Bundeslandes auszuwerten bzw. zu vergleichen, bietet sich als Parameter die Wuchsleistung, d.h. vor allem die Gesamtwuchsleistung, als geeignete Option an. Die Methode und die Ergebnisse der Auswertung werden im Abschnitt 6.3.3 behandelt.

5.4 Forstliche Wasserhaushaltssimulation

Das Leben sowie die Biomasseproduktivität der Pflanzen im Allgemeinen und der Waldbäume im Besonderen hängen vor allem von der Wasserversorgung ab (vgl. *e.g.* PEREIRA et al. 2006). Eine standortgerechte Baumartenwahl sowie die langfristige Waldbauplanung erfordern deswegen eine gute Charakterisierung dieser Standortgröße (SCHWÄRZEL et al. 2009: 123). An den komplexen Prozessen des Wasserhaushalts eines Standortes sind biologische, edafische und klimatische Komponenten beteiligt. Markante Veränderungen des Wasserhaushalts und der Wasserversorgung der Wälder sind deswegen im Zuge des projizierten Klimawandels zu erwarten. Die tendenziell immer längere Vegetationszeit (Abbildung 2.4) und die Temperaturerhöhung in der Sommerzeit (Abschnitt 3.2) benötigen eine ausreichende Wasserversorgung, um Trockenheit und dementsprechend Produktivitätseinschränkungen zu verhüten (BADECK et al. 2004: 32ff.). Darüber hinaus ist die Widerstandfähigkeit gegenüber absehbar zunehmenden extremen Wetterereignissen wie Dürre und Stürme mit dem aktuellen Bodenwasserhaushalt eines Standortes korreliert.

Deutschlandweit stützt sich die Kartierung des Wasserhaushalts der Waldböden auf unterschiedliche semi-empirische Verfahren, die die Vergleichbarkeit zwischen Ländern weitgehend unmöglich macht (WOLFF et al. 1998: 38). Für Standorte mit terrestrischem Wasserregime basiert das aktuelle rheinland-pfälzische Vorgehen auf einem Matrixsystem, das die Komponenten Niederschlag (Niederschlagsgruppen, gegliedert auf der Basis mittlerer Niederschlagssummen im Zeitraum von 1891-1930), nutzbare Feldkapazität, Relief und Exposition im Sinne einer klimatischen Wasserbilanz[64], kombiniert. Neun mögliche Wasserhaushaltsstufen (von „äußerst frisch“ bis „äußerst trocken“) werden dabei in Korrelation mit dem Ertrag von Fichte und Buche skaliert (vgl. LANDESFORSTEN -RLP 2006: 30, GAUER 2009: 36) – siehe folgende Abbildung.

Niederschlags-gruppe	Exposition-Relief	Gruppen der nutzbaren Wasserspeicherkapazität mm WSK							
mm		200	140	120	100	80	65	50	
NSG4	Schatthang	äfr	äfr	äfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')
	eben < 10°	äfr	äfr	äfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')
>950	Sonnhang	äfr	äfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr
NSG3	Schatthang	äfr	sfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr
	eben < 10°	äfr	sfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr
750-950	Sonnhang	äfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str
NSG2	Schatthang	äfr	sfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr
	eben < 10°	äfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str
675-750	Sonnhang	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str	str
NSG1	Schatthang	äfr	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str
	eben < 10°	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str	ätr
600-675	Sonnhang	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str	str	ätr
NSG0	Schatthang	sfr	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str	ätr
	eben < 10°	fr	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	str	str	ätr
<600	Sonnhang	zfr (fr')	n	mtr (tr')	tr	tr	str	ätr	ätr

Legende: ***äfr***: äußerst frisch; ***sfr***: sehr frisch; ***fr***: frisch; ***zfr***: ziemlich frisch; ***n***: mäßig frisch; ***mtr*** mäßig trocken; ***tr***: trocken; ***str***: sehr trocken; ***ätr***: äußerst trocken.

Abb. 5.38: Korrelationsmatrix zur Bestimmung der Wasserhaushaltsstufen in Rheinland-Pfalz (LANDESFORSTEN-RLP 2006: 30).

[64] Über die Gliederung der Niederschlagsgruppen ist auf Landesebene eine mittelbare Beziehung zu den Höhen-/ Wärmestufen hergestellt, die somit indirekt auch in die klimatische Wasserbilanz hineinspielen.

Im Zuge der beobachteten und der projizierten klimatischen Veränderungen stößt die Methode an ihre Grenzen:

i. die innerhalb der Matrix dargestellten Bezüge stimmen schon unter den aktuellen und erst recht unter den künftigen Niederschlagsverhältnissen nicht mehr;

ii. die wichtige Rolle der Temperatur (und ihrer projizierten Anstiege) an die Biomasseproduktion der Wälder sollte auf direktere Weise berücksichtigt werden (hier nur über Exposition/ Relief einbezogen);

iii. die eher subjektive Ansprache der Wasserhaushaltsstufe bei in der Regel unbekannten nutzbaren Feldkapazitäten, die die unterschiedlichen Kartierer lediglich abschätzen, stellt die Vergleichbarkeit zwischen den Kartierungsgebieten in Frage.

Wegführend von den bisher fest definierten Rahmenbedingungen erfordert eine klimadynamische Standortkartierung die Anwendung von numerischen Modellen (SCHWÄRZEL et al. 2009: 124). Die vom Klimawandel gestellte Herausforderung an die Standortskartierung (GAUER et al. 2011: 7) wird hier über die interdisziplinäre Zusammenarbeit der *Module Wasser* und *Wald* unter intensiver und praxisorientierter Einbeziehung der Außenstelle der Forsteinrichtung von Landesforsten Rheinland-Pfalz bearbeitet. Wesentliche Aspekte des methodischen Ansatzes sind somit hierbei aus dem Schlussbericht von Modul Wasser (CASPER et al. 2013) sowie aus den diesbezüglich veröffentlichten Arbeiten (*e.g.* GRIGORYAN et al. 2010, REITER et al. 2010, GAUER et al. 2011) übernommen. Konzeptionell wurde eine modellbasierte Wasserhaushaltssimulation für fiktive Waldstandorte durchgeführt (s. Abschnitt 5.4.1.1), die über einen ausgewählten Indikator (s. Abschnitt 5.4.1.2) und eine anschließende Regionalisierung (s. Abschnitt 5.4.2) Aussagen über das heutige und künftige projizierte verfügbare Bodenwasser liefert. Übergeordnetes Ziel ist eine klimadynamische quantitative und somit objektivere Wasserhaushaltscharakterisierung, auch basierend auf kausalen Beziehungen zur Baumartenproduktivität bzw. zu potenziellem Trockenstress und stellt so eine Unterstützung zur standortsgerechten langfristigen Baumartenwahl dar.

5.4.1 Bestimmung des potenziellen Trockenstresses der Buche auf fiktiven Waldstandorten

Situationen von Trockenstress der Waldbäume können sich durch unterschiedliche Ursachen ergeben. Die langfristige Exposition eines Baumes gegenüber Wasserdefiziten (Dauerstress) führt generell zu metabolischen Einschränkungen und demzufolge auch zu geringerem Wachstum (PEREIRA et al. 2006: 119) sowie zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Schadorganismen (ENGESSER et al. 2008: 344, PETERCORD et al. 2008). Schwellenwerte der Wasserversorgung oder Trockenheit sind aber weiterhin nicht einfach zu definieren oder objektiv zu quantifizieren (PEREIRA et al. 2006: 119, MCDOWELL et al. 2008: 720). Unterschiedliche Baumarten haben auch unterschiedliche quantitative sowie zeiträumliche Wasseran-

sprüche (ZIMMERMANN et al. 2008: 18), weshalb die Analyse der Wasserversorgung auch grundsätzlich baumartenspezifisch zu sehen ist. Der folgende dargestellte Ansatz wurde in dieser Arbeit zuerst für die Buche durchgeführt. Die Buche ist aus ökologischer und ökonomischer Sicht eine ausgesprochen relevante Baumart in Rheinland-Pfalz, auf die angesichts einer neuen, möglicherweise mit Trockenstressanfälligkeit verbundenen Komplexkrankheit in der Zukunft auch Gefahren zukommen können (BLOCK 2008: 61).

5.4.1.1 Simulation des Wasserhaushalts eines Buchenbestandes

Nach dem Vergleich von unterschiedlichen Wasserhaushaltsmodellen[65] wurde das von SCHULLA & JASPER (2007) entwickelte WASIM-ETH Modell (bzw. Version 8.2) ausgewählt. Das Modell ist laut den Autoren ein „deterministisches, flächendifferenziert arbeitendes hydrologisches Einzugsgebietsmodell zur Simulation des Wasserkreislaufs auf und unter der Landoberfläche“. In dieser Studie simuliert WASIM-ETH 8.2 verschiedene hydrologische Prozesse wie Verdunstung oder Infiltration auf der Ebene einer 100 m x 100 m Einzelzelle. An den Standorten werden lediglich die vertikalen Wasserflüsse untersucht, ohne dass horizontales Zuschusswasser simuliert wird (d.h. eine eindimensionale Betrachtung der Wasserbewegung), wobei somit implizit die Annahme hinterlegt ist, dass der laterale Zufluss dem lateralen Abfluss entspricht (CASPER et al. 2013). Für die Bestimmung der potenziellen Verdunstung eines Waldbestandes wird hierbei der Ansatz nach PENMAN-MONTEITH genutzt. Wichtige Einflussgrößen sind hierbei Temperatur, Globalstrahlung, Sättigungsdefizit der Luft und der Verdunstungswiderstand des Bestandes.

Buchenbestand

Einheitlich für ganz Rheinland-Pfalz wurde unter Berücksichtigung von Expertenwissen eine Parametrisierung eines 100-jährigen Buchenbestandes mit verschiedenen Kenngrößen ausgearbeitet. Abhängig von der phänologischen Entwicklung im Jahresverlauf wurden Kenngrößen für folgende Parameter definiert: schneefreie Albedo der Vegetationsform; Verdunstungswiderstand der Blattoberfläche; Oberflächenwiderstand der Interzeptionsverdunstung; Verdunstungswiderstand der Bodenoberfläche; Blattflächenindex der Vegetationsform; aerodynamische Rauigkeitslänge; durch Vegetation bedeckter Flächenanteil; Durchwurzelungstiefe der Vegetationsform; zeitliche Verzögerung/ Beschleunigung der phänologischen Entwicklung aufgrund der Höhenlage. Von der phänologischen Entwicklung unabhängig wurden des Weiteren folgende Parameter definiert: Form der Wurzelverteilung im Wurzelraum; relativer Bodenwassergehalt, ab dem Nässestress einsetzt; Korrekturfaktor, um den die Transpirationsleistung bei Nässestress reduziert wird; hydraulische Höhe, ab der Trockenstress einsetzt; Dicke des Wasserfilms auf den Blättern.

[65] Die Modelle SIMPEL, WASIM-ETH, COUPMODEL, BROOK90 und LARSIM wurden hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit sowie ihren Datenanforderungen bzw. -verfügbarkeiten verglichen (REITER 2010:14).

Standort: Klima & Boden

WASIM-ETH hat, wie andere Modelle auch, hohe Ansprüche an die Qualität und Auflösung der Eingangsdaten, welche zum Teil nicht ausreichend aufgelöst oder flächendeckend verfügbar sind, wie täglich aufgelöste Klimadaten oder die nutzbaren Feldkapazität (nFK). Um mit der Problematik umzugehen, wurden fiktive Waldstandorte in die Nähe der geografischen Lagen von folgenden 22 DWD-Klimastationen gebildet: Alzey (215 m), Bad Bergzabern (180 m), Bernkastel (120 m), Blankenrath (420 m), Deuselbach (480 m), Bad Dürkheim (107 m), Herstein (343 m), Hilgenroth (290 m), Kaiserslautern (281 m), Koblenz (85 m), Mainz (125 m), Bad Neuenahr-Ahrweiler (111 m), Nürburg-Barweiler (485 m), Pirmasens (280 m), Roxheim (90 m), Simmern (437 m), Trier-Petrisberg) (265 m), Weinbiet (553 m), Worms (90 m), Schneifelforsthaus (657 m), Siegen in Nordrhein-Westfalen (263 m) und Kall-Sistig in Hessen (505 m).

Pro Klimastation wurden zwölf unterschiedliche Standortvarianten[66] aus der Kombination der variablen nutzbaren Feldkapazität, Exposition und Hangneigung gebildet bzw. simuliert. Über vier Klassen nutzbarer Feldkapazitäten (nFK 50 mm, nFK 100 mm, nFK 150 mm und nFK 200 mm) konnten verschiedene Bodenwasserrückhalte abgebildet werden[67]. Somit entspricht eine nutzbare Feldkapazität von 200 mm einem äußerst guten Bodenwasserspeicher im Wurzelraum, der auch bei meteorologischen Trockenphasen die Pflanzen ausreichend mit Wasser versorgen kann. Demgegenüber steht ein Standort mit einer nutzbaren Feldkapazität von lediglich 50 mm, der angesichts dieses geringen Speichervermögens bei Trockenphasen nicht genügend Wasser zur Verfügung stellen kann bzw. das verfügbare Wasser zu schnell an die Pflanzen abgibt. Intermediäre Bodenwasserspeicher- bzw. Wasserversorgungssituationen können über die nutzbaren Feldkapazitäten 100 mm und 150 mm abgebildet werden. Durch die Simulation von drei Varianten der Exposition und Hangneigung – Schatthang 20°, ebene Fläche 0° und Sonnhang 20° – können nicht nur die Strahlungsintensität und ihr Einfluss simuliert werden, sondern es kann implizit auch eine Begünstigung der Bestandswüchsigkeit auf Schatthängen bzw. Nordexpositionen gegenüber Sonnenhängen bzw. südexponierten Lagen bei ansonsten gleichen Randbedingungen überprüft werden. Auf diese Weise werden insgesamt 264 Standortstypen über die möglichen Klima-, Boden- und Reliefvariationen abgebildet – eine schematische Darstellung liefert die Abbildung 5.39.

[66] Bei allen Standorten wurden terrestrische Wasserregime angenommen, so dass der Einfluss von Grundwasser nicht berücksichtigt wurde.

[67] Über die Modifizierung der Kennwerte von Bodenparametern (vor allem Skelettgehalt) im Ober- und Unterboden werden vier unterschiedliche Bodenspeicher generiert. Auf diese Weise wurden nutzbare Feldkapazitäten von ca. 200, 150, 100 und 50 mm als Differenz des Wassergehalts von pF 1,8 und pF 4,2 bestimmt.

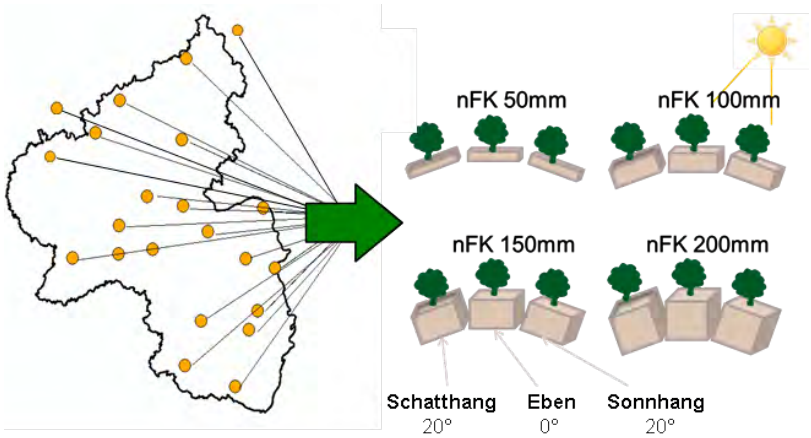


Abb. 5.39: Schematische Darstellung der jeweils zwölf zu simulierenden fiktiven Waldstandorte an den geografischen Lagen der insgesamt 22 DWD-Klimastationen (CASPER et al. 2013).

Bei den vorliegenden Simulationen wurden unterschiedliche Zeiträume betrachtet: Referenzzeitraum (1971-2000), nahe Zukunft (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100). Insgesamt wurden sieben Simulationsläufe durch die Verwendung verschiedener Klimaprojektionen des Emissionsszenarios A1B berechnet (vgl. Tabelle 5.17). Ein größerer Ergebniskorridor konnte aufgrund fehlender spezifischer Daten nicht abgebildet werden.

Tab. 5.17: Klima-Datengrundlage der verschiedenen Simulationsläufe zur Wasserhaushaltsansprache.

	Referenz (1971-2000)	**Nahe Zukunft (2021-2050)**	**Ferne Zukunft (2071-2100)**
Klimadaten	Messdaten Kontrolllauf normal Kontrolllauf trocken	A1B-nor A1B-tro	A1B-nor A1B-tro

Trotz der großen natürlichen edafischen Vielfalt innerhalb des rheinland-pfälzischen Raumes war es notwendig, auch hierbei eine einheitliche Bodenparametrisierung zu wählen. Somit wurde als häufig vorkommender typischer Waldboden ein 1 Meter tiefer schluffiger-Lehm (Lu) für das Bodenprofil ausgewählt[68] (vgl. GRIGORYAN et al. 2010: 38), der sich für jede der drei Einheiten – Ober- und Unterboden des Wurzelraum sowie der darunterliegenden Sickerzone – über verschiedene bodenphysikalisch basierte Parameter definieren lässt[69].

[68] Erforderliche Kennwerte orientieren sich an TEEPE et al. (2003) sowie gemäß der AG BODEN (2005).

[69] Bodenphysikalische Parameter: gesättigte Leitfähigkeit des Horizonts; Reduktion von Filtergeschwindigkeit mit der Tiefe innerhalb des Horizonts; Sättigungswassergehalt des Horizonts; Residualwassergehalt des Horizonts; VAN GENUCHTEN Parameter α; VAN GENUCHTEN Parameter n; MUALEM Parameter τ in der VAN GENUCHTEN Gleichung; Mächtigkeit eines einzelnen Bodenlayers des Horizonts; Anzahl der Bodenlayer des Horizonts.

5.4.1.2 Indikator für den potenziellen Trockenstress der Buche[70]

Die Wasserhaushaltssimulation bestimmt in täglicher Auflösung eine Vielzahl von Ausgangsgrößen, die die hydrologischen Prozesse an jedem der 264 fiktiven Standorte erklären. Im Sinne eines objektiven und überregional vergleichbaren Maßes ist die Aggregation dieser Angaben über einen zusammenfassenden Indikator erforderlich. Damit sollte idealerweise die Häufigkeit, die Intensität und Dauer von Trockenphasen abgebildet werden können. Aus verschiedenen Literaturquellen wurden mehrere Indikatoren für den Bodenwassergehalt, die Saugspannung und die Verdunstung, wie sie Tabelle 5.18 nennt, durch REITER (2010) getestet.

Tab. 5.18: Getestete Trockenstressindikatoren (REITER 2010).

Trockenstressindikatoren	
Bodenwassergehaltsindikator[71]	BWd15 * BWd15_PWP * BWd9 *
Saugspannugsindikator[72]	pF ** pF_gestaffelt ** BWSpannung (KROMP-KOLB et al. 2005)
Verdunstungsindikator[73]	ETDiff (SCHULTZE et al. 2005) TDiff ** TProd (WESSOLEK 1989) VB3mm (ASCHE 2001) Wessolek (WESSOLEK 1989)

* GAUER 2010, schr. Mitt.
** *Modul Wasser*, eigener Versuchsindikator

Geprüft wurde die jeweilige Eignung des Trockenheitsindikators auf Basis der Fähigkeit des Indikators, klimabedingte Bodensystemzustände abzubilden und reale Bedingungen möglichst zuverlässig widerzuspiegeln. Die verschiedenen gestellten Anforderungen erfüllte der Bodenwassergehaltsindikator *BWd9* am besten. BWd9 (von „Bodenwasser_daily_9 mm“) beruht auf Literatur- und Expertenangaben sowie eigenen Ansätzen des *Moduls Wasser*. Der über BWd9 ermittelte tägliche Faktor für potenziellen Trockenstress (vgl. Abschnitt 6.4.1.2) wird über die Tage innerhalb der Vegetationszeit[74] addiert und somit jährlich aggregiert. Da sich die Länge der Vegetationszeit von Jahr zu Jahr leicht unterscheiden kann,

[70] Teile der hier vorgestellten Methode und der Ergebnisse beruhen wesentlich auf der Arbeit von REITER (2010), die im Rahmen des *Moduls Wasser* (CASPER et al. 2013) von KlimLandRP erstellt wurde.

[71] Ableitung der Menge des freien pflanzenverfügbaren Bodenwassers im Wurzelraum.

[72] Ableitung der Austrocknung des Bodens über die Saugspannung (bei hoher Spannung hält der Boden das noch enthaltene Wasser fest).

[73] Ableitung der Differenz zwischen potenzieller und realer Verdunstung (bei geringer Differenz wird eine gute Wasserversorgung angenommen).

[74] Die Vegetationszeit wird in diesem Fall, abweichend von der üblichen Definition, als die Zeit zwischen dem 15. April und dem 15. Oktober definiert (GAUER 2010, schr. Mitt.).

wurde hier eine Vereinheitlichung der Länge dieser Periode auf 100 Tage vorgenommen, um den direkten Vergleich zwischen verschiedenen Jahren zu erlauben (vgl. REITER 2010: 34) – ein Vergleich auf der Grundlage von Prozentangaben ist somit ebenfalls möglich. Der nach BWd9 herzuleitende potenzielle Trockenstress wird für die betrachteten Zeiträume (Referenzzeit, nahe Zukunft und ferne Zukunft) als Mittelwert der jeweils 30-jährigen Perioden ermittelt.

5.4.2 Regionalisierung des Indikators für den potenziellen Trockenstress der Buche[75]

Die flächige Übertragung des Indikators für den potenziellen Trockenstress eines 100-jährigen Buchenbestandes für die verschiedenen betrachteten Zeiträume und Klimaprojektionen erfordert eine spezielle Landschaftstypisierung über die wichtigen Eingangsparameter der Simulation: Temperatur und Niederschlag (INTERMET Datensatz), nutzbare Feldkapazität (bis 1 m Tiefe) (LGB-RLP 2009) sowie Exposition und Hangneigung (BEHRENS & SCHOLTEN 2002). Um die Auflösung zu verbessern, wurden die verschiedenen Parameter auf eine 20 m x 20 m Auflösung über ein Inverse-Distance-Weighting-Verfahren interpoliert[76]. Um ferner die Stratenanzahl in Grenzen zu halten, wurden die genannten Parameter in Klassen, gemäß Tabelle 5.19, eingeteilt.

Tab. 5.19: Klasseneinteilung der Eingangsparameter der Landschaftsstratifizierung (CASPER et al. 2013).

Temperatur	Niederschlag	nutzbare Feldkapazität	Relief (Exposition und Hangneigung)
≤ 8°C	≤ 550 mm	≤ 75 mm	Eben (O-SO / W-NW ≤ 10°Neigung)
>8°C - 9°C	> 550 mm - 650 mm	> 75 mm - 125 mm	
>9°C - 10°C	> 650 mm - 750 mm	> 125 mm - 175 mm	Schatthang (NW-O > 10° Neigung)
>10°C	> 750 mm - 900 mm	> 175 mm	Sonnhang (SE-W > 10° Neigung)
	> 900 mm		

Die Klassen der Temperatur und des Niederschlages wurden hier so eingeteilt, dass sich die klimatische Variabilität und die regionale Ausprägung in Rheinland-Pfalz über verschiedene Klimalandschaften darstellen lässt. Zu jeder Klimalandschaft wurde dann darüber hinaus eine repräsentative DWD-Klimastation zugeordnet. Unter den aktuell gegebenen klimatischen Verhältnissen sind aber von den 20 möglichen Klimaklassenkombinationen aus Temperatur und Niederschlag lediglich 13 in Rheinland-Pfalz besetzt. Bei der nutzbaren Feldkapazität

[75] Nach CASPER et al. 2013 und GRIGORYAN et al. 2010.

[76] Bei der Temperatur wurde zusätzlich eine Korrektur über die Geländehöhe durchgeführt.

(nFK) sowie beim Parameter Relief ist die Klasseneinteilung wiederum passend im Hinblick auf die zu simulierenden fiktiven Waldstandorte und ihrer Charakterisierung über nFK sowie Exposition und Hangneigung (s. Abschnitt 5.4.1.1) – eine flächige Darstellung findet sich in Abbildung 6.71 im Abschnitt 6.4.2. Aus der räumlichen Verschneidung der oben dargestellten Parameter ergeben sich 156 Landschaftseinheiten in Rheinland-Pfalz. Wie im Abschnitt 6.4.2 dargestellt, wurden die Ergebnisse als potenzieller Trockenstress (in %) nach BWd9, je nach simuliertem fiktiven Standort, in die entsprechende Landschaftseinheit übertragen.

6 Ergebnisse

6.1 Bioklima-Hüllen

Die projizierten klimatischen Veränderungen bis zum Ende des Jahrhunderts können Veränderungen der Verbreitungsareale der Baumarten verursachen. Über die in Abschnitt 5.1 erläuterte Methode der Bioklima-Hüllen wurden die dominierenden klimatischen Bedingungen der Verbreitungsgebiete der Baumarten modelliert bzw. für das mögliche künftige Klima projiziert und auf die rheinland-pfälzische Fläche übertragen, um mögliche klimabedingte Verbreitungsarealverschiebungen in diesem Raum zu identifizieren. Umfangreiche Auswertungen wurden angefertigt, wobei pro Baumart die Hüllen gemäß den in der folgenden Tabelle 6.1 aufgelisteten bioklimatischen Parametern hergeleitet wurden.

Tab. 6.1: Kategorien der bearbeiteten Bioklimahüllen unter den entsprechenden bioklimatischen Variablen und deren Verschneidungen.

Hülle	bioklimatische Variablen	Verschneidung
zweidimensional	Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme	Verschneidung für Indikator der mittleren Klimabedingungen
	Jahresmitteltemperatur x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit	
	Mitteltemperatur in der Vegetationszeit x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit	
	Sommermitteltemperatur x Sommerniederschlagssumme	
eindimensional	Wintermitteltemperatur	Verschneidung für Indikator „Winterlichkeit“
	Januar-Minimumtemperatur	
	Sommermitteltemperatur	Verschneidung für Indikator Sommerlichkeit“
	Juli-Maximumtemperatur	
bioklimatische Indizes	De Martonne, Aridität sindex (DE MARTONNE 1926)	
	De Martonne, modifizierter Aridität sindex (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996: 286)	
	Ellenberg-Quotient (ELLENBERG 1996: 258f.)	
	Ringlebs thermischer Kontinentalitätsindex (RINGLEB 1947)	

Je nach Baumart lässt sich die heutige rheinland-pfälzische Verbreitung unterschiedlich gut innerhalb der einen oder anderen bioklimatischen Hülle darstellen – die klare Erkennung eines Prädiktors stellt sich bei einigen Baumarten und bezogen auf ausgewählte bioklimatische Hüllen jedoch schwer dar. Die Ergebnisse der zweidimensionalen Hüllen wurden pro Baumart und Zeitraum verschnitten (jede Klimavariablenkombination ist in Anhang II ausführlich dargestellt). Diese Resultate sind Indikatoren für mögliche Verschiebungen der geeigneten mittleren klimatischen Verhältnisse der jeweiligen Baumart in Rheinland-Pfalz im Verlauf des Jahrhunderts. Ergebnisse der eindimensionalen Hüllen wurden pro Baumart und Zeitraum thematisch verschnitten (jede Klimavariable ist in Anhang III ausführlich dargestellt). Daraus resultieren, durch die Indikatoren „Winterlichkeit“ und „Sommerlichkeit“, Hinweise zur möglichen Erfüllung der Kühleansprüche bzw. des Wärmebedarfs und/ oder der möglichen Präsenz von Frost- bzw. Hitzegefahr einer Baumart in Rheinland-Pfalz im Verlauf des Jahrhunderts. Über die Ergebnisse der bioklimatischen Indizes können je nach Index und Baumart unterschiedliche Erkenntnisse abgeleitet werden.

Die Verschneidung von gut geeigneten mit weniger geeigneten Prädiktoren kann zu Über- oder Unterschätzungen der klimatischen Nische in den rheinland-pfälzischen Wäldern führen. Diese Darstellung liefert trotzdem einen wertvollen Hinweis zur Sensitivität einer Baumart bezüglich einer Arealverschiebung ihrer (potenziell natürlichen) klimatischen Nische.

6.1.1 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Buche bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren

2-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Die Übertragung der vier gewählten Möglichkeiten von 2-D bioklimatischen Hüllen auf die Fläche von Rheinland-Pfalz (vgl. Anhang II), bezogen auf den Referenzzeitraum, zeigt ein wenig differenziertes Bild. Außer bei der Kombination Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme (95. Perzentil) ist die gesamte rheinland-pfälzische Landesfläche in der klimatischen Nische verortet – ein Resultat, das sich leicht über die zentrale Lage von Rheinland-Pfalz im potenziell natürlichen Verbreitungsgebiet der Buche (Bohn & Neuhäusl 2003) erklären lässt. Die Projektionen der Bioklima-Hüllen in die Zukunft zeigen hingegen bei den verschiedenen bioklimatischen Analysen in Abhängigkeit der Klimaszenarien, ein differenzierteres Bild. Die folgende Abbildung zeigt dies anhand der Verschneidung der in Anhang II dargestellten Bioklima-Hüllen als Indikator der natürlichen mittleren klimatischen Ansprüche.

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

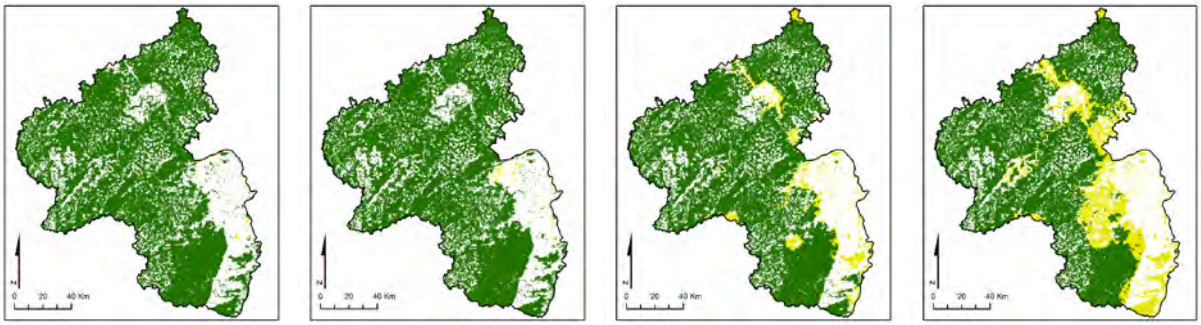


Abb. 6.1: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Buchenverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz.

Beim Referenzzeitraum befindet sich knapp 100% der Waldfläche innerhalb der klimatischen Nische der Buche. In Richtung ferner Zukunft zählen die großen Flusstäler, einige Lagen des Westerwaldes und Taunus, des Hunsrücks sowie der nördliche Pfälzerwald zu den Flächen, die außerhalb der klimatischen Nische liegen. Den größten Einfluss übt hierbei die Parameterkombination Sommermitteltemperatur x Sommerniederschlagssumme aus (s. Anhang II).

1-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Die Übertragung der vier Varianten der 1-D bioklimatischen Hüllen für die Baumart Buche auf Rheinland-Pfalz zeigt für den Referenzzeitraum keine Differenzierung (s. Anhang III) – Rheinland-Pfalz ist also als Ganzes in der klimatischen Nische eingeordnet. Die folgenden Abbildungen sind aus der Verschneidung der in Anhang III dargestellten Bioklima-Hüllen entstanden. Der Indikator „Winterlichkeit“ prüft, ob für die Buche im Verlauf des Jahrhunderts zu milde (MICHIELS et al. 2009: 19) oder zu kalte (KRAMER 1988: 103, Ellenberg 1996: 259) Winter (Abbildung 6.2) zu erwarten sind. Dementsprechend analysiert der Indikator „Sommerlichkeit“, ob bis zum Ende des Jahrhunderts Hitzesituationen, die für die Buche eine Gefahr darstellen könnten (EBERT 2006: 27), (Abbildung 6.3) zu erwarten sind.

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

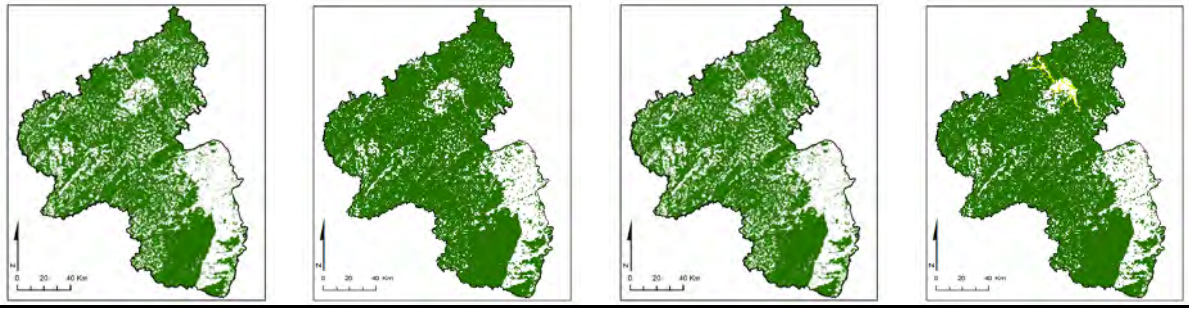


Abb. 6.2: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Buche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

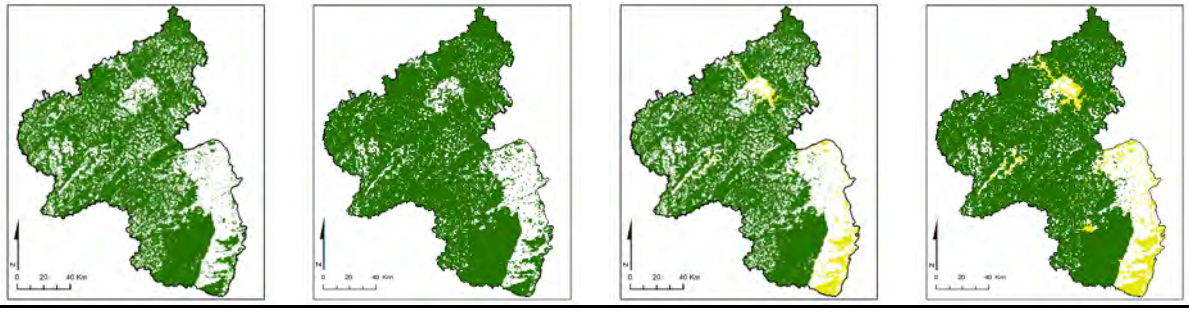


Abb. 6.3: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Buche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Für den Referenzzeitraum können 100% der Waldfläche ohne Winterlichkeits- oder Sommerlichkeitseinschränkungen für die Buche angenommen werden. In der fernen Zukunft, schon beim Emissionsszenario A2-normal und signifikanter beim Szenario A1B-trocken, zeigen sich in den großen Flusstälern sowie in Teilen des nördlichen Pfälzerwaldes aufgrund einer projizierten Erhöhung der Sommerhitze mögliche Belastungen für die Buche.

Bioklimatische Indikatoren für die rheinland-pfälzische Waldfläche

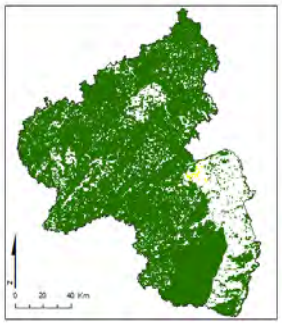
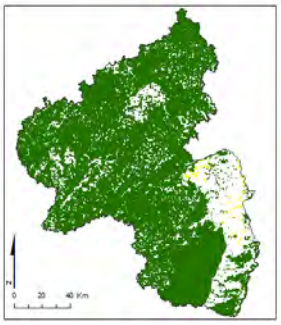
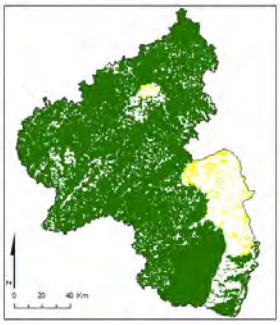
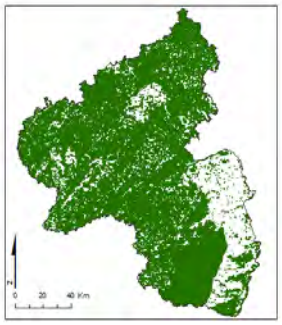
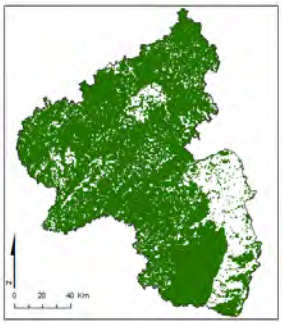
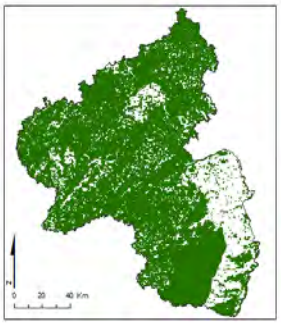
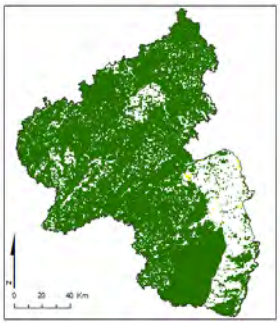
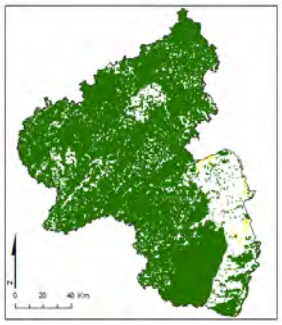
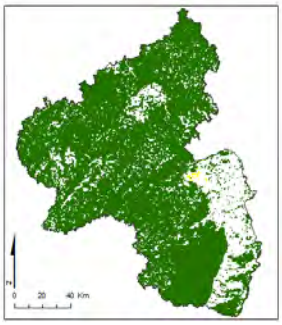
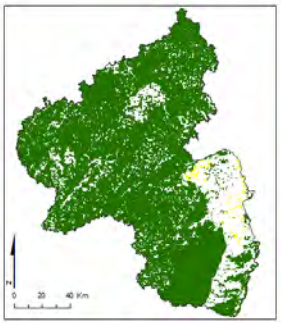
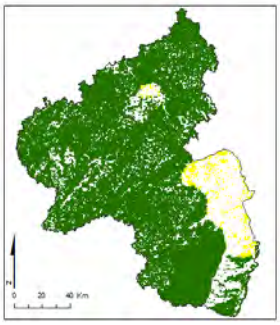
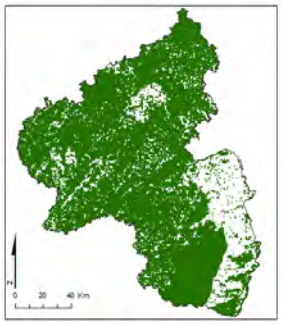
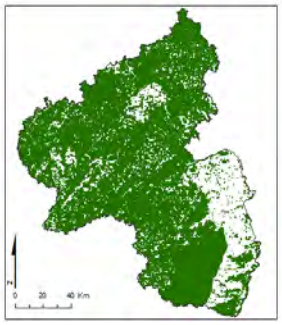
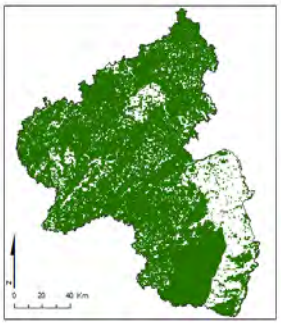
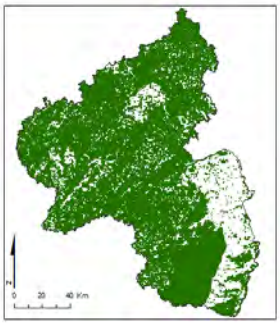
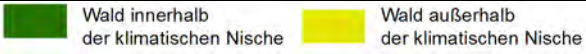
Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
De Martonne, Ariditätsindex			
			
De Martonne, modifizierter Index			
			
Ellenberg-Quotient			
			
Ringlebs thermischer Kontinentalitätsindex			
			
			

Abb. 6.4: Bioklimahüllen für die Buche anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Bei der Betrachtung der Entwicklung der ersten drei Indizes wird die schon bei der 2-D Hüllen-Verschneidung erkennbare Tendenz bestätigt – Teile des nördlichen Oberrheingrabens und das Neuwieder Beckens können sich außerhalb der klimatischen Nische befinden. Der thermische Kontinentalitätsindex zeigt wiederum, dass für alle Zeiträume eine genügende klimatische Maritimität für die Buche gegeben scheint.

Entwicklung der klimatischen Nische der Buche in Rheinland-Pfalz

Über die verschiedenen Ansätze zur Herleitung bzw. Abbildung der klimatischen Nische der Buche mit Hilfe der verwendeten Klimaparameter und ihrer Kombinationen ergibt sich für den Raum Rheinland-Pfalz im Wesentlichen eine durchaus konsequente Aussage. Die für Rheinland-Pfalz projizierten Klimaveränderungen führen überwiegend nicht zu starken Abweichungen von den bisherigen Bedingungen innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes der Buche. In der Rheinebene sowie in der Nord-Pfalz können künftig die sommerlichen bzw. vegetationszeitlichen Bedingungen den Rand der klimatischen Nische treffen, nämlich dort, wo im Sommer mittlere Temperaturen von mehr als 19°C mit Niederschlagssummen von unter 180 mm kombiniert auftreten können.

6.1.2 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Traubeneiche bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren

2-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Auch die Traubeneiche zeigt bei der Übertragung der vier Varianten der 2-D bioklimatischen Hüllen auf die Fläche von Rheinland-Pfalz (s. Anhang II) innerhalb des Referenzzeitraums ein undifferenziertes Ergebnis. Die gesamte Fläche befindet sich innerhalb der klimatischen Nische. Die Projektionen in die Zukunft zeigen dann ebenfalls nur wenige Veränderungen. Die Abbildung 6.5 ist das Ergebnis der Verschneidung der in Anhang II dargestellten Bioklima-Hüllen als Indikator der natürlichen mittleren klimatischen Ansprüche.

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

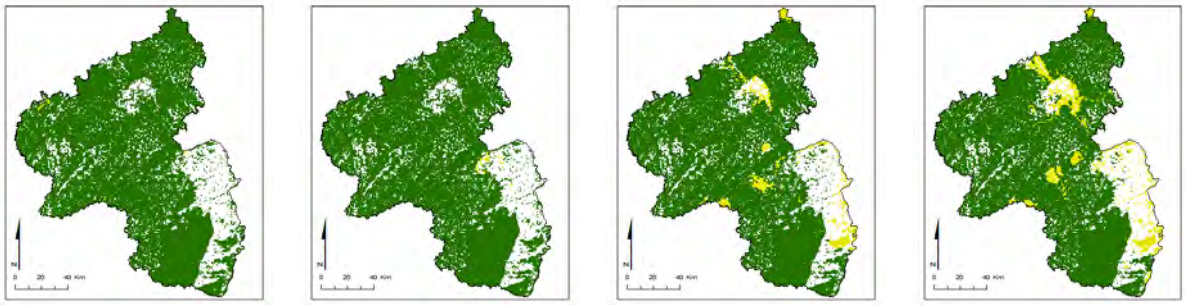
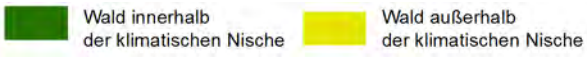


Abb. 6.5: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Traubeneichenverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).



Wie bei der Buche zeigt sich auch hier, dass für den Referenzzeitraum fast 100% der Waldfläche innerhalb der klimatischen Nische der Traubeneiche liegen. Für die Entwicklung in der fernen Zukunft zeichnet sich ebenfalls eine Parallele ab. Teile des Rhein- und Nahetales können Flächen sein, die sich außerhalb der klimatischen Nische der Traubeneiche befinden. Großen Einfluss hat hierbei die Variablenkombination Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme auf die Veränderungen im Rheintal bzw. Rheingraben und die Mitteltemperatur in der Vegetationszeit x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit hinsichtlich der Veränderungen im Bereich des Nahetals.

1-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Der Übertragung der vier hergeleiteten 1-D bioklimatischen Hüllen auf die Landesfläche von Rheinland-Pfalz, wiederum bezogen auf den Referenzzeitraum (s. Anhang III) sowie auf die Zukunftsprojektionen der möglichen klimatischen Verhältnisse, zeigen keine Differenzierung – wobei Rheinland-Pfalz insgesamt innerhalb der klimatischen Nische eingeordnet werden kann. Der bereits bekannte Abbildungstypus stellt die Verschneidung der in Anhang III abgebildeten bioklimatischen Hüllen dar. Die Indikatoren „Winterlichkeit“ (Abbildung 6.6) und „Sommerlichkeit“ (Abbildung 6.7) prüfen die Winter- und Sommerbedingungen im Verlauf des Jahrhunderts für die relativ frostempfindliche (MAYER 1984: 106) Traubeneiche, welche als wärmeliebende Baumart ausgewogene Sommerwärme beansprucht (WALENTOWSKI et al. 2006: 94).

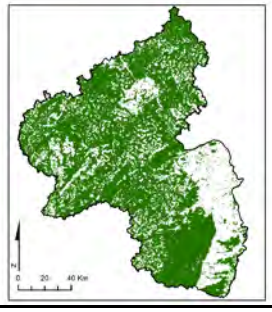
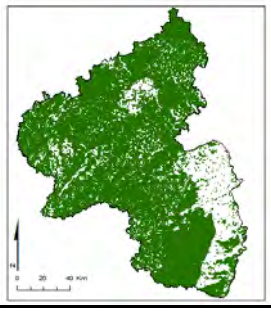
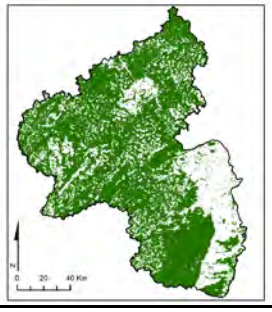
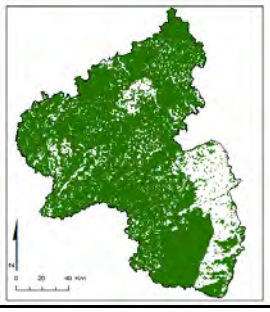
Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
			

Abb. 6.6: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Traubeneiche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

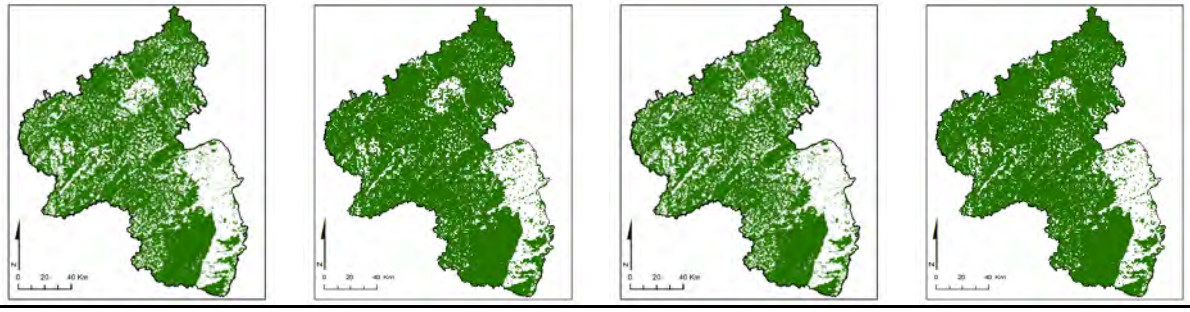
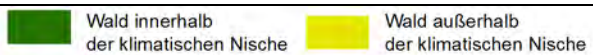
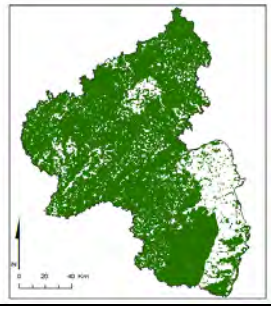
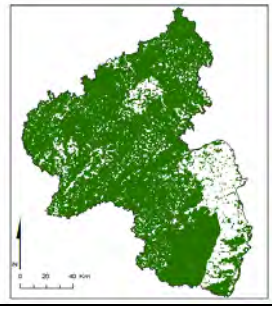
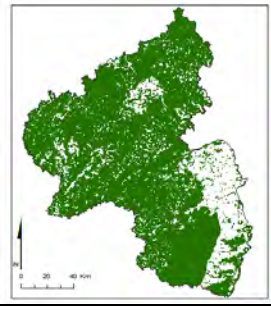


Abb. 6.7: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Traubeneiche bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).



Für den Referenzzeitraum sowie für die projizierte Zukunft ergeben sich bei dem gewählten methodischen Ansatz keine Limitierungen durch sommerliche oder winterliche Temperaturen für die Traubeneiche zumal auch ihr Wärmebedarf stets erfüllt werden kann.

Bioklimatische Indikatoren für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
De Martonne, Ariditätsindex			
			

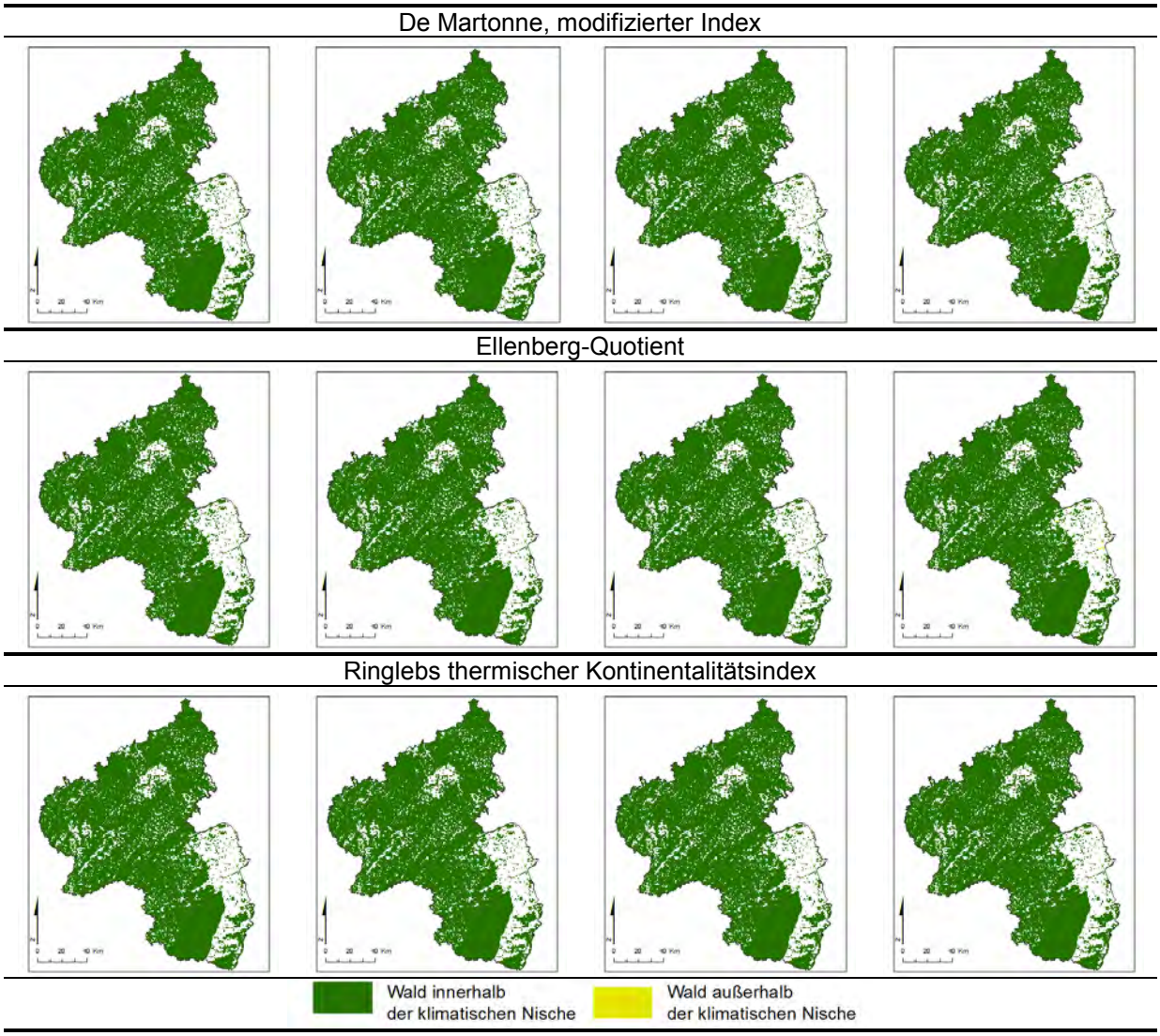


Abb. 6.8: Bioklimahüllen für die Traubeneiche anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Bei der Betrachtung der Entwicklung der vier verschiedenen Indizes zeigt sich sehr deutlich, dass keine klimabedingten Arealverschiebungen der Traubeneiche in Rheinland-Pfalz – unter Zugrundelegung der Indizes - zu erwarten sind.

Entwicklung der klimatischen Nische der Traubeneiche in Rheinland-Pfalz

Die für Rheinland-Pfalz projizierten Klimabedingungen werden auf der Basis der hier verwendeten Methodik und Indizes nur zu eher geringfügigen Veränderungen hinsichtlich des natürlichen Verbreitungsgebietes der Traubeneiche im Land führen. Lediglich der Nordteil der Oberrheinebene trifft zum Ende des Jahrhunderts an den Rand ihrer klimatischen Nische, nämlich infolge einer dort projizierten Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um ca. 2° C (von ca. 10 zu 12°C), bei einer ansonsten bei 500 mm konstant bleibenden Jahresniederschlagssumme. Im südlichen Teil der Rheinebene ist die Kombination aus ca. 2 °C Tempera-

turerhöhung mit einer ca. 700 mm umfassenden jährlichen Niederschlagssumme immer noch ausreichend, um innerhalb der klimatischen Nische der Traubeneiche zu bleiben.

6.1.3 Entwicklung des Verbreitungsgebietes der Fichte unter verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und bioklimaindikatoren

2-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Bei der Übertragung der vier gewählten Varianten der 2-D bioklimatischen Hüllen auf das Gebiet von Rheinland-Pfalz (s. Anhang II) zeigen sich im Gegensatz zu den beiden zuvor vorgestellten Baumarten große Unterschiede, bezogen auf den Referenzzeitraum und das 95. Perzentil. Die Bioklima-Hüllen für die Variablenkombinationen Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme und Jahresmitteltemperatur x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit zeigen große Abweichungen beim Vergleich der 100%igen- und der 95%igen Betrachtung – ein Hinweis darauf, dass Rheinland-Pfalz heute schon am Rand der natürlichen klimatischen Nische liegt. Die Kombination Jahresmitteltemperatur x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit zeigt eine recht gute Übereinstimmung mit den heutigen Verbreitungsgebieten der Fichte in Rheinland-Pfalz. Die Verschneidung der in Anhang II dargestellten Bioklima-Hüllen wird in der Abbildung 6.9 als Indikator der natürlichen mittleren klimatischen Ansprüche dargestellt.

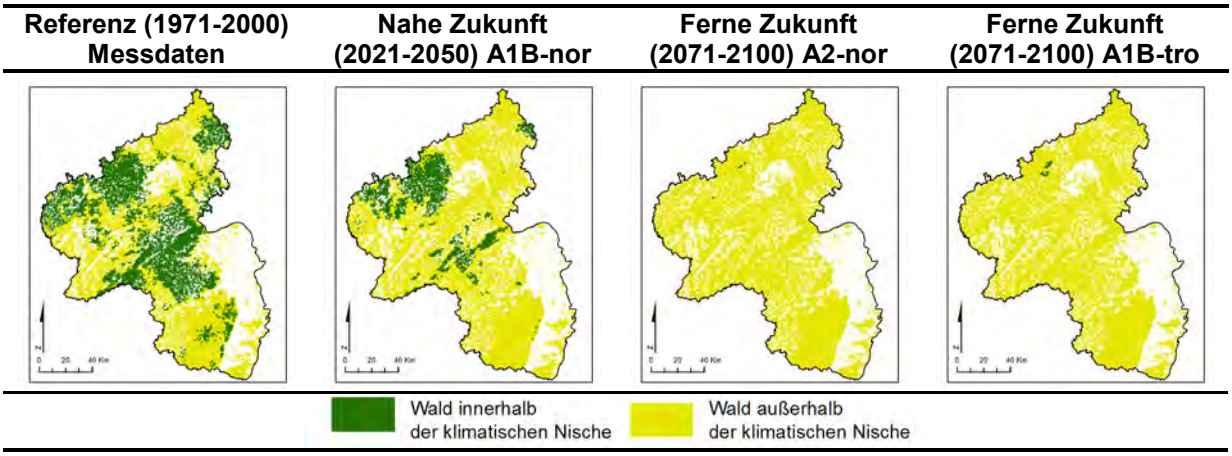


Abb. 6.9: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Fichtenverbreitungsgebietes über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Für den Referenzzeitraum sind Waldflächen der Eifel, des Westerwaldes, des Hunsrücks, des Saar-Nahe-Berg und Hügellandes sowie Teile des Pfälzerwaldes innerhalb der Bedingungen der klimatischen Nische der Fichte eingeordnet – eine relativ gute und weitgehend

zutreffende Abbildung des heutigen Vorkommens der Fichte in Rheinland-Pfalz (Abbildung 4.6). Schon in der nahen Zukunft zeigt sich jedoch eine erhebliche Einschränkung auf nur noch kleinere Räume der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks. In Richtung ferne Zukunft ist eine drastische Veränderung zu erwarten. Fast die ganze Waldfläche von Rheinland-Pfalz könnte dann außerhalb der klimatischen Nische der Fichte liegen. Den größten Einfluss bedingen hierbei die Kombinationen Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit sowie Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme.

1-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Ebenfalls zeigen die vier 1-D bioklimatischen Hüllen im Anhang III bereits für den Referenzzeitraum, aber auch für die Zukunft, extreme Ergebnisse. Die nachfolgenden Abbildungen sind das Resultat der Verschneidungen der dargestellten Bioklima-Hüllen. Ob im Verlauf des Jahrhunderts die Kühleansprüche der Fichte (SYKES & PRENTICE 1995: 417) erfüllt werden, lässt sich über den Indikator „Winterlichkeit“ prüfen. Der Indikator „Sommerlichkeit“ untersucht das Auftreten von für die Fichte nachteiliger Sommerhitze und -trockenheit (MAYER 1984: 66).

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

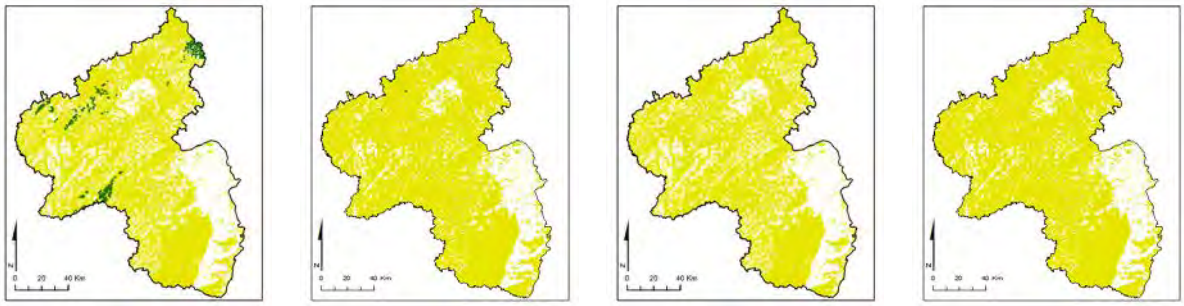


Abb. 6.10: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Fichte bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG_{2006}).

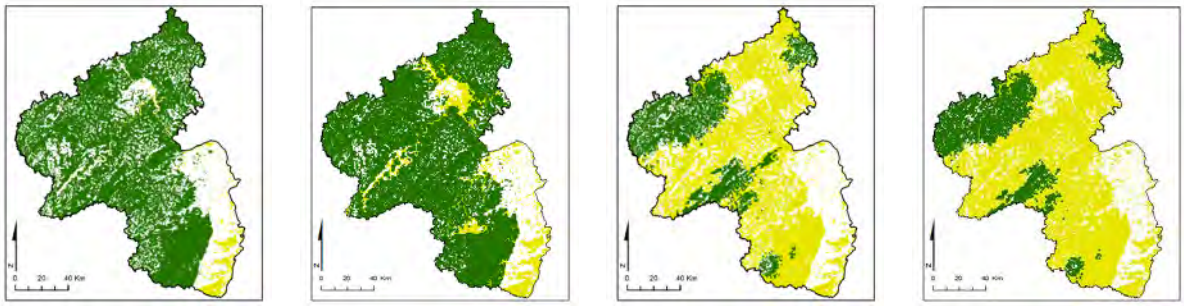
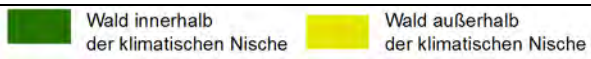


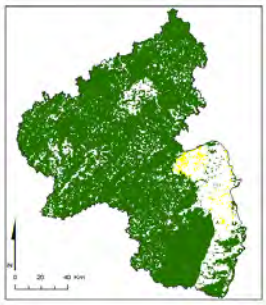
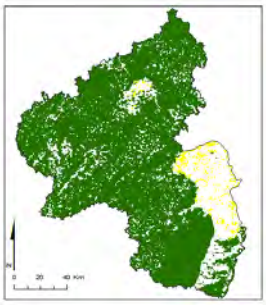
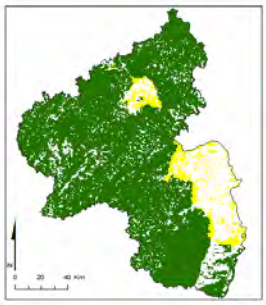
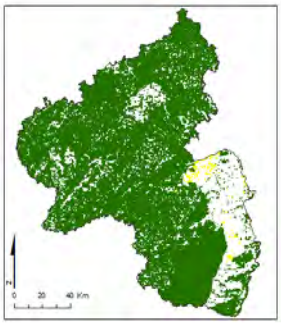
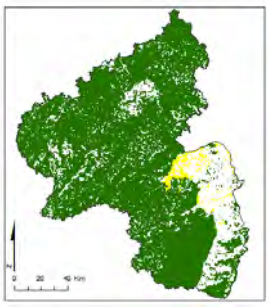
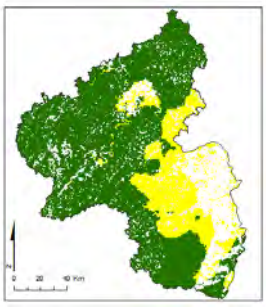
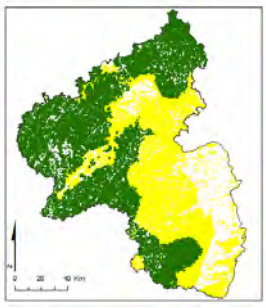
Abb. 6.11: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Fichte bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETT-

REG_{2006}).



Die Verschneidung der Indikatoren für den fichtenspezifischen Kühlebedarf zeigt, dass schon innerhalb des Referenzzeitraumes an sich nur wenige Waldflächen von Rheinland-Pfalz die notwendigen geringen winterlichen Temperaturen innerhalb des Verbreitungsgebietes der Fichte erfüllen, eine Tatsache, die sich in der Zukunft noch erheblich verschärfen wird. Bei der Verschneidung der Indikatoren zur Hitze- bzw. Trockenheitsgefahr zeigt sich für den Referenzzeitraum im Wesentlichen eine Einschränkung in den Tälern des Rheins und der Mosel. Über die projizierte Erhöhung der sommerlichen Temperaturen werden in der fernen Zukunft nur die Räume Eifel, hoher Westerwald, Hunsrück sowie der westliche Pfälzerwald noch innerhalb der entsprechenden Bedingungen des potenziell natürlichen Verbreitungsgebietes der Fichte liegen.

Bioklimatische Indikatoren für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
De Martonne, Aridität sindex			
			
De Martonne, modifizierter Index			
			
Ellenberg-Quotient			

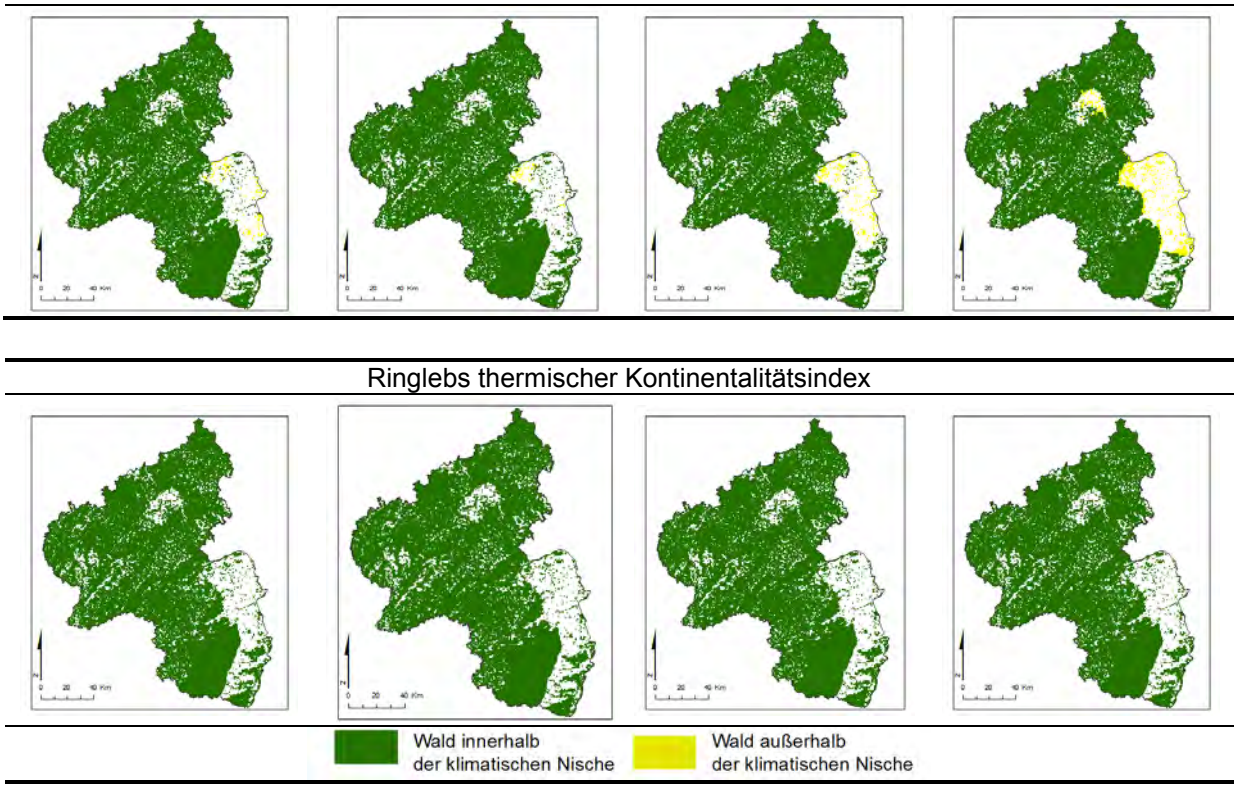


Abb. 6.12: Bioklimahüllen für die Fichte anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Für den Referenzzeitraum zeigen die ersten drei Indizes ein relativ gleichgerichtetes Bild, bei dem vor allem im Bereich des nördlichen Teils des Oberrheingrabens klimatische Einschränkungen zu erwarten sind. Der Index nach De Martonne und der Ellenberg-Quotient zeigen für die projizierte Zukunft eine etwas erweiterte Einschränkung im Rheingraben und im Neuwieder Becken. Der modifizierte Index nach De Martonne zeigt hingegen deutlich signifikantere Veränderungen über den Rheingraben hinaus in Flächen des Nahe-Einzugsgebietes und des nördlichen Pfälzerwaldes sowie der Mosel. Bis zum Ende des Jahrhunderts könnten diese Gebiete außerhalb der klimatischen Nische der Fichte anzutreffen sein. Nach Ringlebs thermischen Kontinentalitätsindex erfüllt ganz Rheinland-Pfalz für den Referenzzeitraum die thermischen Kontinentalitätsansprüche der Fichte. Trotz der projizierten klimatischen Veränderung, die eher zu einer „maritimen“ Prägung führt (Abbildung 5.12), zeigt sich aber bei der hier betrachteten Hülle (99. Perzentil), dass Rheinland-Pfalz weiterhin innerhalb des thermischen Kontinentalitätsbereiches der Fichte liegt.

Entwicklung der klimatischen Nische der Fichte in Rheinland-Pfalz

Die hier verwendete Methodik führt für den Raum Rheinland-Pfalz zu einigen klaren Aussagen. Die für Rheinland-Pfalz projizierten Klimaveränderungen weichen z.T. signifikant von den klimatischen Bedingungen innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes der Fichte ab. Verschiebungen im Vergleich zu den Bedingungen im natürlichen Verbreitungsgebiet treten

vor allem aufgrund der Abnahme des Niederschlags in der Vegetationszeit und der Erhöhung von winterlichen Temperaturen auf. Veränderungen der Niederschläge in der Vegetationszeit in Größenordnungen von -10 bis -40% stoßen an die Grenzen der klimatischen Nische der Fichte. Über die Erhöhung der sommerlichen Temperaturen werden hingegen sogar Teile der Räume Eifel, Westerwald, Hunsrück und südwestliche Pfalz passender für die Verbreitung der Fichte. Es sind aber die winterlichen Temperaturen, die in Rheinland-Pfalz künftig von denjenigen der natürlichen Verbreitungsgebiete der Fichte stärker abweichen können. Laut SYKES & PRENTICE (1995: 147) bedarf die Fichte einer genügenden Winterkühlung für ihre Winterruhe bzw. um ihre Regeneration erfolgreich zu sichern. Dagegen weist die Entwicklung des Ringlebindex auf eine Erfüllung der kontinentalen Bedingungen der Fichte in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet hin. Die Abwehrkraft der jungen Fichte gegenüber ihren Schadorganismen ist in einem kontinental geprägten Klima stärker (ELLENBERG 1996: 316f.).

6.1.4 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Kiefer bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren

2-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Auch für die Kiefer zeigen sich bei der Übertragung der zuvor definierten vier Varianten der 2-D bioklimatischen Hüllen auf die Fläche (s. Anhang II) und für den Referenzzeitraum wesentliche Unterschiede auf dem Niveau des 95. Perzentils. Darüber hinaus bedeuten die z. T. signifikanten Abweichungen zwischen der 100%igen und der 95%igen Betrachtung, dass Rheinland-Pfalz, zumindest partiell, heute schon zum Rand der natürlichen klimatischen Nische der Kiefer gehört. Die nachfolgende Abbildungsreihe stellt in bekannter Weise die Ergebnisse der Verschneidung der in Anhang II dargestellten Bioklima-Hüllen als Indikator der natürlichen mittleren klimatischen Ansprüche dar.

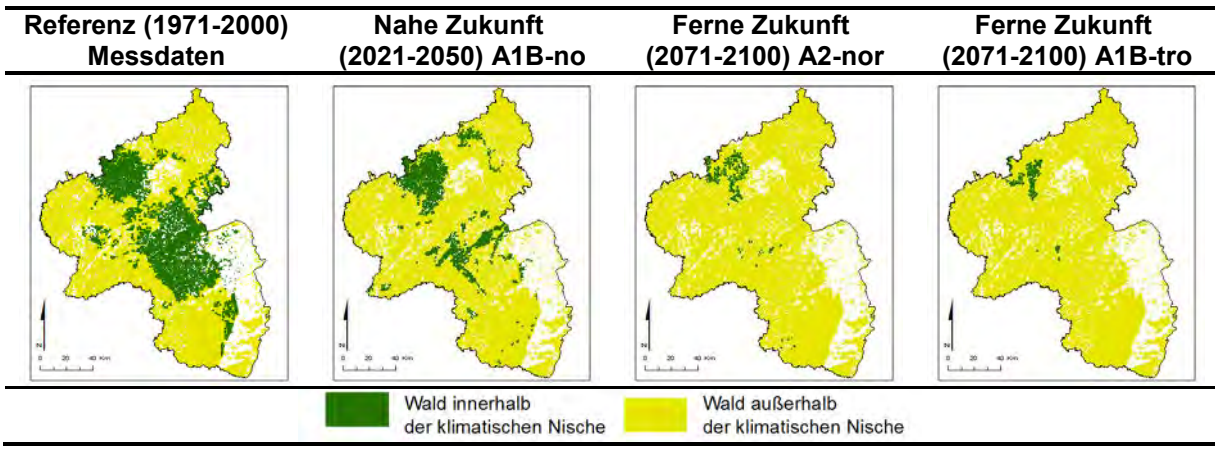


Abb. 6.13: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Kiefernverbreitungsgebietes

über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Die Verschneidung aller 2-D-Themen zeigt eine markante räumliche Veränderung der klimatischen Nische der Kiefer in Rheinland-Pfalz. Sie wird im Referenzzeitraum und in der projizierten Zukunft am stärksten von den Variablenkombinationen Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme geprägt, die in ihrer Bedeutung die Verbreitung der Kiefer in Rheinland-Pfalz deutlich einschränken können.

1-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Die nun folgende Übertragung der vier 1-D bioklimatischen Hüllen auf Rheinland-Pfalz (s. Anhang III) zeigt für den Referenzzeitraum sowie für die sich anschließenden Zukunftsprojektionen ebenfalls erkennbare Differenzierungen. Die folgenden Abbildungen resultieren wiederum aus der Verschneidung der in Anhang III dargestellten Bioklima-Hüllen. Hierbei überprüft der Indikator „Winterlichkeit“, ob die Kälteansprüche der Kiefer (SYKES & PRENTICE 1995: 147) im Verlauf des Jahrhunderts erfüllt werden. Der Indikator „Sommerlichkeit“ untersucht, ob sich die Klimabedingungen im Bereich der Wärme- bzw. Trockenheitstoleranz der Kiefer (KRAMER 1988:101) erhalten werden.

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

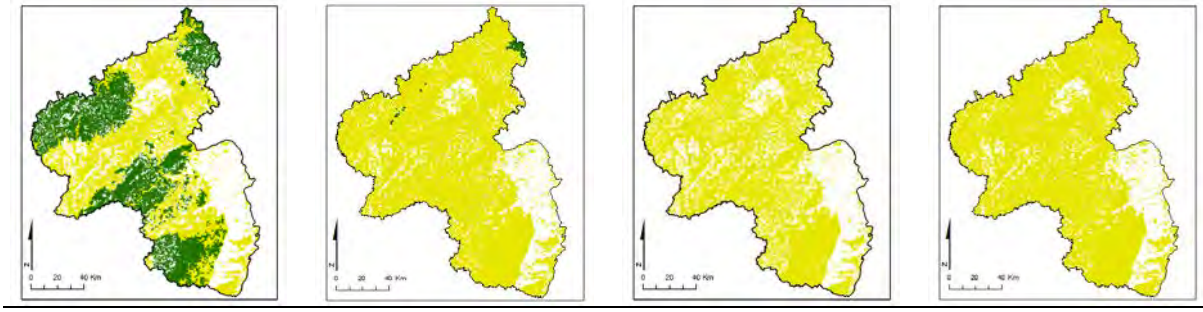


Abb. 6.14: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Kiefer bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

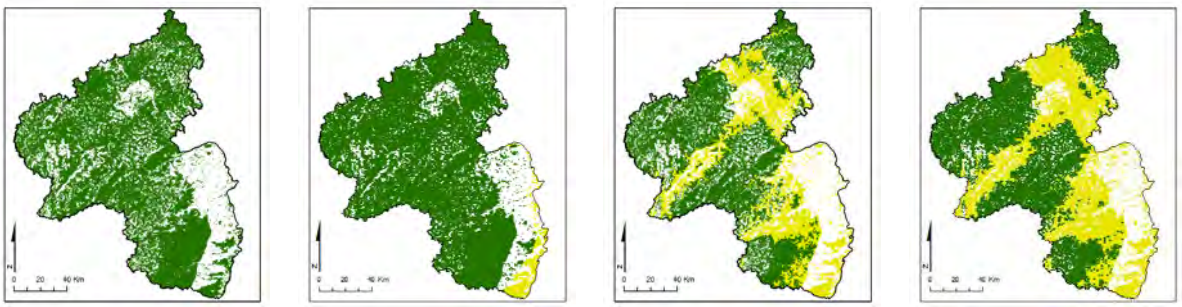


Abb. 6.15: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Kiefer bezüglich

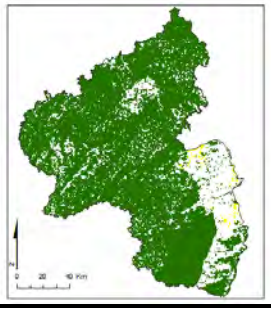
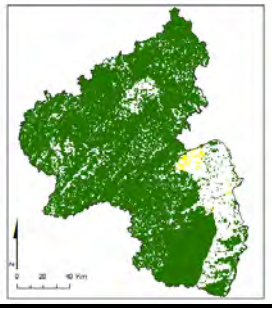
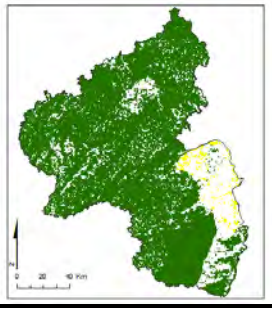
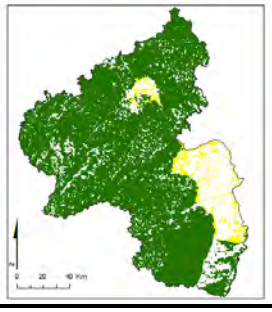
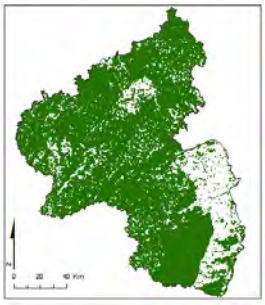
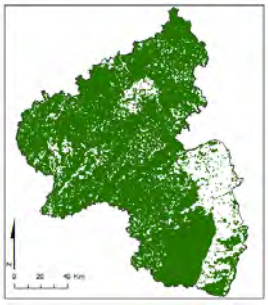
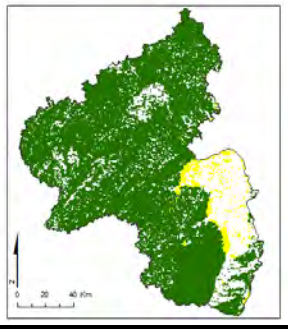
ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Wald innerhalb der klimatischen Nische

Wald außerhalb der klimatischen Nische

Der Indikator für den Kältebedarf zeigt, dass im Referenzzeitraum die notwendigen winterlichen Temperaturen für die Kiefer in der Eifel, im Westerwald, im Hunsrück und in der südwestlichen Pfalz noch erfüllt sind. Aufgrund der zu erwartenden Erhöhung der Wintermitteltemperatur und vor allem der mittleren Januar Minimumtemperatur ist jedoch nicht davon auszugehen, dass der Kältebedarf der Kiefer in Rheinland-Pfalz auch künftig noch erfüllt werden kann. Bei der Verschneidung der Indikatoren zur Hitzegefahr bzw. zur Trockenheitsgefahr, die im Referenzzeitraum keine Einschränkungen darstellen, sind erst in der fernen Zukunft deutliche Einschränkungen zu erkennen. Über die Täler des Rheins, der Mosel und der Nahe hinaus zählt die Nord-Pfalz noch zu den Gebieten, wo es im Sommer wärmer als in den potenziell natürlichen Verbreitungsgebieten der Kiefer werden kann.

Bioklimatische Indikatoren für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
De Martonne, Ariditätsindex			
			
De Martonne, modifizierter Index			
			
Ellenberg-Quotient			

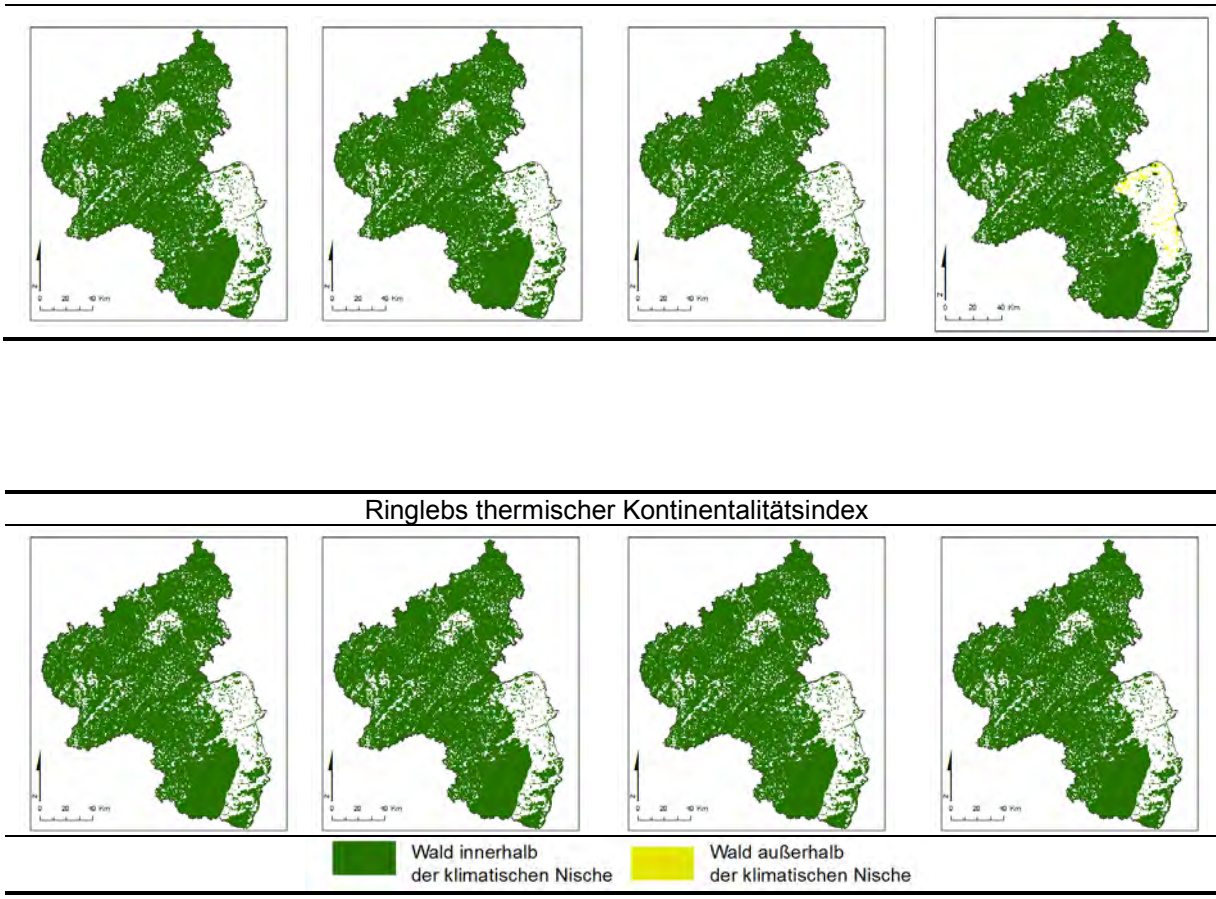


Abb. 6.16: Bioklimahüllen für die Kiefer anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Für den Referenzzeitraum weisen die Indizes im Wesentlichen auf keine klimatischen Einschränkungen bei der Kiefer hin. Die projizierte Entwicklung für die ferne Zukunft deutet auf Einschränkungen vor allem im Bereich des Rheingrabens hin. Nach Ringlebs thermischen Kontinentalitätsindex erfüllt ganz Rheinland-Pfalz sowohl für den Referenzzeitraum wie auch für die projizierte Zukunft die Anforderungen der Kiefer an die thermische Kontinentalität innerhalb ihres potenziell natürlichen Verbreitungsgebietes.

Entwicklung der klimatischen Nische der Kiefer in Rheinland-Pfalz

Es zeigt sich, dass für den Raum Rheinland-Pfalz infolge der projizierten Klimaveränderungen merkliche räumliche Veränderungen bei der Kiefer gegenüber den heutigen potenziellen Verbreitungsgebieten auftreten können. Mögliche Verschiebungen im Vergleich zum gegenwärtigen natürlichen Verbreitungsgebiet können vor allem aufgrund der Abnahme des Niederschlags (jährlich und in der Vegetationszeit) und der Zunahme der winterlichen Temperaturen erwartet werden. Veränderungen der Niederschläge in der Vegetationszeit in Größenordnungen von -10 bis -40% bedeuten, dass die Kiefer an die Grenzen der Klimabedingungen ihres natürlichen Verbreitungsgebietes stoßen kann. Über die Erhöhung der sommerli-

chen Temperaturen werden lediglich die Täler von Rhein und Mosel sowie Teile der Nord-Pfalz klimatisch unpassender für die Kiefer. Es sind jedoch insbesondere die künftigen möglichen winterlichen Temperaturen, die in Zukunft Abweichungen von den Bedingungen des natürlichen Verbreitungsgebietes bewirken können. Laut SYKES & PRENTICE (1995: 147) braucht die Kiefer, ebenso wie die Fichte, ein ausreichend kühles Winterklima. Die noch im Referenzzeitraum größtenteils erfüllten Bedingungen hinsichtlich dieses Aspektes werden mit der projizierten Erhöhung der winterlichen Temperaturen bis Ende des Jahrhunderts um ca. 4°C deutlich in Frage gestellt. Bei der Betrachtung der Entwicklung der verschiedenen Indizes ist nur in der fernen Zukunft in der Rheinebene eine klimatische Veränderung zu erwarten, die das Verbreitungsgebiet der Kiefer einschränken könnte.

6.1.5 Entwicklung der Verbreitungsgebiete der Douglasie bei verschiedenen bioklimatischen Variablen auf der Ebene zweidimensionaler und eindimensionaler Bioklima-Hüllen und Bioklimaindikatoren

Aufgrund der bekannten großen genetischen Variabilität der Douglasie innerhalb ihres Verbreitungsgebietes und der Tatsache, dass der genetische Hintergrund bzw. die genauen Herkünfte der in Rheinland-Pfalz vorkommenden Populationen nicht vollständig geklärt sind, werden in diesem Abschnitt Bioklima-Hüllen der Douglasie für mittlere Klimaverhältnisse (2-D Hüllen) der „Küstenvarietät“ und für die für Rheinland-Pfalz empfohlenen „Erntegebiet“ der Douglasie (Gebiete gemäß den Abbildungen in Anhang II) präsentiert. Auf diese Weise ist zudem ein Vergleich bzw. die Darstellung der klimatischen Amplitude zwischen den beiden Provenienzen sowie die Ausfüllung ihrer Nische in Rheinland-Pfalz möglich. Die später folgende Analyse der eindimensionalen Hüllen bzw. der bioklimatischen Hüllen bezogen auf die hier zu betrachtenden Indizes wurde lediglich für die empfohlenen „Erntegebiet“ der Douglasie angestellt als Indikator der natürlichen mittleren klimatischen Ansprüche.

2-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Die flächige Übertragung der 2-D bioklimatischen Hüllen bei beiden Douglasienvarietäten (Anhänge II.5 und II.6) zeigt für den Referenzzeitraum und vor allem für die Zukunftsprojektionen nur mäßige Unterschiede zwischen den beiden Varietäten. Innerhalb des Referenzzeitraums zeigen sich je nach klimatischer Betrachtung teilweise erhebliche Abweichungen zwischen dem 100%igen- und dem 95%igen Niveau, was zumindest als Hinweis auf eine teilweise schon heute gegebene Randlage innerhalb der natürlichen klimatischen Nischen dieser Varietäten gedeutet werden kann. Die Verschneidung der in Anhang II dargestellten Bioklima-Hüllen wird in der kommenden Abbildungsreihe vorgestellt.

Douglasie: „Küstenvarietät“

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

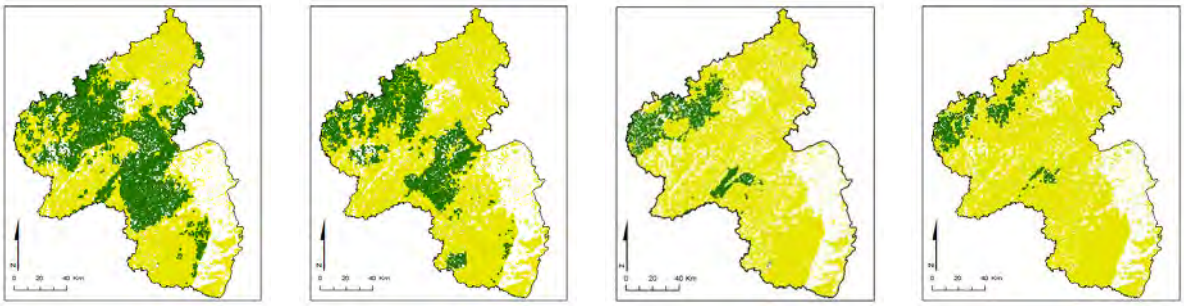


Abb. 6.17: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Verbreitungsgebietes der Douglasie - „Küstenvarietät“ - über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Douglasie: „Erntegebiet“

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

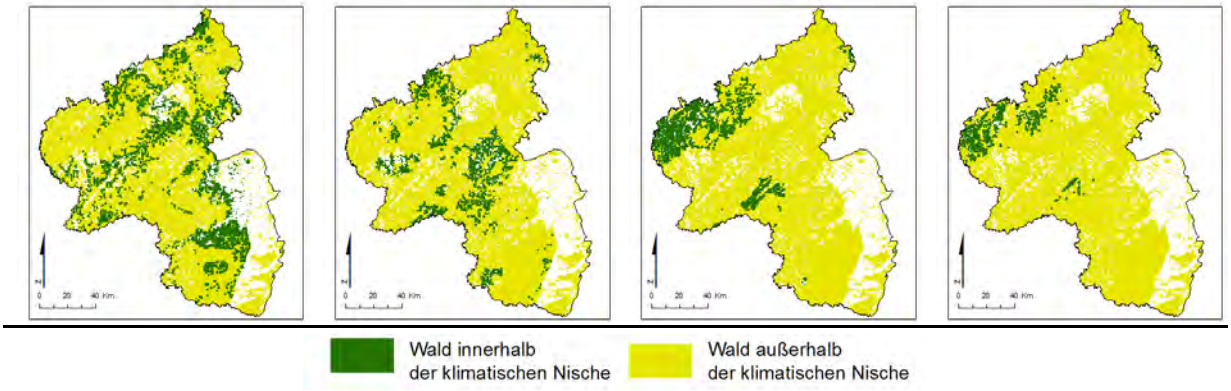


Abb. 6.18: Entwicklung der mittleren klimatischen Verhältnisse des Verbreitungsgebietes der Douglasie - „Erntegebiet“ - über die Verschneidung der 2-D Bioklima-Hüllen für Rheinland-Pfalz (95%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Bei der Betrachtung der 2-D Bioklima- WETTREG$_{2006}$Hüllen der beiden Douglasienherkünfte wird die etwas ausgeprägtere klimatische Amplitude der „Küstenvarietät“ auch im Raum Rheinland-Pfalz deutlich. Die Varietät „Erntegebiet“ wird im Vergleich zur „Küstenvarietät“ erkennbarer durch die Kombination Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag eingeschränkt (vgl. Anhang II). Insgesamt betrachtet sind die Veränderungsmuster in der projizierten Zukunft jedoch bei beiden Herkünften ähnlich und zeigen, dass am Ende des Jahrhunderts nur noch Bereiche der Eifel und Teile des Hunsrücks die klimatischen Mittelverhältnisse, wie sie in den amerikanischen Verbreitungsgebieten vorkommen, erfüllen können.

1-D Bioklima-Hüllen für die rheinland-pfälzische Waldfläche für die Douglasien-“Erntegebiet“

Die Übertragungen der vier Typen der 1-D bioklimatischen Hüllen auf Rheinland-Pfalz (s. Anhang III) zeigen sowohl für den Referenzzeitraum wie auch für die Zukunftsprojektionen klar erkennbare Differenzierungen. Über den Indikator „Winterlichkeit“ wird die Entwicklung der geeigneten Winterbedingungen im Verlauf des Jahrhunderts überprüft (Abbildung 6.19). Die „Sommerlichkeit“ überprüft, ob sich die Sommerbedingungen im Verlauf des Jahrhunderts im Bereich der Trockenheitswiderstandsfähigkeit der Douglasie (BURSCHEL & HUSS 1987: 69) bewegen (Abbildung 6.20).

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro

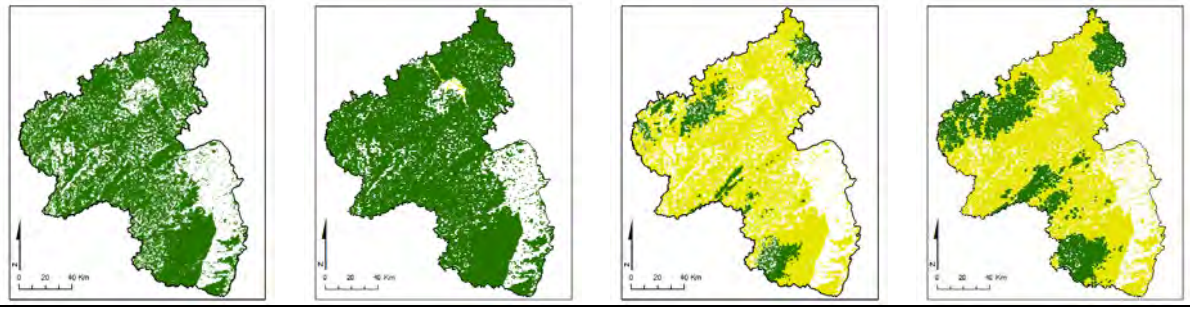


Abb. 6.19: Entwicklung des Indikators „Winterlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Wintermitteltemperatur“ und „Januar Minimumtemperatur“) der Douglasie („Erntegebiet“) bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

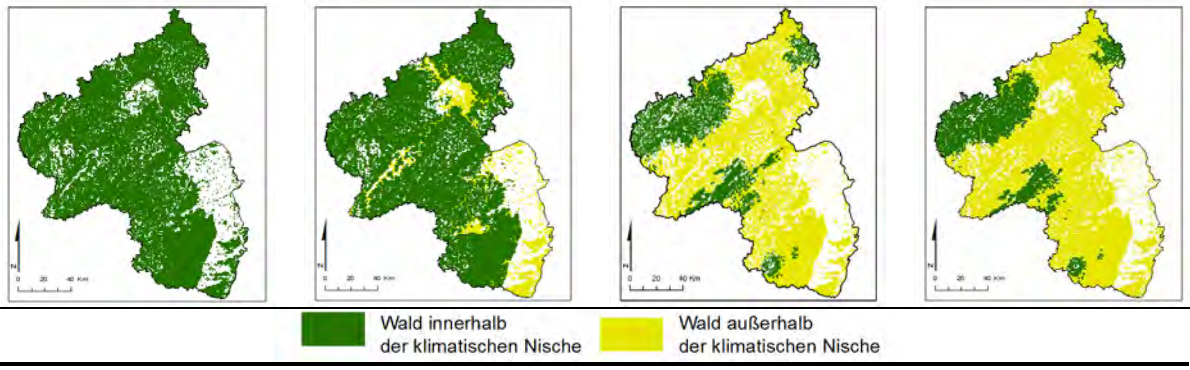
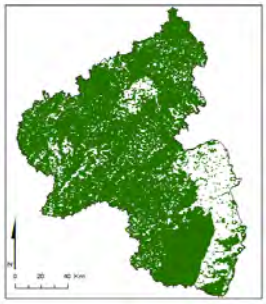
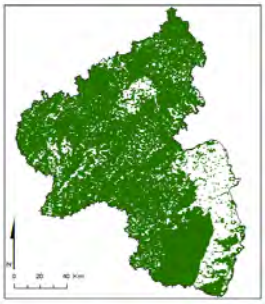
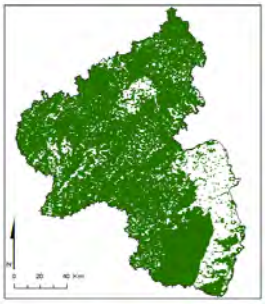
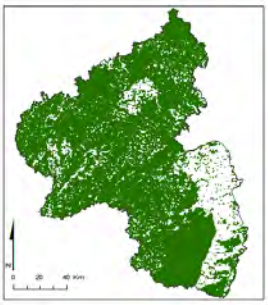
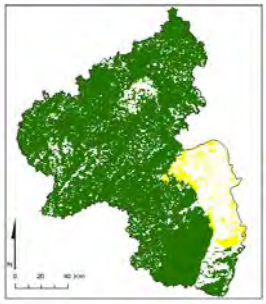
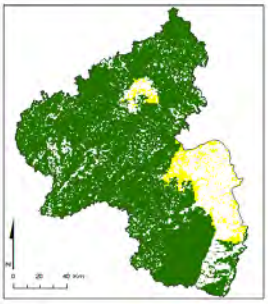
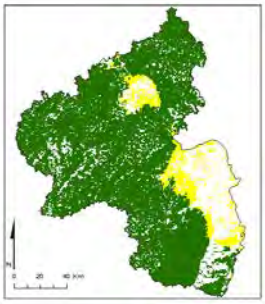
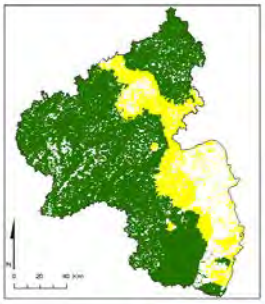


Abb. 6.20: Entwicklung des Indikators „Sommerlichkeit“ (thematische Verschneidung der 1-D-Hüllen „Sommermitteltemperatur“ und „Juli Maximumtemperatur“) der Douglasie („Erntegebiet“) bezüglich ihres Verbreitungsgebiets für Rheinland-Pfalz (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Die Verschneidung der Indikatoren für „Winterlichkeit“ zeigt im Referenzzeitraum in Rheinland-Pfalz keine winterlichen Einschränkungen der Douglasie. Aus den Klimaprojektionen für

die ferne Zukunft wird ersichtlich, dass vor allem wegen der Steigerung der mittleren Januar-Minimumtemperatur eine markante Einschränkung der klimatischen Nische erwartet werden kann (s. Anhang III). Auf der Grundlage der sommerlichen Temperaturen zeigten sich bereits in der nahen Zukunft Einschränkungen vor allem im Rhein- und Moseltal. Die projizierte Erhöhung der sommerlichen Temperaturen deutet an, dass in der fernen Zukunft nur noch Bereiche der Eifel, des hohen Westerwaldes, des Hunsrücks sowie Teile des westlichen Pfälzerwaldes innerhalb der Bedingungen des natürlichen Verbreitungsgebietes der Douglasie, „Erntegebiet“, liegen werden.

Bioklimatische Indikatoren für die rheinland-pfälzische Waldfläche

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
De Martonne, Aridităts index			
			
De Martonne, modifizierter Index			
			
Ellenberg-Quotient			
			
Ringlebs thermischer Kontinentalitätsindex			

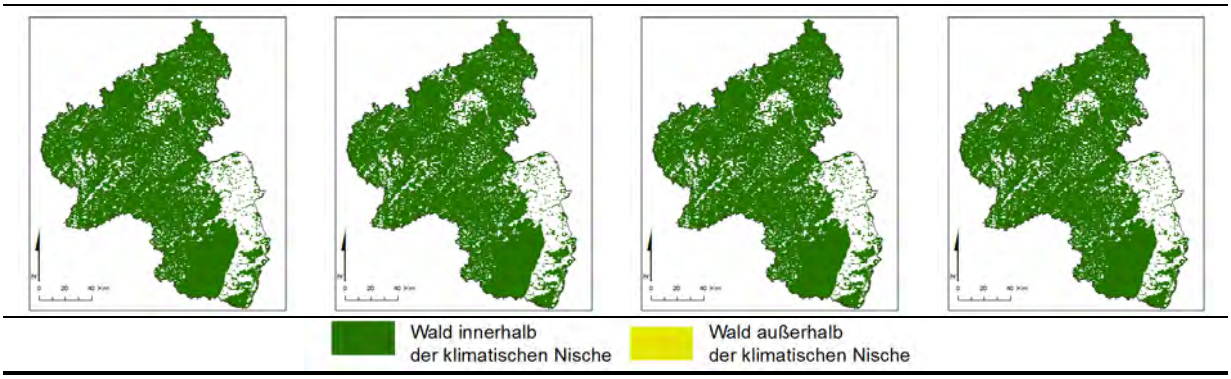


Abb. 6.21: Bioklimahüllen für die Douglasie anhand der zuvor oben aufgelisteten Indizes (99%-Klimahülle; Klimamodell WETTREG$_{2006}$).

Beide Indizes nach De Martonne verdeutlichen, dass die ganze Fläche von Rheinland-Pfalz im Referenzzeitraum und der projizierten Zukunft klimatische Bedingungen besitzt, die sich auch in den „Erntegebiet“ der Douglasie finden lassen. Nur der Ellenberg-Quotient führt schon zu einer einschränkenden klimatischen Differenzierung für den Referenzzeitraum in der nördlichen Rheinebene. Diese Einschränkung setzt sich bis zum Ende des Jahrhunderts ausgeprägter fort und dehnt sich bei Betrachtung des Emissionsszenarios A1B-trocken bis in die südliche Rheinebene, das Naheeinzugsgebiet und das Neuwieder Becken deutlich aus.

Entwicklung der klimatischen Nische der Douglasie in Rheinland-Pfalz

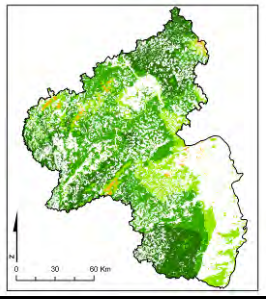
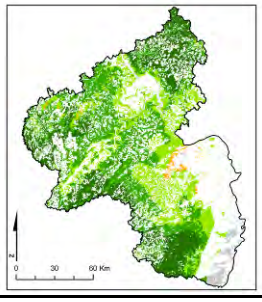
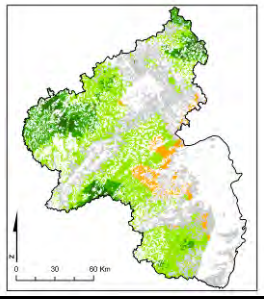
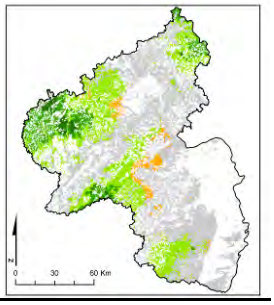
Die Ergebnisse in Form der Kartendarstellungen (s. auch Anhang II und III) lassen eine etwas ausgeprägtere klimatische Amplitude der „Küstenvarietät“ gegenüber dem „Erntegebiet“ erkennen. Das Muster der klimabedingten Veränderungen bei beiden Varietäten ist bei Betrachtung der mittleren Klimabedingungen (2-D Hüllen) dennoch sehr ähnlich und variiert nicht in besonderem Maß. Die für Rheinland-Pfalz projizierten Klimaveränderungen scheinen jedoch durchaus wesentlicher von den gegebenen Bedingungen in den Verbreitungsgebieten der beiden betrachteten Douglasien-Herkünfte abzuweichen. Verschiebungen gegenüber den Bedingungen im Verbreitungsgebiet sind vor allem aufgrund der Abnahme des Niederschlages in der Vegetationszeit und der Zunahme von sommerlichen, aber auch winterlichen Temperaturen anzunehmen.

6.2 Klima-Eignungskarten

Die Eignung einer Wirtschaftsbaumart an einem bestimmten Ort/ Standort hängt u.a. von der forstlichen Zielsetzung ab. Im Problemfeld „Klimawandel und Forstwirtschaft“ herrscht eine hohe Komplexität. Zur Frage der Lebensfähigkeit und Vitalität einer Art unter den neuen Bedingungen stellt sich weiter die Frage nach der Leistungsfähigkeit. Ein gesunder und produktionsfähiger Wald sollte seine Eignung über Kriterien wie Vitalität, Stabilität, Wuchskraft, Qualität u.a. bestätigen können. Über die Analyse der Verbreitung und Bonität der Hauptbaumarten sind für Rheinland-Pfalz Eignungsschätzungen entlang eines Klimagradienten hergeleitet worden (5.2.4). Diese sollen die Einschätzung einer klimagerechten, aber auch wirtschaftsorientierten Eignung der Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz für unterschiedliche mögliche klimatische Entwicklungen unterstützen. Die folgenden Klima-Eignungskarten geben somit auch eine Darstellung der regionalen Schwerpunkte der Hauptbaumarteneignung wieder. Der verwendete methodische *Top-Down*-Ansatz, die Güte der Auflösung der Eingangsdaten sowie die eher noch grob, auf einen Quadratkilometer aufgelösten Klimaprojektionen liefern daher Aussagen auf regionaler Maßstabsebene, die lokale Aussagen nicht unmittelbar zulassen.

6.2.1 Klima-Eignungskarten für die Hauptbaumarten

Die erste Reihe der dargestellten Ergebnisse bezieht sich auf das Matrixset von Abschnitt 5.2.4, dessen klimatische Eignungseinstufung sich auf das heutige bekannte Waldklima von Rheinland-Pfalz bezieht. Ausgehend vom Referenzzeittraum werden für die nahe und ferne Zukunft anhand der entsprechenden Klimaprojektionen unter Berücksichtigung verschiedener Emissionsszenarien Klima-Eignungskarten für die Hauptbaumarten in der nachfolgenden Abbildung 6.22 dargestellt.

	Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
Buche				

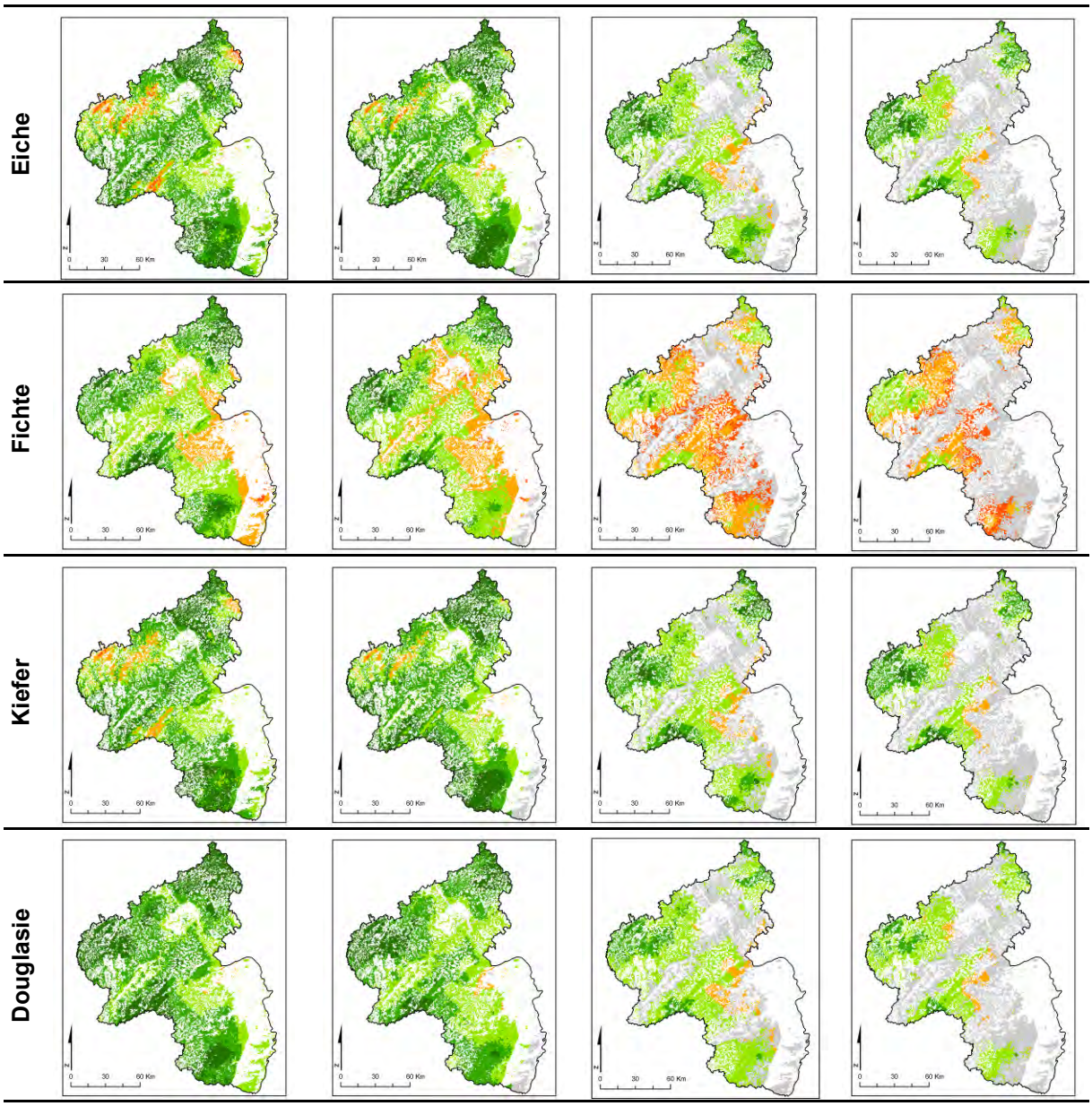
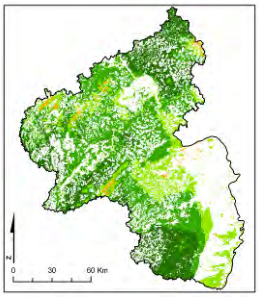
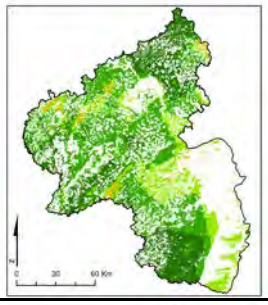
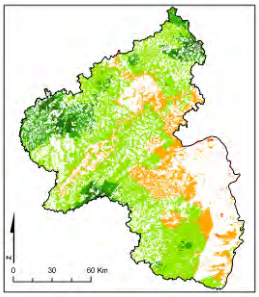
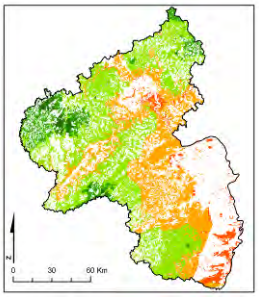
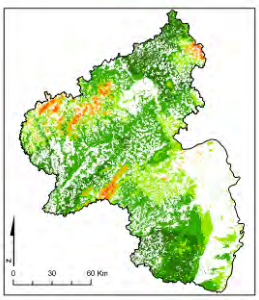
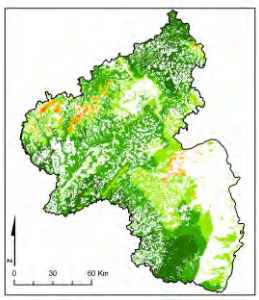
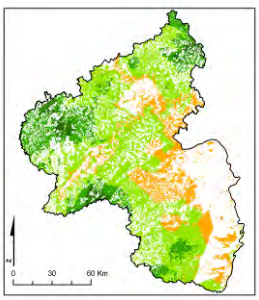
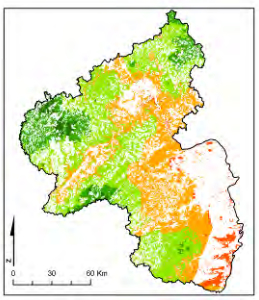
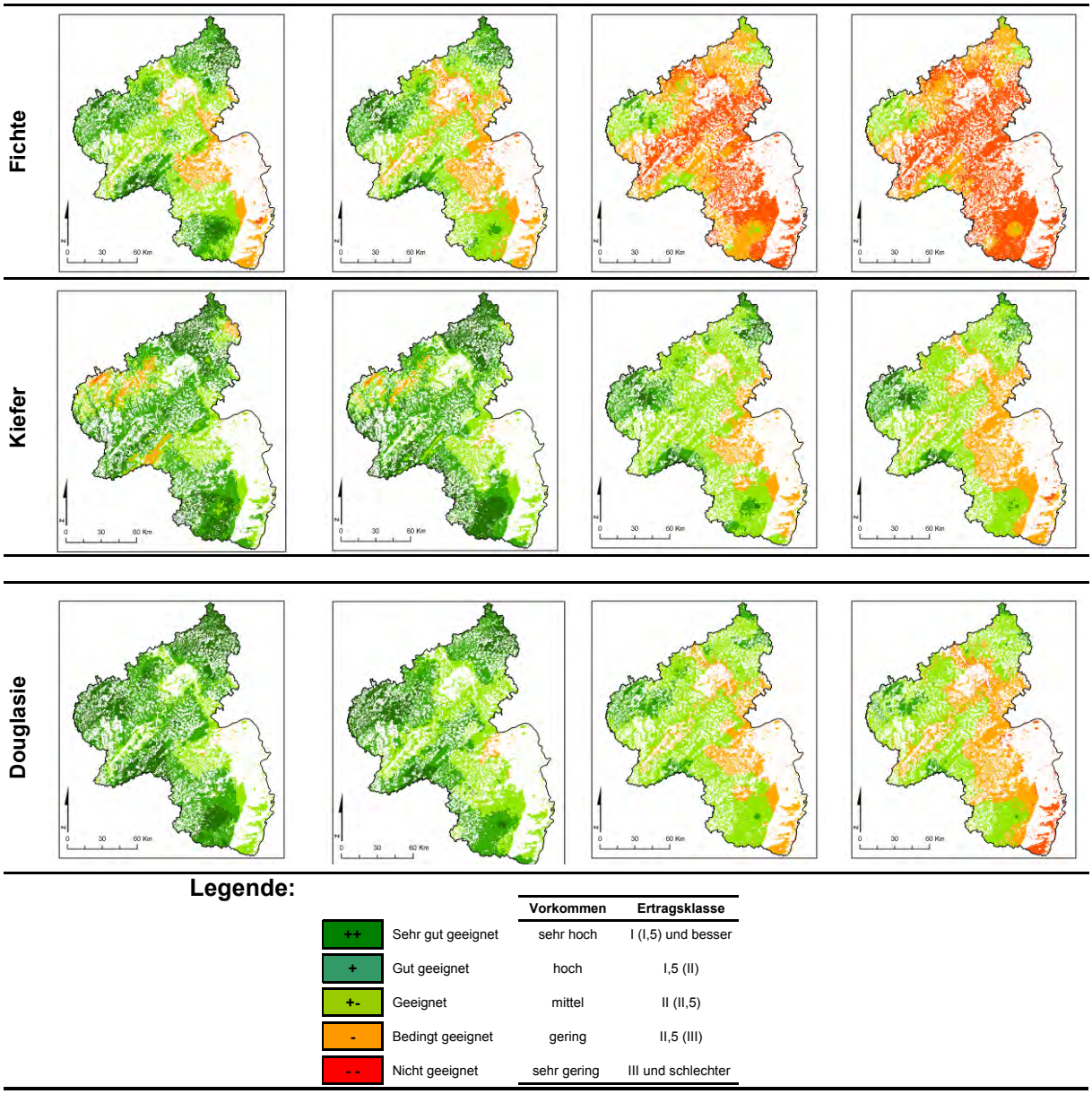


Abb. 6.22: Klimaeignungskarten für die Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz für die verschiedenen Zeiträume und unterschiedlichen Klimaprojektionen (regionales Klimamodell: WETTREG$_{2006}$), zunächst ohne Eignungseinschätzungen für zukünftige unbekannte Klimabedingungen (in den Karten grau eingefärbt).

Die in Abbildung 6.22 dargestellte Entwicklung der klimatischen Eignung für die Hauptbaumarten zeigt eine deutliche flächenbezogene Zunahme eines heute fremden Klimas, bezogen auf die Waldfläche und über die betrachteten Zeiträume hinweg und für alle Klimaprojektionen. Bei der nahen Zukunft (2021-2051) ist zunächst nur die südliche Rheinebene betroffen, bei der Betrachtung der fernen Zukunft (2071-2100) verschärft sich das Bild deutlich. Unter der Klimaprojektion des Emissionsszenarios A2-normal (hier die eher moderate Variante) sind bis weit hinein in die großen Flusstäler, den Haardtrand, das Pfälzer Bergland, aber auch weitere Regionen von einem heute fremden Klima betroffen. Bei der Betrachtung des Emissionsszenarios A1B-trocken (hier die extremere warm-trockene Variante) wird ein erheblicher Teil der Waldfläche, mit Ausnahme der höheren Lagen der Mittelgebirge Eifel, Westerwald, Hunsrück und Pfälzerwald, von einem neuen Klima geprägt werden. Trotz der Einschränkung, dass es sich hierbei um Einschätzungen handelt, wird eine regional unterschiedliche Entwicklung deutlich sichtbar. Bei den Baumarten Eiche, Buche und Kiefer ist generell eine Eignungsverbesserung in den Hochlagen der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks zu erkennen, während wiederum auf der restlichen Fläche insgesamt für alle Baumarten eine Eignungsverschlechterung zu erwarten ist.

Mit Hilfe der folgenden Ergebnisse ist eine komplette Eignungseinschätzung möglich. Diese bezieht sich auf das Matrixset des Abschnittes 5.2.4.1, wo eine klimatische Eignungseinstufung zusätzlich auch auf die bisher unbekannten klimatischen Situationen übertragen wurde.

	Referenz 1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
Buche				
Eiche				



Vorkommen	Ertragsklasse
sehr hoch	I (I,5) und besser
hoch	I,5 (II)
mittel	II (II,5)
gering	II,5 (III)
sehr gering	III und schlechter

Abb. 6.23: Klimaeignungskarten für die Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz für die verschiedenen Zeiträume und unterschiedlichen Klimaprojektionen (regionales Klimamodell: WETTREG$_{2006}$), mit Eignungsschätzungen für zukünftige unbekannte Klimabedingungen.

Bei der Betrachtung der dargestellten Karten ist eine markante Veränderung der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten zu erkennen – eine relativ durchgängige Änderung in Richtung einer Eignungsabnahme. Dennoch lässt sich auch hier eine künftige, regional unterschiedliche Ausprägung der Eignungen der Baumarten erkennen. Baumartenspezifisch zeigen sich unterschiedliche Muster der erwarteten Veränderung hinsichtlich der klimatischen Eignung. Tabelle 6.2 zeigt, für alle Baumarten und Zeiträume sowie Klimaprojektionen, wie sich die Waldflächenanteile in jeder Eignungsstufe verändern.

Tab. 6.2: Entwicklung der klimatischen Eignung der rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten, ausgedrückt als Waldflächenanteile (in %) in den unterschiedlichen Eignungsstufen für die verschiedenen Zeiträume und Klimaprojektionen.

		Eignungsstufe				
		nicht geeignet	bedingt geeignet	geeignet	gut geeignet	sehr gut geeignet
Buche	Referenzzeitraum	0	2	21	46	31
	Nahe Zukunft (A1B-nor)	0	1	30	40	29
	Ferne Zukunft (A2-nor)	0	20	62	13	5
	Ferne Zukunft (A1B-tro)	6	36	48	9	2
Eiche	Referenzzeitraum	0	6	25	48	21
	Nahe Zukunft (A1B-nor)	0	3	27	45	24
	Ferne Zukunft (A2-nor)	0	20	56	19	5
	Ferne Zukunft (A1B-tro)	5	37	44	13	2
Fichte	Referenzzeitraum	1	15	40	33	11
	Nahe Zukunft (A1B-nor)	1	28	46	19	6
	Ferne Zukunft (A2-nor)	46	37	15	2	0
	Ferne Zukunft (A1B-tro)	64	25	10	0	0
Kiefer	Referenzzeitraum	0	7	25	47	21
	Nahe Zukunft (A1B-nor)	0	3	28	43	27
	Ferne Zukunft (A2-nor)	0	16	61	18	6
	Ferne Zukunft (A1B-tro)	1	32	52	12	3
Douglasie	Referenzzeitraum	0	0	20	49	31
	Nahe Zukunft (A1B-nor)	0	1	40	43	16
	Ferne Zukunft (A2-nor)	0	22	65	13	0
	Ferne Zukunft (A1B-tro)	5	36	52	7	0

Bei einer pauschalen Betrachtung der gesamten Waldfläche zeigt sich generell bei allen Baumarten eine Abnahme ihrer klimatischen Eignung. In der fernen Zukunft unterscheiden sich die beiden betrachteten Emissionsszenarien des Projektionskorridors vor allem hinsichtlich der Anteile der bedingt und nicht geeigneten Flächen, wobei das Emissionsszenario A1B-trocken eine extremere Botschaft in sich trägt.

Zusammenfassend kann Folgendes festgestellt werden:

Buche: Die Buche präsentiert ein ähnliches Muster wie die Eiche. Vergleiche zwischen der Referenzzeit und der fernen Zukunft belegen eine starke Abnahme der „gut geeigneten“ Flächen, die im Referenzzeitraum mit ca. 30% noch am repräsentativsten sind, aber in der fernen Zukunft mit ggf. nur noch ca. 2,5% marginal vertreten sind. Dem gegenüber liegt in der fernen Zukunft der Schwerpunkt bei der Stufe „geeignet“ und auch die Stufe „bedingt geeignet“ steigt beachtlich um rund 30% an. In den hohen Lagen des Landes (Eifel, Westerwald und Hunsrück) verbessern sich die Kategorien, ähnlich wie bei der Eiche, von „ungeeignet“ und „bedingt geeignet“ zu „gut geeignet“ und „sehr gut geeignet“, wenn auch nicht so deutlich ausgeprägt wie bei der Eiche.

Eiche: Während im Referenzzeitraum der meiste Teil der Waldfläche „gut geeignet“ ist, wird in der fernen Zukunft der größere Teil der Waldfläche als „geeignet“ bewertet, wobei auch die „bedingt geeignete“ Anteilfläche um rund 30% zunimmt. Bei dem Emissionsszenario A1B-trocken wird hingegen sogar ein großer Teil der südlichen Rheinebene als „nicht geeignet“ bewertet. Bei der Eignungsschätzung für die Eiche ist auf lange Sicht und bei entsprechenden Klimaprojektionen in den hohen Lagen der Eifel, des Hunsrücks und des Westerwaldes eine Eignungsverbesserung zu verzeichnen. In den heute als „ungeeignet“ bzw. „bedingt geeignet“ eingeschätzten Gebieten können sich aufgrund der projizierten Temperaturerhöhung ggf. sogar „sehr gut geeignete“ Bedingungen am Ende des Jahrhunderts entwickeln.

Fichte: Die Fichte ist diejenige Baumart, bei der die stärkste negative Entwicklung bezüglich ihrer Eignung erwartet wird. Die Waldfläche in der Stufe „nicht geeignet“ nimmt zum Ende des Jahrhunderts im Vergleich zum Referenzzeitraum um ca. 50% zu. In diesem Zeitraum sind positive Eignungsstufen innerhalb des Projektions-Korridors (meistens nur noch „geeignet“) lediglich noch in den hohen Lagen der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks sowie an wenigen Orten im Pfälzerwald zu erkennen, dort, wo die Niederschlagsmenge in der Vegetationszeit nicht zu sehr abnimmt und die Temperatur nach wie vor gemäßigt sein kann.

Kiefer: Trotz der auch bei dieser Baumart eher negativen Entwicklung ist die Kiefer jene unter den Hauptbaumarten, bei der die Eignung vergleichsweise am schwächsten abnimmt. Bei einer überschlägigen Betrachtung der fernen Zukunft sind dabei immer noch ca. 15% als „gut geeignet“ oder besser eingestuft – maßgeblich verantwortlich dafür sind vor allem Steigerungen der Eignung in den Hochlagen der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks. In der fernen Zukunft sind dennoch ca. 20% der Waldfläche als nur „bedingt geeignet“ eingestuft worden, während die Stufe „nicht geeignet“ nur mit 1% der Waldfläche, beim Emissionsszenario A1B-trocken, zu erwarten ist.

Douglasie: Bei dieser Baumart ist ein Wechsel des Eignungsschwerpunktes von „gut geeignet“ zu „geeignet“ bis zur fernen Zukunft zu erwarten. Auch die Anteile „sehr gut geeignet“ an der Waldfläche, die in der Referenzzeit und der nahen Zukunft gut vertreten sind, wechseln in der fernen Zukunft in Richtung „gut geeignet“ oder „geeignet“, je nach Emissionsszenario. Mehr als 30% der Waldfläche werden dagegen nur noch als „bedingt geeignet“ eingestuft, und unter dem Emissionsszenario A1B-trocken sind sogar 5% der Waldfläche (vorwiegend in der südlichen Rheinebene) als „nicht geeignet“ ausgewiesen.

6.2.2 Thematische Auswertungen zu den Risiko- und Chancenräumen

Die vorliegenden Klima-Eignungskarten liefern per se bereits wesentliche Auskünfte über die möglichen Entwicklungsperspektiven der rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten im Klimawandel. Einige GIS-gestützte thematische Verschneidungen bzw. Auswertungen erweitern aber die Interpretationsmöglichkeiten und können gezielt für Entscheidungsprozesse innerhalb der regionalen Waldbauplanung genutzt werden bzw. diese unterstützen. Die Verschneidungsmöglichkeiten sind grundsätzlich sehr vielfältig. Je nach Fragestellung kann auf diese Weise auf der Baumartenebene oder der Regionalebene vieles klarer visualisiert werden. Im Folgenden werden beispielhaft vier thematische Verschneidungen, basierend auf vier unterschiedlichen Fragestellungen präsentiert. Sie sind weitere Beiträge zur Ergebnisinterpretation. Die prozentualen Angaben unter den dementsprechenden Karten weisen auf die Wald-Anteilflächen hin, die entsprechend der Fragestellung selektiert wurden.

a) Welche Regionen sind in den verschiedenen Zeiträumen als Chancen- bzw. als Risikoräume bei einer gleichzeitigen Betrachtung aller Hauptbaumarten wahrzunehmen?

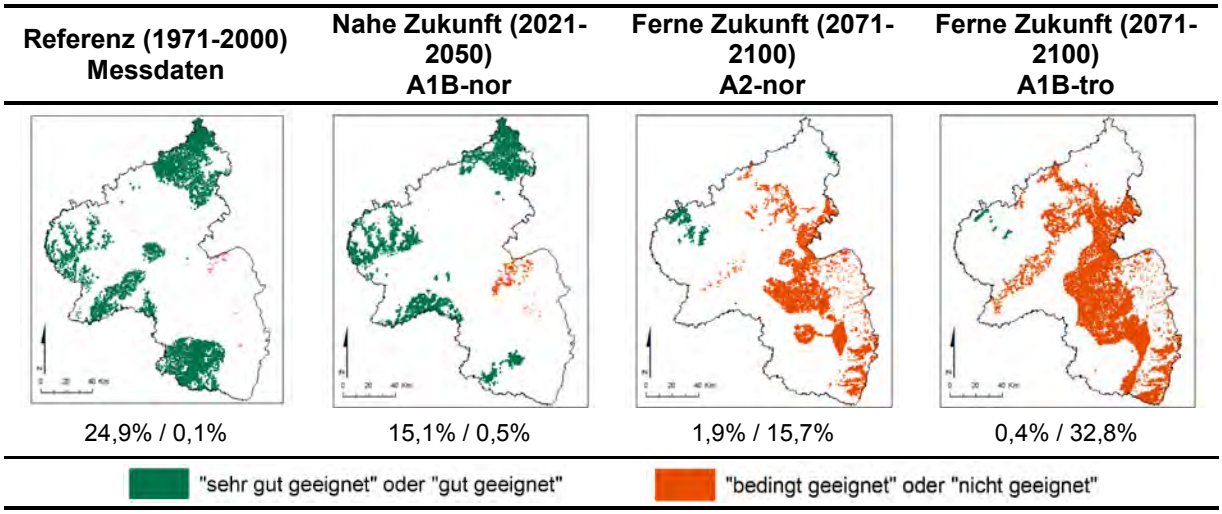


Abb. 6.24: Thematische Verschneidung zur Darstellung der Gebiete, in denen alle Hauptbaumarten gleichzeitig „sehr gut geeignet“ oder „gut geeignet“ (grün) und gleichzeitig „bedingt geeignet“ oder „nicht geeignet“ sind (rot). Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien.

Die Kartenreihe stellt je nach Zeitraum und Emissionsszenario in grüner Farbe die Regionen dar, in denen alle Hauptbaumarten gleichzeitig „sehr gut geeignet“ oder „gut geeignet“ sind. In diesen Chancenräumen sind nach der Definition der Eignungsstufen für alle Baumarten sehr hohe oder hohe Vorkommen mit einer durchschnittlichen Bonität (Ekl.) von I,5(II) oder besser zu erwarten. Im Referenzzeitraum sind ca. 25% der Waldfläche für alle fünf Hauptbaumarten „sehr gut geeignet“ oder „gut geeignet“, vorwiegend in den Mittellagen der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks sowie des Pfälzerwaldes und des pfälzisch-

saarländischen Muschelkalkgebietes. In der nahen Zukunft sinkt dieser Chancenraumanteil auf rd. 15% und je nach betrachtetem Emissionsszenario in der fernen Zukunft nur noch auf ein Niveau von ca. 2% bzw. 0,4%. Dieses Ergebnis wird letztendlich durch die Entwicklung der Fichte bestimmt, da sie bei gleichzeitiger Betrachtung alle Hauptbaumarten der limitierende Faktor ist. Die Farbe rot zeigt in der Kartenreihe wiederum diejenigen Regionen, wo alle Hauptbaumarten gleichzeitig nur noch „bedingt geeignet“ oder „nicht geeignet“ vorkommen könnten. Im Referenzzeitraum und der nahen Zukunft sind geringe Teile der Rheinebene auf diese Weise betroffen, während in der fernen Zukunft schon beim eher moderaten Emissionsszenario A2-normal fast die gesamten Regionen der Rhein-, Mosel- und Nahetäler, d.h. ca. 15% der Waldflächen, betroffen sind. Beim Emissionsszenario A1B-trocken kommen dazu noch das Saar-Nahe-Bergland, der nördliche Pfälzerwald und der Haardtrand hinzu – insgesamt rd. 33% der Waldflächen. Die Ausweitung der Risikoräume, in denen nach der Definition alle Hauptbaumarten eher ein geringes oder sehr geringes Vorkommen aufweisen und vor allem nur mit einer Bonität (Ekl.) von II,5 (III) oder schlechter ausgestattet sein können, nimmt innerhalb der bekannten Waldfläche also stark zu.

b) In welchen Regionen finden welche Baumarten stets stabile, positive Eignungsbedingungen für alle Zeiträume und Emissionsszenarien vor?

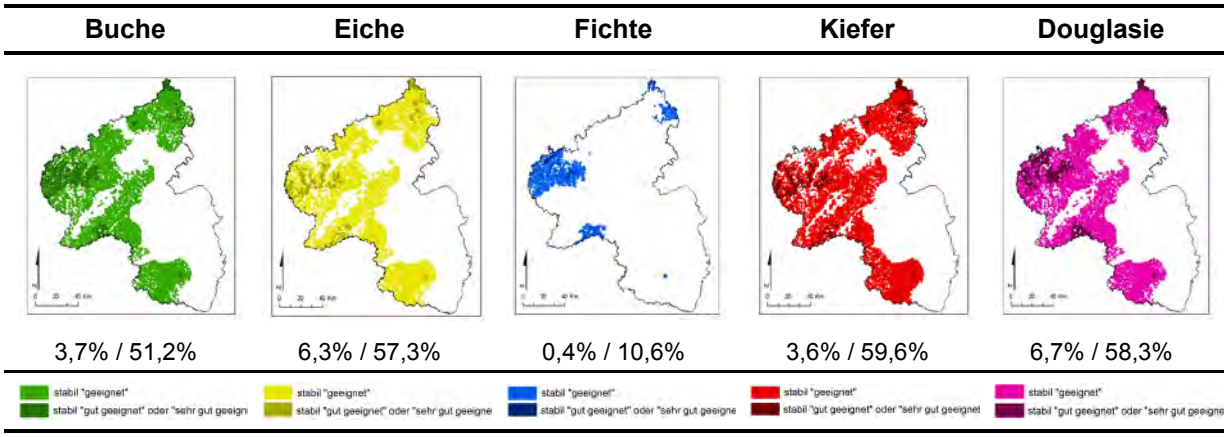


Abb. 6.25: Thematische Verschneidung zur Darstellung der Gebiete, die im Verlauf des Jahrhunderts unter den verschiedenen Klimaprojektionen stabil „geeignet“ (heller Ton), „gut geeignet oder „sehr gut geeignet“ (dunkler Ton) sind. Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien.

Eine stabile positive Eignung („geeignet“, „gut geeignet“ oder „sehr gut geeignet“) kann auf die konstante Fähigkeit einer Baumart, in einer bestimmten Region über alle Zeiträume hinweg und unter verschiedenen Emissionsszenarien betrachtet leistungsfähig zu existieren, hinweisen. In der oben stehenden Kartenreihe wurden für die fünf Baumarten diejenigen Regionen in hellerer Farbe dargestellt, in denen die Eignungskategorie konstant „geeignet“ ist, während die jeweils dunklere Farbe sogar auf stabilere, d.h. „sehr gut geeignete“ oder „gut geeignete“ Bedingungen hinweist – also eine insgesamt noch bessere Eignung zeigt. Eiche,

Buche, Douglasie und Kiefer zeigen ähnliche Muster im Rahmen der Auswertung. Stabile „geeignete“ Regionen mit einem Anteil von 50-60% der Waldfläche zeigen sich durchgängig. Die Waldflächen, auf denen die Baumarten „gut geeignet“ oder „sehr gut geeignet“ sind, liegen bei Eiche und Kiefer bei ca. 3,5% und betragen bei Buche und Douglasie ca. 6,5%. Stabile, besser geeignete Waldflächen finden sich meistens in der Eifel, im Westerwald und im Hunsrück. Die Fichte zeigt in dieser Auswertung nur eine sehr geringe stabile Anteilfläche. Weniger als 1% Waldfläche bleiben im Lauf der Zeit nur als „sehr gut geeignet“ oder „gut geeignet“ übrig, und ebenfalls nur 10% verbleiben als stabile „geeignete“ Gebiete, auch hier nur in den hohen Lagen des Landes.

c) Wie entwickelt sich die Eignung der Baumarten im Klimakorridor für die ferne Zukunft (2071-2100) im Vergleich zum Referenzzeitraum (1971-2000)?

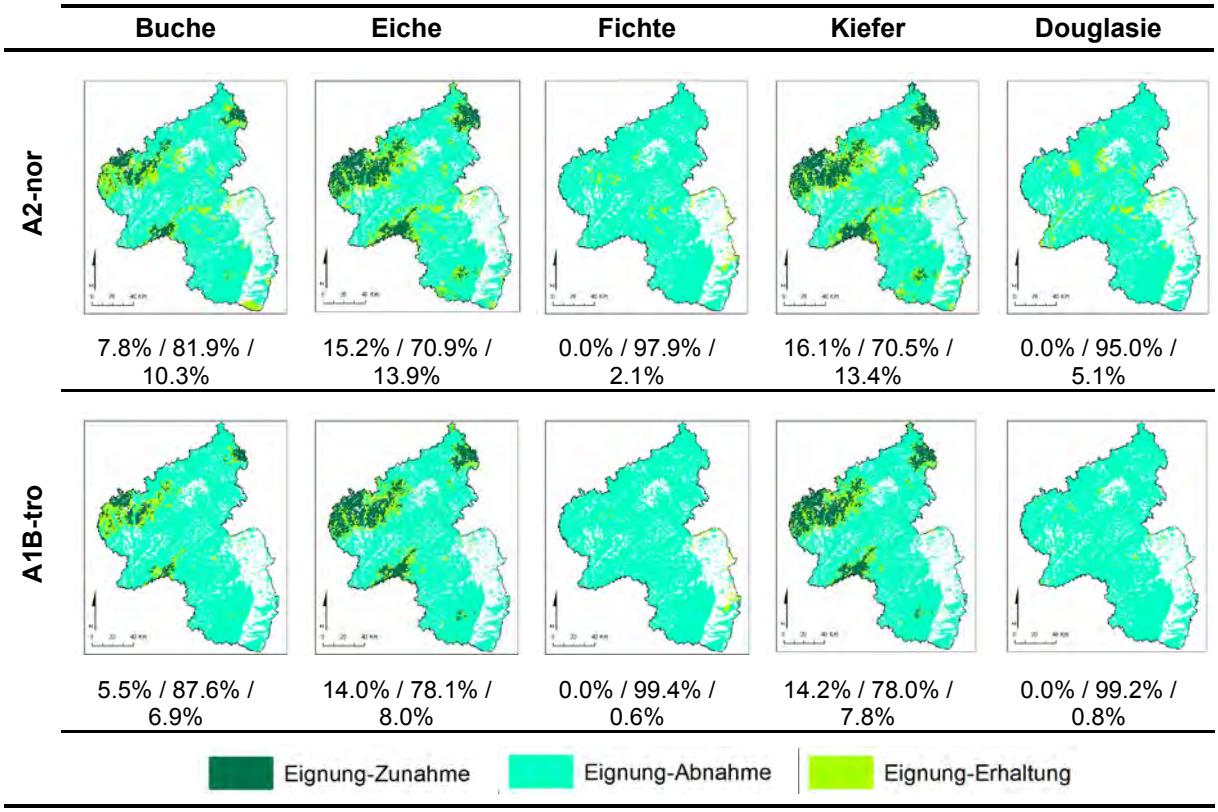


Abb. 6.26: Thematische Verschneidung zur Darstellung der Entwicklung der Eignungsstufen von der Referenzzeit bis zur fernen Zukunft unter Emissionsszenario A2-normal (obere Zeile) und A1B-trocken (untere Zeile). Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien.

Für den Projektionskorridor in der fernen Zukunft für die Emissionsszenarien A2-normal und A1B-trocken ist ein Vergleich mit der klimatischen Eignung für den Referenzzeitraum je Baumart durchgeführt worden. Wesentlich unterscheiden sich die Muster der Eignungsveränderung innerhalb des Projektionskorridors nicht. Im Allgemeinen ist beim Emissionsszenario A1B-trocken der Anteil der Waldfläche mit einer Eignungs-Zunahme geringer und der Anteil der Waldfläche mit einer Eignungs-Abnahme größer. Für die Baumarten Eiche, Buche und Kiefer, wie zuvor schon erwähnt, könnte am Ende des Jahrhunderts eine Eignungsverbesserung in den Regionen Eifel, Westerwald, Hunsrück und zum Teil in der Pfalz für die Eiche und die Kiefer erwartet werden. Für diese Baumarten wird in den Randgebieten, in denen die Eignung zunimmt, eine Konstanz der klimatischen Eignung projiziert. Hingegen wird wiederum für die Baumarten Fichte und Douglasie im Vergleich zum Referenzzeitraum nahezu für die gesamte Waldfläche eine Eignungsabnahme projiziert. Eine Abnahme der Eignung bedeutet hier allerdings nicht immer eine letztendlich negative Eignung (vgl. hierzu die Ergebnisse zur Douglasie).

d) In welchen Regionen präsentiert die Douglasie eine bessere klimatische Eignung als die Fichte, bezogen auf den Klimakorridor in der fernen Zukunft (2071-2100)?

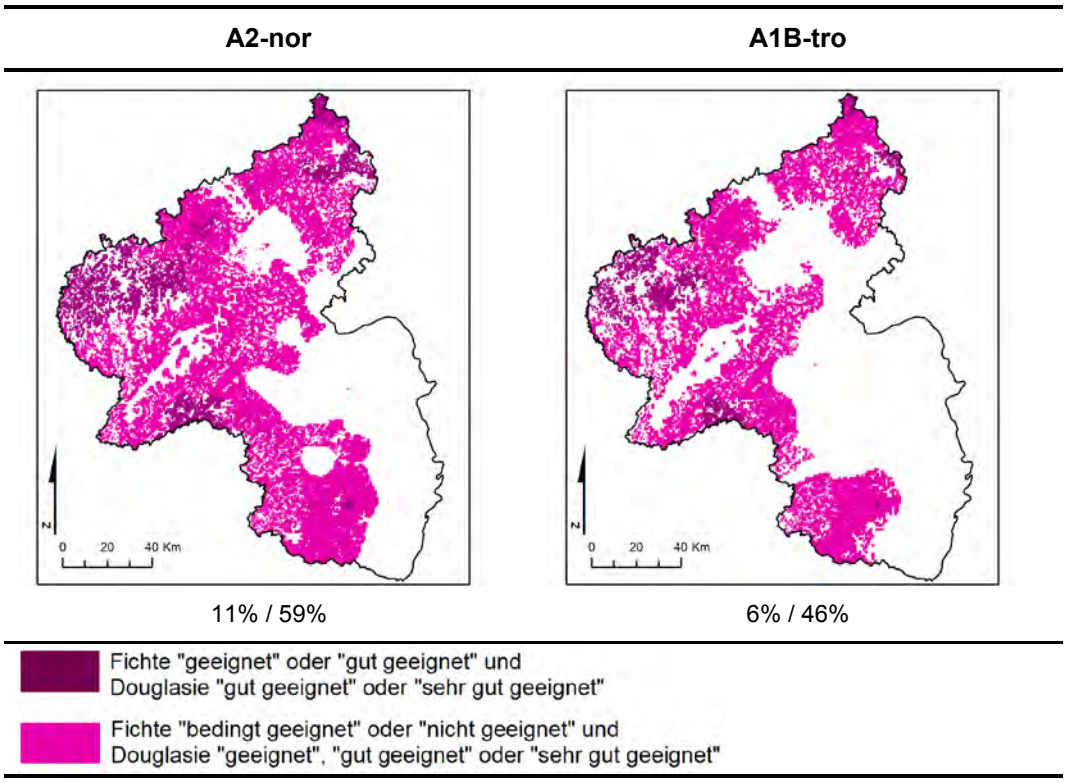


Abb. 6.27: Thematische Verschneidung zur Darstellung von Gebieten in denen die Douglasie als Ersatzbaumart für die Fichte betrachtet werden kann. Prozentangaben beziehen sich auf die Waldfläche in den entsprechenden Kategorien.

Der vorherige Punkt c) zeigte bereits die „Eignungsabnahme“ für beide Baumarten mit einem weitgehend identischen Muster, ohne dabei zusätzlich die Eignungseinstufung der beiden Baumarten direkt miteinander zu vergleichen. Darauf zielt hingegen die vorliegende Auswertung ab. Die dunkel gefärbten Gebiete beschreiben, dass die Douglasie „gut geeignet“ bis „sehr gut geeignet“ ist und die Fichte demgegenüber auch „geeignet“ oder „gut geeignet“ vorkommen kann. Die hellere Farbe weist auf Gebiete hin, in denen die Douglasie „geeignet“ bis „sehr gut geeignet“ vorkommen kann, die Fichte hingegen nur „bedingt geeignet“ oder „nicht geeignet“ ist. Auf die häufig gestellte Frage nach einem möglichen Ersatz der Fichte durch die Douglasie können diese Karten zu einer regionalen Entscheidungsfindung beitragen. In den heller gefärbten Gebieten der Waldfläche ist auf der regionalen Ebene eine Bevorzugung der Douglasie gegenüber der Fichte offensichtlich. In den Hochlagen der Eifel, des Westerwaldes und des Hunsrücks ist trotz der besseren Eignung der Douglasie bei einer regionalen Betrachtung die Fichte aus klimatischer Sicht immer noch geeignet.

Mehrere weitere thematische Verschneidungen werden in Anhang VI vorgestellt. Für die verschiedenen Zeiträume und möglichen Klimaentwicklungen werden mehrere Kombinationen

aus jeweils zwei Baumarten hinsichtlich ihrer gemeinsamen klimatischen Eignung geprüft. Mit der Auflösung auf einer regionalen Maßstabsebene werden mögliche Mischungstypen bewertet.

Im Großen und Ganzen kann, unter Zugrundelegung der hier verwendeten Methoden und vor dem Hintergrund aller drei Emissionsszenarien, für alle Hauptbaumarten eine kontinuierliche Abnahme der klimatischen Eignung erwartet werden. Diese Veränderungen treffen die Baumarten mit unterschiedlicher Intensität und bei detaillierterer Betrachtung mit unterschiedlicher regionaler Bedeutung. Diskussion, Vergleich und Integration der hier vorgestellten Ergebnisse und Erkenntnisse werden gemeinsam mit den Ergebnissen anderer methodischer Bausteine im Abschnitt 7 präsentiert.

6.3 Klimasensitive Waldwachstumssimulation

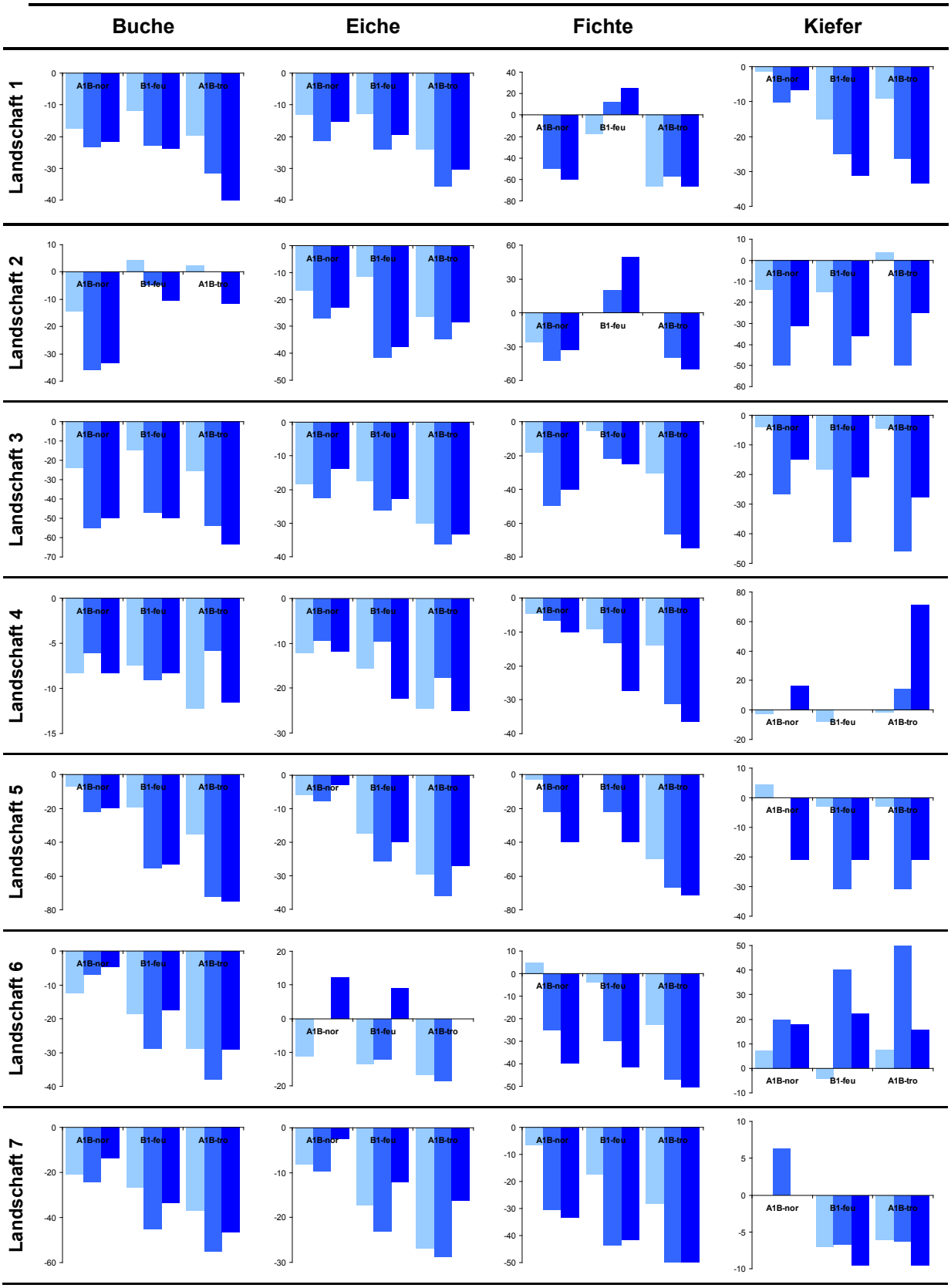
Die vorliegende Waldwachstumssimulation liefert vielfältige Ergebnisse. Die Interpretation dieser Ergebnisse sollte jedoch immer auf die ursprüngliche Fragestellung bzw. Zielsetzung bezogen werden, nämlich langfristige Entwicklungstrends auf einer großen Maßstabsebene zu erkennen, die die Auswirkungen einer möglichen künftigen Klimaveränderung zeigen können. Im Rahmen der BALANCE-Simulation sind beachtenswerte physiologische Reaktionen der vier Hauptbaumarten zu erkennen (6.3.1), die durch die Verbindung mit waldbaulichen Vorgaben, maßgebliche unterschiedliche Ergebnisse infolge der SILVA Simulationen (6.3.3) aufzeigen.

6.3.1 Reaktionen der Baumarten auf die Klimaveränderung – Ergebnisse von BALANCE

Die Resultate der 10-jährigen Simulationszeiträume der dreidimensionalen Wachstumssimulationen von Einzelbäumen in repräsentativen Reinbeständen unter den verschiedenen Klimaprojektionen für die nahe Zukunft (A1B-normal) und für die ferne Zukunft (B1-feucht bzw. A1B-trocken) (siehe Methodenbeschreibung im Abschnitt 5.3.4.2) können auf einer ersten Ebene bereits wertvolle Erkenntnisse liefern. Letztendlich ist nämlich die Frage nach der physiologischen Reaktion von Baumarten bzw. Beständen (nach Altersklassen differenziert) unter sich ändernden Standortbedingungen essentiell in der Klimawandelfolgenforschung.

Die Simulation mit dem Modell BALANCE liefert verschiedene Ausgangsgrößen, die zur Ableitung der physiologischen Reaktion der Baumarten geeignet sind (GROTE & PRETZSCH 2002). In der vorliegenden Arbeit werden über die jährlich aufgelösten Ausgaben der mittleren Höhen der Bestände, die durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwächse der Hauptbaumarten unter den verschiedenen Klimaprojektionen bzw. Emissionsszenarien berechnet. Die jährlichen Höhenzuwächse in einem bestimmten Klima werden mit den entsprechenden Ergebnissen der Kontrollprojektionen desselben Emissionsszenarios verglichen, um die relative Veränderung (in %) gegenüber der heutigen Situation darzustellen. Abbildung 6.28 stellt für die vier Hauptbaumarten die prozentualen Veränderungen der durchschnittlichen Höhenzuwächse – Maße der physiologischen Reaktionen der Baumarten bei klimatischen Veränderungen – dar und zwar in den verschiedenen betrachteten forstlichen Landschaftsräumen[77]. Für Landschaft 4 wird in Anhang IX beispielhaft die prozentuale Veränderung des jährlichen durchschnittlichen Biomassezuwachses - gesamte lebende oberirdische Biomasse - dargestellt; es handelt sich dabei um eine alternative Art der BALANCE-Ergebnisausgabe.

[77] Anders als in den anderen Landschaften wurde in Landschaft 10 aufgrund der verfügbaren Klimaprojektion bei Szenario 3 für den Zeitraum 2061-2100 das Szenario A1B-normal statt B1-feucht verwendet (s. Abschnitt 5.1.2.1 für weitere Details).


Buche
Eiche
Fichte
Kiefer
Landschaft 1
Landschaft 2
Landschaft 3
Landschaft 4
Landschaft 5
Landschaft 6
Landschaft 7
A1B-nor
B1-feu
A1B-tro

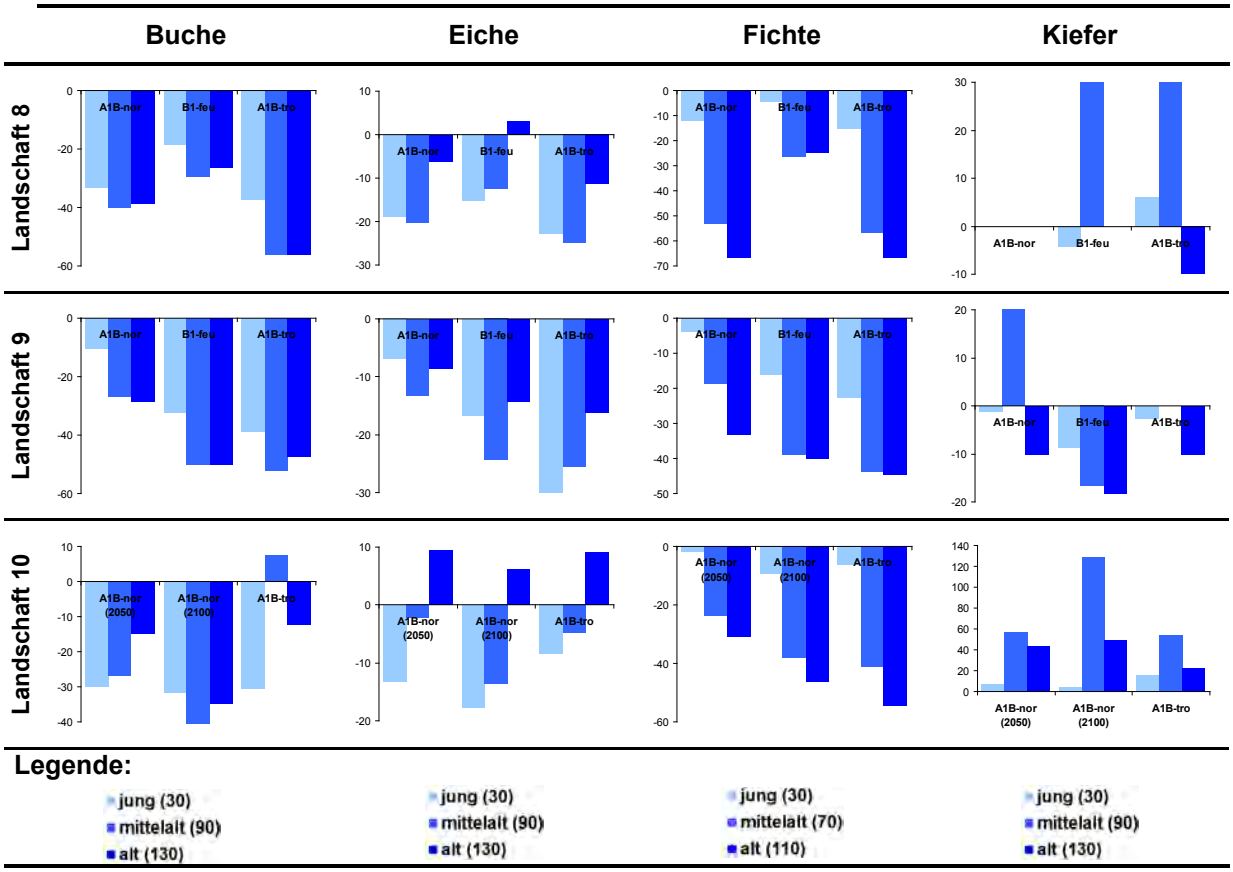


Abb. 6.28: Darstellung der prozentualen Veränderungen der durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwächse – als Maß der physiologischen Reaktion infolge klimatischer Veränderungen – der vier Hauptbaumarten für die ausgewählten Emissionsszenarien in den verschiedenen forstlichen Landschaftsräumen.

Die Größenordnungen der Reaktionen innerhalb der Bestände variieren mit der Baumart (bzw. dem Bestand) und der Landschaft sowie in Abhängigkeit vom Alter der Bestände, vor allem aber von den verschiedenen Klimaprojektionen. Überwiegend reagieren die Bestände negativ auf die induzierte Klimaveränderung, in einer Größenordnungsspanne von ca. -10% bis ca. -70%, bezogen auf den bisherigen durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwachs. Positive Reaktionen liegen in der Größenordnung von ca. +5 bis +100%. Die jeweils größeren Veränderungen sind bei den Klimaprojektionen für die ferne Zukunft (2071-2100) zu erwarten und dabei jeweils für die Projektionen, die sich auf das Emissionsszenario A1B-trocken beziehen. Insgesamt sanftere Veränderungen zeigen die Simulationen für das Emissionsszenario A1B-normal für die nahe Zukunft (2021-2050). Im Allgemeinen zeigen junge Bestände geringere Reaktionen als mittelalte oder alte Bestände.

Betrachtungen zu den verschiedenen Baumarten:

Buche: Jungbestände reagieren meistens geringer als mittelalte und alte. Im Durchschnitt zeigt die Buche eine Veränderung rund um einen Wert von -30%. Extremere Abnahmen wurden bei Landschaft 5 simuliert – ca. -80%.

Eiche: Mittelalte Bestände reagieren meistens sensibler auf die induzierten Klimaveränderungen. Im Durchschnitt zeigt die Eiche eine Veränderung von rund -20% und ist damit diejenige Baumart, die am wenigsten reagiert. In den Landschaften 1 und 5 wurden die extremsten Reaktionen simuliert, da hier beim Emissionsszenario A1B-trocken (für die ferne Zukunft) mittelalte Bestände mit bis zu ca. -40% reagierten. Positive Reaktionen sind lediglich in alten Beständen zu bemerken, nämlich bei Landschaft 6, 8 und 10 in einer Größenordnung von jedoch nur etwa +10%.

Fichte: Sie reagiert umso stärker, je älter der Bestand ist. Im Durchschnitt zeigt die Fichte eine Veränderung von -30% und mehr und ist damit diejenige Baumart, die am stärksten reagiert. In den Landschaften 1, 3, 5 und 8 wurden die extremsten Reaktionen beim Emissionsszenario A1B-trocken (für die ferne Zukunft) vor allem für Altbestände mit bis zu ca. -70% simuliert. Positive Reaktionen sind selten und lediglich beim Emissionsszenario B1-feucht (für die ferne Zukunft) zu verzeichnen, nämlich bei den Landschaften 1 und 2, bei letzterer sogar in einer Größenordnung von rund +50%.

Kiefer: Diese Baumart zeigt ein sehr unregelmäßiges Muster in ihrer Reaktion. Je nach betrachteter Landschaft zeigt sie negative oder positive Tendenzen. Generell scheinen die mittelalten Bestände sensibler auf Klimaveränderungen zu reagieren. Negative Reaktionen sind eher moderat und reichen maximal bis ca. -50% in Landschaft 2 bei mittelalten Beständen. Die positiven Reaktionen von durchschnittlich etwa +20% können jedoch im Einzelfall extreme Werte von ca. +130% erreichen, nämlich bei Landschaft 10 in der fernen Zukunft, hier allerdings berechnet mit dem Ersatz-Emissionsszenario A1B-normal (s. Abschnitt 5.3.2.1).

6.3.1.1 Sensibilitätsanalyse am Beispiel der Fichte in Landschaft 4 – Kollin Süd Niederschlagsreich

Die Verschiedenheit der Reaktionsmuster ein und derselben Baumart in den unterschiedlichen Landschaften hängt von unterschiedlichen Faktoren ab. Jeder Bestand, in Abhängigkeit vom Alter, unterscheidet sich hinsichtlich seiner Standortbedingungen, verfügt also über un-

terschiedliche Substrate78 und Klimabedingungen79 und infolgedessen über eine unterschiedliche Leistungsfähigkeit (ausgedrückt über seine ursprüngliche Ertragsklasse des Startbestandes). Hier im Rahmen der Simulation ist jedoch das Klima die Haupttriebkraft für Reaktionen. Die in Abbildung 5.33 präsentierte grafische Darstellung der charakteristischen Klimata der zehn Landschaften zeigt, dass dennoch im 30-Jahres-Mittel eine Klimaveränderung im Wesentlichen in die gleiche Richtung geht (wärmer und trockener) und über ähnliche Größenordnungen verfügt (Temperaturerhöhung von 0,5 bis 2,5°C bei einem Niederschlagsrückgang von 5 bis 20%). In die Balance-Simulation gehen aber Klimazeitreihen in täglicher Auflösung ein. Verschiedene Klimazeitreihen können ein gleiches Mittel zeigen, auch wenn die Einzeljahreswerte und die Jahresverläufe sehr unterschiedlich sind. Entscheidend für das Wachstum eines Bestandes können Extremperioden (Trockenheit, Hitzeperioden, Kälteperioden) sein, die in den Klimazeitreihen enthalten sind. In solchen Jahren werden die physiologischen Prozesse stark beeinflusst, es können schwache Bäume absterben und damit die natürliche Bestandsleistung und somit auch die Reaktionsmuster der Baumarten stark beeinflussen. In einem Baum ist der Ablauf physiologischer Prozesse von verschiedenen Faktoren, Interaktionen, Rückwirkungen u.v.m. abhängig. Auf der Basis der Simulation für Landschaft 4 wurde eine Sensibilitätsanalyse durchgeführt, die beispielhaft die Entwicklung der totalen Biomasseproduktion, der Netto-Primärproduktion (NPP), der Brusthöhendurchmesser (BHD) und des Blattflächenindex (BFI) zeigt, ausschließlich über den Einfluss eines Eingangsparameters (Niederschlag, Temperatur oder atmosphärische CO2-Konzentration). Die folgenden Diagramme zeigen die Ergebnisse für junge Fichten in Landschaft 4 unter dem Kontrolllauf des Referenzzeitraums der Realisation „feucht“.

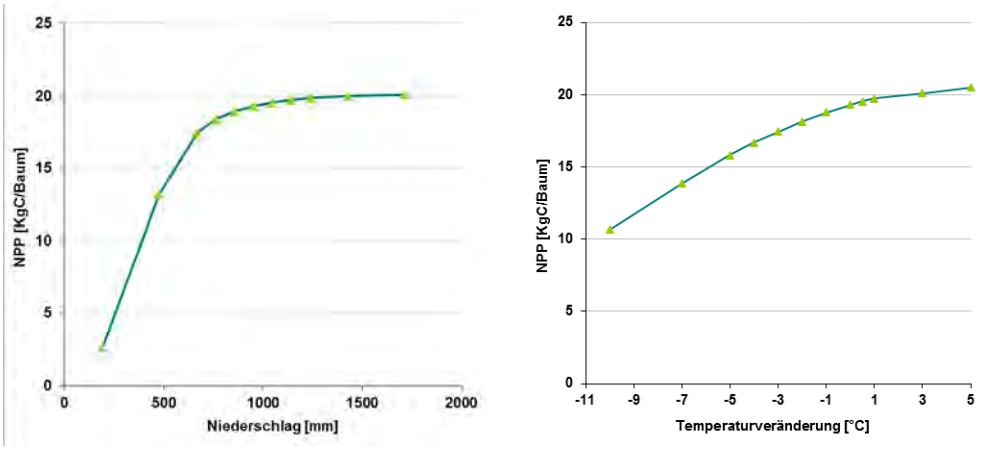


Abb. 6.29: Sensibilitätsanalyse der Netto-Primärproduktivität junger Fichten in Landschaft 4 für den Kontrolllauf der Realisation „feucht“ in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge und der Temperatur.

[78] Über die zugeordneten Bodenprofile – s. Abschnitt 5.3.2.2.

[79] Über die zugeordnete Klimazeitreihe – s. Abschnitt 5.3.2.1.

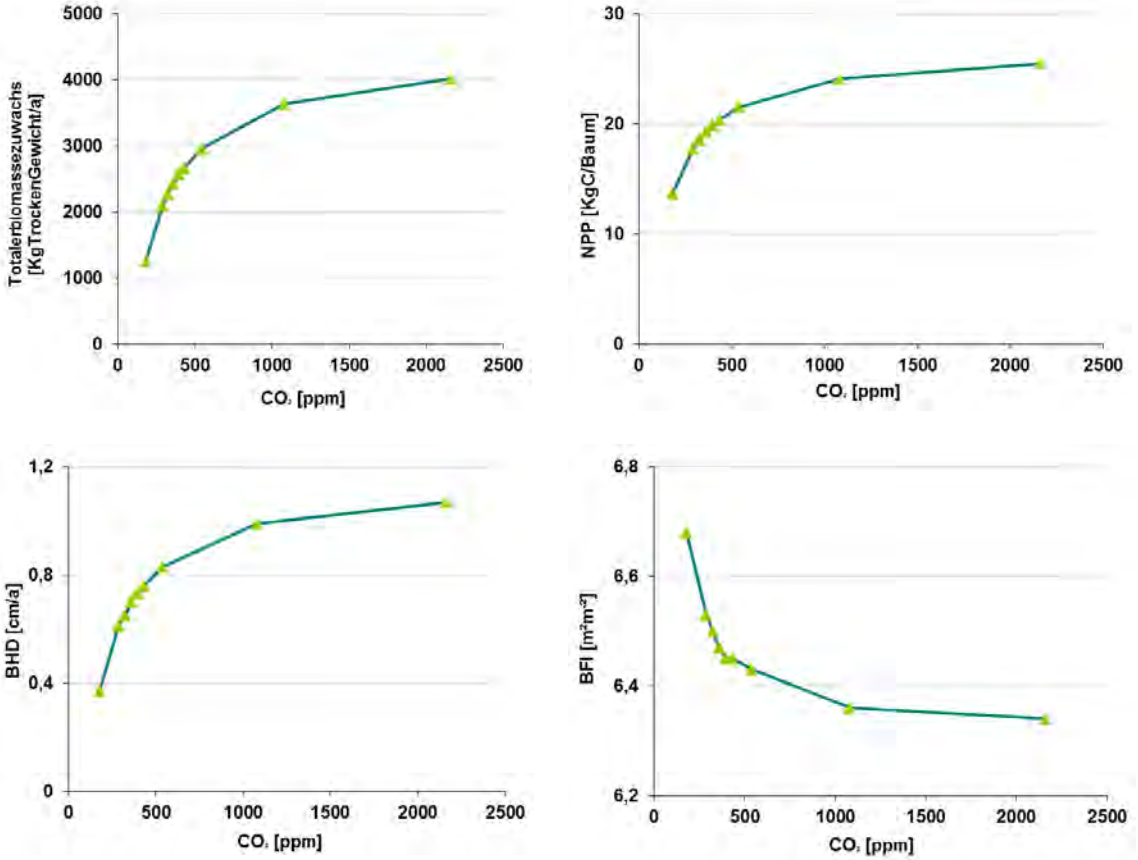


Abb. 6.30: Sensibilitätsanalyse der Nettoprimärproduktion (NPP), des Brusthöhendurchmessers (BHD) und des Blattflächenindexes (BFI) in Abhängigkeit der atmosphärischen CO_2-Konzentration der totalen Biomasseproduktion.

Die erste Reihe von Diagrammen bezieht sich auf die Sensibilität der Nettoprimärproduktion in Abhängigkeit von den klimatischen Parametern Niederschlag und Temperatur. Der Niederschlag und damit das verfügbare Wasser für den Baum sind Größen, die die Nettoprimärproduktion des jungen Fichtenbestands sehr stark beeinflussen, vor allen bis zu einem Schwellenwert von ca. 800 mm. Ab diesem Wert wird der Einfluss im Hinblick auf die Zunahme der Nettoprimärproduktion deutlich geringer. Die Temperaturveränderung zeigt im Gegensatz zum vorhergehenden Parameter eine sanftere Auswirkung auf die Nettoprimärproduktion. Eine Abnahme der Temperatur im Vergleich zum aktuellen Stand bewirkt auch eine Abnahme der Nettoprimärproduktion und umgekehrt bewirkt die Zunahme der Temperatur eine zunehmend abgeschwächte Zunahme der Nettoprimärproduktion des jungen Fichtenbestands.

Bei den Diagrammen in Abbildung 6.30 handelt es sich um die Reaktionen des betrachteten jungen Fichten-Modellbestandes beim Anstieg der atmosphärischen CO_2-Konzentration (hier in die Betrachtungen nicht einbezogenen), wenn alle anderen Parameter konstant bleiben. Es ist zu beobachten, dass alle vier abhängigen Variablen (totale Biomasse, Nettoprimärproduktivität, Brusthöhendurchmesser und Blattflächenindex) bis zu einem Schwellenwert von ca. 600 ppm sehr stark vom CO_2-Anstieg beeinflusst werden. Hier zeigt sich in beiden Diagrammen der Düngungseffekt des CO_2-Anstiegs auf die Produktivität der Fichte, die sich

ausgehend von der aktuellen CO_2-Konzentration (ca. 390 ppm) bis zu einer Konzentration ca. 600 ppm bezogen auf die Biomasseproduktion pro Jahr etwa verdoppelt. Die Nettoprimärproduktion nimmt ebenfalls erheblich von 14 auf 22 kg zu. Es zeigt sich aber auch, dass diese Effekte nicht linear und unbegrenzt sind, denn ab einem Schwellenwert ca. 600 ppm nehmen die Steigungen der „Produktivitätskurven“ deutlich ab. Einen gleichen Verlauf zeigt die Kurve des BHD, wobei der jährliche Zuwachs unter der heutigen CO_2-Konzentration von ca. 0,7 cm bei dem Schwellenwert 600 ppm um 20% ansteigt. Die Entwicklung des Blattflächenindexes weist hingegen darauf hin, dass die Bäume bei einem solchen CO_2-Anstieg im Hinblick auf die Blattausbildung sparen können, denn mit einer hohen verfügbaren CO_2-Konzentration genügt eine geringere Blattfläche, um dennoch viel CO_2 über die Stomata in den Photosyntheseapparat eintreten lassen zu können. Hiermit geht einher, dass eine geringere exponierte Fläche auch die Transpirationsrate reduzieren kann und damit eine verbesserte Wasserbilanz für den Baum bewirken kann.

Die hier ausgewählten, allein betrachteten unterschiedlichen Parameter sind im Modell wie auch in der Wirklichkeit in sehr komplexe Zusammenhänge eingebunden und tragen so zur Vitalität, zum Wachstum oder zur Mortalität – also zu Biologie – eines Baum bzw. eines Waldbestands bei.

6.3.2 Kopplung des Modells BALANCE mit dem Modell SILVA über die Änderung des *Akp*-Koeffizienten in der Chapman-Richards-Funktion

Die bereits in Abschnitt 5.3.4.3 erwähnten methodischen Schritte der Modell-Kopplung lassen sich hier beispielhaft für junge Fichten in Landschaft 4 darstellen. Die von BALANCE abgeleitete klima-, bestands- und altersspezifische relative Veränderung der durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwächse wird in die Kurve des potenziellen Höhenwachstums des Standort-Leistungsmoduls von SILVA übertragen. Die veränderte potenzielle Oberhöhe des Bestands (*hpot*) wird mit der Chapman-Richards-Funktion (vgl. Abschnitt 5.3.4.3) gesteuert und erlaubt die Ermittlung von veränderten Koeffizienten *A*, *k* und *p* (Tabelle 6.3), die sich entsprechend einer neuen Bezugskurve des potenziellen Höhenwachstums herleiten lassen (Abbildung 6.31). In diesem Fall wird nur der Koeffizient *A*, der den Höhenverlauf der Kurve steuert, geändert. *k* und *p*, die die Form der Kurve anpassen, bleiben unverändert.

Tab. 6.3: Veränderung der Koeffizienten der Regressionsgleichung der Chapman-Richards-Funktion in Abhängigkeit vom Klima/ Emissionsszenario, am Beispiel eines jungen Fich-

tenbestandes von Landschaft 4.Koeffizienten für das Referenzklima wurden nach Ertragstafel (FAWF 2003) hergeleitet und für die Szenarien über die prozentuale Veränderung der durchschnittlichen Höhezuwächse (nach BALANCE) korrigiert.

Klimaprojektion / Emissionsszenario	Koeffizienten der Regressionsgleichung		
	A	***k***	***p***
Referenz	42,5	0,04	1,88
A1B-nor	39,1	0,04	1,88
B1-feu	34,9	0,04	1,88
A1B-tro	33,2	0,04	1,88

Das Diagramm in Abbildung 6.31 zeigt mittels der verschiedenen Kurvenverläufe, wie sich die angenommenen Klimaveränderungen auf das potenzielle Höhenwachstum auswirken.

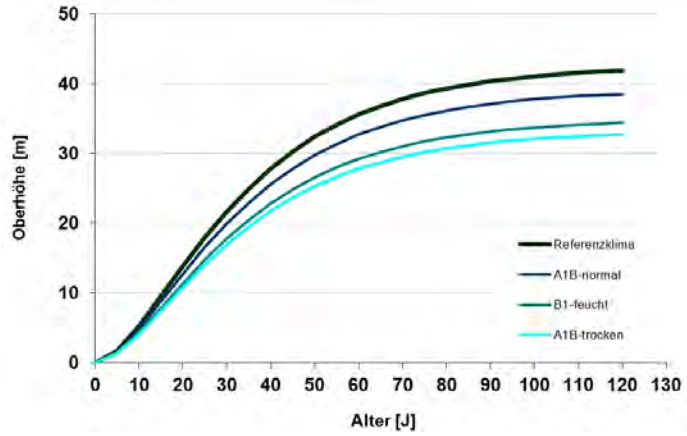


Abb. 6.31: Veränderung des Höhenwachstumspotenzials am Beispiel eines jungen Fichtenbestandes der Landschaft 4 nach der Veränderung des Koeffizienten *A* gemäß Tabelle 6.3.

Die neuen Bezugskurven des potenziellen Höhenwachstums werden je Baumart, Bestandsalter (u.a.) zum entsprechenden Zeitpunkt in die Simulation in SILVA eingesteuert, wenn sich dort die Klimabedingungen je nach Simulationsszenario ändern[80] (vgl. 5.3.4.3). Dies ist somit der „Kern“ einer klimasensitiven Waldwachstumssimulation.

Zu den zu simulierenden ausgewählten Baumarten zählen auch die Douglasie und die Lärche, die in BALANCE nicht simulationsfähig sind. Ihre Relevanz für die hier betrachtete Fragestellung, auch infolge ihrer nachrangigen Waldflächen, führen zu einem pragmatischen Annährungsansatz. Die Reaktion der Douglasie auf die unterschiedlichen Klimaprojektionen basiert auf einem Mittelwert der Reaktionen von Fichte und Kiefer (diese Art Reaktionsmuster haben Beobachtungen von PRIETZEL & BACHMANN (2011: 52) angedeutet). Die Reaktion

[80] Veränderungen werden automatisiert über die *Akp*-Steuerdatei eingegeben.

der Lärche auf die unterschiedlichen Klimaprojektionen stützt sich auf das Reaktionsmuster der Kiefer.

6.3.3 Veränderung der gesamten Derbholzproduktion für die verschiedenen Waldtypen unter den unterschiedlichen Simulationsszenarien – Ergebnisse von SILVA

Auf Basis der dargestellten Zwischenergebnisse sowie der waldbaulichen Vorgaben (5.1.8) bietet SILVA für den verbleibenden und den ausscheidenden Bestand (inklusive Mortalität) in fünf Jahresschritten in Form einer Leistungstafel ein breites Spektrum von Ergebnisparametern der Naturalproduktion an (s. 5.1.9.4). Die darauf aufbauende Auswertung der vielfältigen Ausgaben zielt dann auf eine möglichst aussagekräftige zusammenfassende Darstellung der Klimawandelfolgen für die Baumarten-, die Bestandstypen- sowie die Waldlandschaften ab. Die folgende Auswertung basiert auf der Analyse und dem Vergleich des Volumenzuwachses – als wichtigste Kenngröße für die Abschätzung der Leistung eines Bestands (KRAMER & AKÇA 1987: 192) – bei den unterschiedlichen Simulationsszenarien. Über die Auswertung des gesamten Volumenzuwachses jedes Bestandes in Abhängigkeit von der Altersklasse am Ausgangspunkt der Simulation (2000) bis zum Ende des Jahrhunderts (2100) (unter den unterschiedlichen Simulationsszenarien) ist ein Vergleich der Leistungsentwicklung unter den heutigen und künftigen möglichen Klimabedingungen machbar. Hierbei werden die Derbholzvorräte (*Vfm*) (der verbleibenden und der ausscheidenden Bestände) während der betrachteten 100 Jahre[81] kumulativ berechnet. Die Mitberechnung des Mortalitätsvolumens, das in Wirklichkeit eingeschränkt nutzbar ist, ist bei den aktuellen Fragestellungen von Bedeutung. Ein negativer Einfluss des Klimas kann sich in einer Erhöhung der Mortalität und des damit verbundenen Holzvolumens widerspiegeln und beeinflusst damit letzten Endes auch die Menge der gesamten produzierten Biomasse. Die verbliebene, ausscheidende und abgestorbene Biomasse während einer 100-jährigen Produktion – hier als *gesamte Derbholzproduktion* bezeichnet – wird als eine geeignete Größe angenommen, um den Einfluss des Klimawandels auf die Waldentwicklung abschätzen zu können[82].

[81] Die 100-jährige Betrachtung bedeutet natürlich eine – *ceteris paribus* - eingeschränkte Analyse nur auf diesen Zeitraum, da beispielsweise keine Vornutzungen bisher schon existierender Bestände bis zum Zeitpunkt des Simulationsbeginns mitbetrachtet bzw. mitberechnet werden. Gesamtwuchsleistungsbetrachtungen würden mithin tendenziell unterschätzt.

[82] An der Mehrzahl der Straten wurden multiple Analysen durchgeführt (z.B. Verlauf und Entwicklung der Durchforstungsmengen, Stammzahlentwicklung, Höhen bzw. Oberhöhen, Durchmesserentwicklung), um die Plausibilisierung der Ergebnisse sicherzustellen. Für alle Landschaften wurden die Ergebnisse der Entwicklung der Grundfläche (G) und der Gesamtwuchsleistung (GWL) intensiv mit den entsprechenden Referenz-Ertragstafeln (FAWF 2003) validiert und auf Plausibilität geprüft. Aufgrund des Umfangs notwendiger Kontrollen und um eine bessere Vergleichbarkeit zu schaffen, wurden überwiegend Validierungen auf der Ebene der Reinbestände und der Hauptbaumarten der Mischbestände vorgenommen. Die GWL des Referenzszenarios wurde für die Ergebnisausgaben der Altersklasse 0 ermittelt, um die Entwicklung bis zum Alter 100 bestimmen und nachvollziehen zu können. Im Allgemeinen zeigte dann ein Vergleich mit der zutreffenden Ertragstafel eine sehr

Die Endergebnisse sind das Resultat der Integration der aktuellen Waldzusammensetzung und der Bestandseigenschaften (ausgedrückt über ihre mittleren Verhältnisse infolge der Stratifizierung – vgl. Abschnitt 5.3.1.2 – und der Startbestandsgenerierung – vgl. Abschnitt 5.3.2.3), der waldbaulichen Vorgaben (vgl. Abschnitt 5.3.3) und der oben dargestellten Zwischenergebnisse der Simulation (vgl. Abschnitt 6.3.1). Je nach Bestandstyp bzw. -alter und den entsprechenden Eigenschaften der Startbestände werden die physiologischen Reaktionen der Baumarten gemäß BALANCE widergespiegelt, die mitunter aber sogar von anderen Faktoren überlagert sein können. Auch während der 100 Jahre variiert aufgrund der Umtriebszeit der aktuellen Bestockung und der vorgegebenen entsprechenden Waldentwicklungsziele die Waldzusammensetzung und damit der Flächenanteil der Bestandstypen im Lauf des Betrachtungszeitraums, was einen bedeutenden Einfluss auf die Biomasseproduktion hat.

6.3.3.1 Veränderung der gesamten Derbholzproduktion für die verschiedenen Waldtypen unter den unterschiedlichen Simulationsszenarien auf Landschaftsebene

Aus den Leistungstafel-Ausgaben aus SILVA wird die gesamte Derbholzproduktion hochgerechnet. Um die Resultate möglichst detailliert und auf eine transparente Art zu präsentieren, werden pro Landschaft folgende Ergebnisse vorgestellt:

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion im <u>Zeitverlauf auf Bestandstypenebene</u> unter den drei Simulationsszenarien: An jedem 5-Jahresschritt der Simulation wird der jeweils aktuelle Vorrat zusammen mit dem bis zu diesem Moment kumulierten ausscheidenden Bestand betrachtet und mit seiner entsprechenden Fläche multipliziert, so dass sich eine stets steigende (weil kumulative) Kurve ergibt. Das Klimasignal – Einfluss des Klimas auf das Wachstum – ist hier über die Verläufe der Produktionskurven der drei unterschiedlichen Simulationsszenarien zu erkennen. Je größer der Abstand der Kurven der Szenarien 2 und 3 zu der Referenzkurve (Szenario 1) ist, desto stärker ist die Reaktion dieses Waldtyps bzw. der Baumart auf die entsprechende Klimaprojektion und desto größer ist der Einfluss des Klimawandels.

Der Flächenanteil jedes Bestandstyps je Zeitpunkt hat einen starken Einfluss auf die entsprechende gesamte Derbholzproduktion und ist deswegen zugleich in den entsprechenden

gute Übereinstimmung; Abweichungen bewegten sich in Bereichen von lediglich - 10% bis +10%. Die von verschiedenen Autoren in den letzten Dekaden festgestellten und untersuchten Abweichungen der Realzuwächse im Vergleich zu denjenigen, die aufgrund der Ertragstafeln erwartet werden können, hat in der Folge eine Generation von Waldwachstumsmodellierern zur Anpassung bzw. Weiterentwicklung ihrer Modelle angeregt (PRETZSCH 1992). Die auf Basis alter Daten abgeleiteten Ertragstafeln unterschätzen oft die Standortproduktivität (PRETZSCH 1992, BÖSCH 2001). Veränderungen des Klimas und der Witterung, atmosphärische Depositionen (wie beispielsweise der düngungswirkende Stickstoff) oder unterschiedliche Bestandsbehandlungen können der Grund für solche Veränderungen des Ertragsniveaus sein.

Diagrammen als Erklärungsgröße dargestellt. Diese Fläche variiert je nach Bestandstyp und mit der Umtriebszeit der Ist-Bestockung und der Zusammensetzung des Generationswechselbestandes[83]. Kurvenverläufe der gesamten Derbholzproduktion, die einer Exponentialkurve ähneln, sind vor allem mit der Zunahme der Fläche des entsprechenden Bestandstyps zu erklären (und/ oder einem zunehmenden Alter der Bestände), im Gegensatz zu denjenigen, die eher logarithmischen Kurven gleichen, die mit einer Flächenabnahme des entsprechenden Bestandstyps verbunden sind. Ein linearer Verlauf ist mit einer eher konstant bleibenden Fläche verbunden.

Die Vergleichbarkeit der Leistung der verschiedenen Straten (sprich Bestandstypen) zwischen den Landschaften hält sich hier aber in Grenzen. Die vorliegende Maßstabsebene sowie die Fragestellung, die dafür vorbereitete Stratifizierung sowie die Simplifizierung der waldbaulichen Maßnahmen erlauben keine vollständig zutreffende Abschätzung des (tatsächlichen oder maximalen) Potenzials eines bestimmtes Bestandstyps in einer bestimmten Landschaft. Deshalb sollte hier ein Vergleich der Leistung, beispielweise des Bestandstyps Buche-Kiefer von Landschaft 3 mit demselben Typ in der benachbarten Landschaft 4, nicht stattfinden. Um auf einer solchen Ebene detaillierter und somit auch aussagekräftiger zu werden, müsste das Stratifizierungsverfahren deutliche feiner sein und es hätten unterschiedlichere Bestandsbehandlungsoptionen und -szenarien simuliert werden müssen.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen für die Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 im Vergleich zum Referenzszenario 1: Auf einer großräumigen Planungsebene relevant und einigermaßen zwischen den Landschaften vergleichbar wird dargestellt, wie sich die gesamte Derbholzproduktion in den betrachteten 100 Jahren bei den Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 prozentual vom Referenzszenario 1 unterscheidet.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten für die verschiedenen Simulationsszenarien: Die zusammengefasste, d.h. addierte gesamte Derbholzproduktion einer Baumart, die in verschiedenen Bestandstypen vorkommt, wird in Abhängigkeit von den drei Simulationsszenarien betrachtet. Auf diese Weise ist es unter den Szenarienannahmen möglich abzuschätzen, welche prozentualen Größenordnungen die Veränderungen der gesamten Derbholzproduktion auf die verschiedenen Hauptbaumarten in jeder Landschaft haben können – eine durchaus relevante Angabe für die Baumartenwahl bzw. künftige, großräumige waldbauliche Planung. Die Entwicklungen der gesamten Derbholzproduktion über der Zeitachse, auf Baumartenebene und für jede Landschaft sind zudem in Anhang X zu finden.

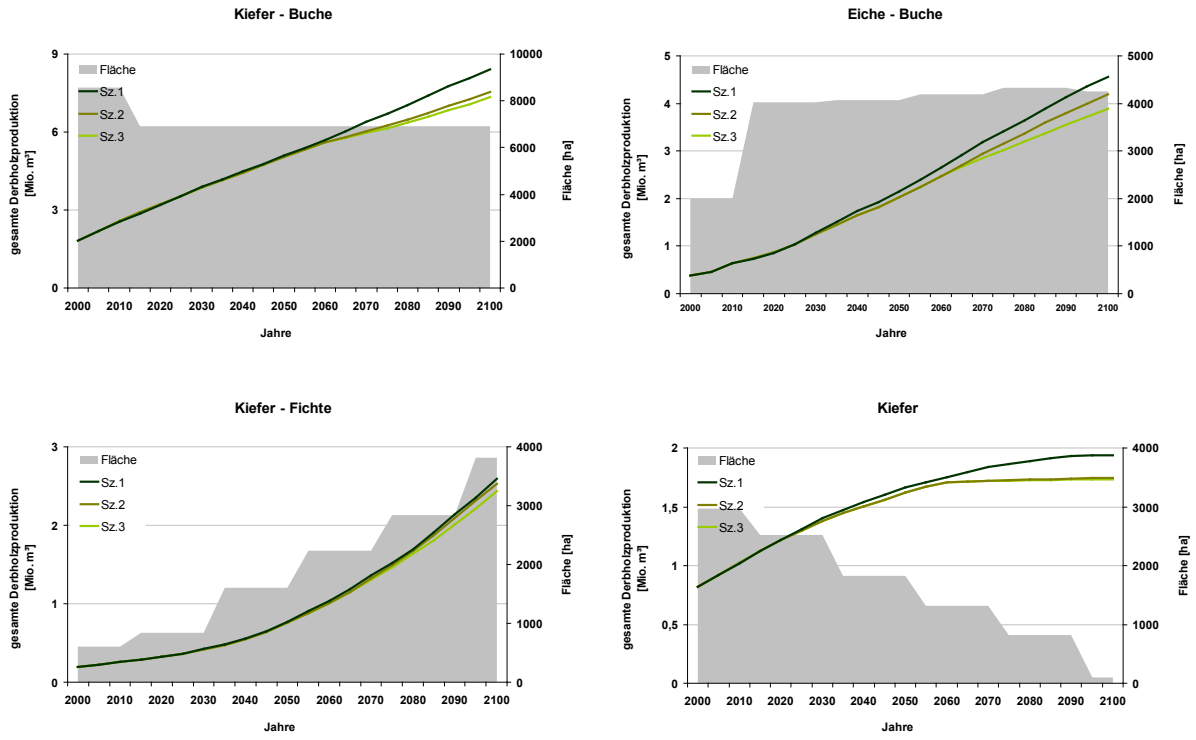
[83] Die Flächensumme alle vorkommenden Bestandstypen zu jedem Zeitpunkt bleibt aber konstant und entspricht derjenigen der gesamten Waldfläche der Landschaft.

Hinweise: Die verschiedenen Ebenen der hier miteinander verbundenen Unsicherheiten führen zunächst zu einer Darstellung der prozentualen Veränderungen, anstatt absolute berechnete Werte zu präsentieren. Um jedoch einen größeren Praxisbezug herzustellen, werden ergänzend dennoch absolute Werte der Simulationsergebnisse dargestellt. Diese Werte sollen dem primären Ziel der Abbildung von Entwicklungstrends bzw. der Erkennung von Wachstumstendenzen im Klimawandel dienen.

Landschaft 1 – Planar Süd

Landschaft „Planar Süd“ setzt sich aus sechs Bestandstypen zusammen, überwiegend aus der Mischwaldbildung der vier Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Die gesamte analysierte Waldfläche beträgt in Landschaft 1 - Planar Süd 16.049 ha. Kiefer-Buche ist der Bestandstyp, der die Waldfläche dieser Landschaft derzeit noch dominiert, obgleich er schon ab dem Jahr 2010 vom zweiten dominanten Eichen-Buchen Typ teilweise ersetzt wird.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:



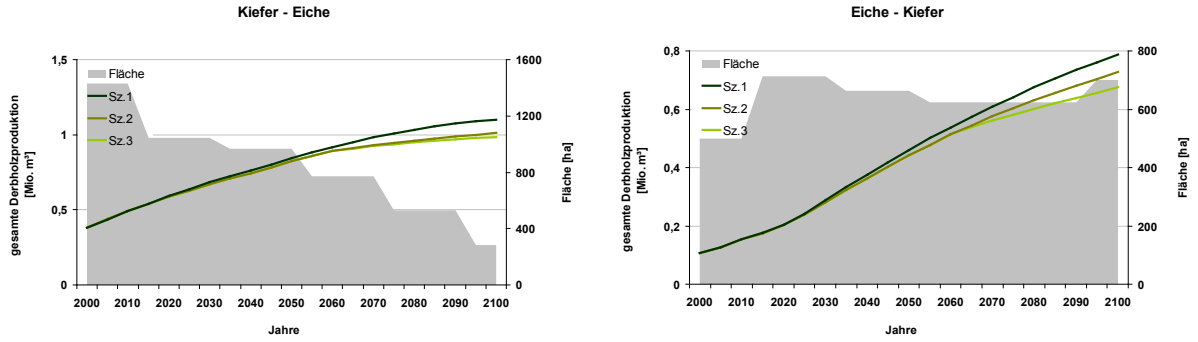


Abb. 6.32: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio. m³] je Bestandstyp von Landschaft 1 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen dargestellt.

Die Bestandstypen der Landschaft 1 zeigen unterschiedliche Muster in der Entwicklung der gesamten Holzproduktion bezüglich der drei Simulationsszenarien. Die Bestandstypen Eiche-Buche und Eiche-Kiefer zeigen bereits ab 2050 eine erkennbarere Differenzierung zwischen allen drei Simulationsszenarien und vor allem einen deutlicheren Korridor zwischen den Klimawandelszenarien 2 und 3. Die restlichen Bestandstypen, außer Kiefer-Fichte, weisen zwar eine Differenzierung zum Referenzszenario auf, der Korridor zwischen den Szenarien 2 und 3 ist aber nur gering ausgeprägt. Der Typ Kiefer-Fichte zeigt hingegen fast keine Differenzierungen.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

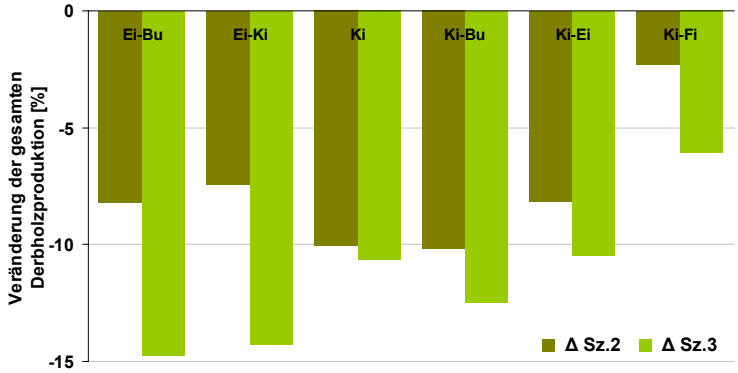


Abb. 6.33: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 1 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Gegenüber dem Referenzszenario 1 unterscheiden sich in etwa in gleicher prozentualer Größenordnung die Bestandstypen Eiche-Buche und Eiche-Kiefer, in Szenario 2 mit einem Verlust von ca. 8% und in Szenario 3 von ca. 15%. Kiefern-Reinbestände zeigen einen ge-

ringeren Korridor zwischen den zwei Klimawandelszenarien, mit einer Abnahme der gesamten Derbholzproduktion von ca. 10%. Bei Kiefer-Buche, Kiefer-Eiche sowie Kiefer-Fichte-Bestandstypen ist der Korridor zwischen den zwei Klimawandelszenarien geringer ausgeprägt mit Unterschieden von ca. 3 - 4 Prozentpunkten, wobei allerdings der Kiefern-Fichten Bestandstyp einen eher unmerklichen Verlust bei der gesamten Derbholzproduktion im Vergleich zum Referenzszenario zeigt.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Auf der Grundlage der verschiedenen Bestandstypen lässt sich für jede Baumart die gesamte Derbholzproduktion für die drei verschiedenen Szenarien, wie in der Abbildung 6.34 dargestellt, zusammenfassen. Die Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion im Zeitverlauf auf der Baumartebene unter den drei Simulationsszenarien wird zudem in Anhang X gezeigt.

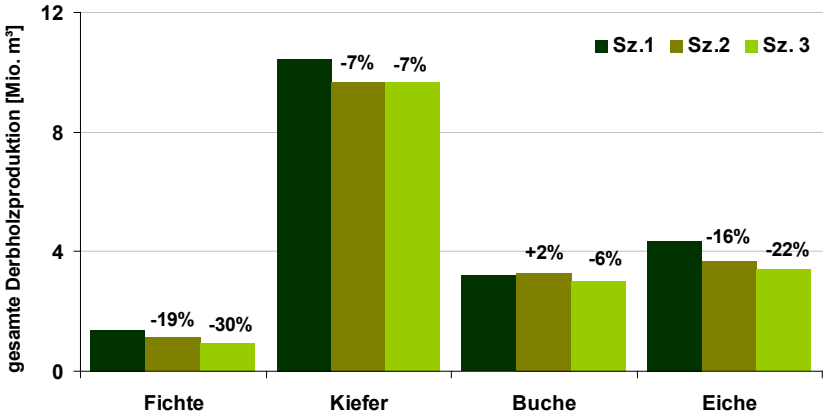


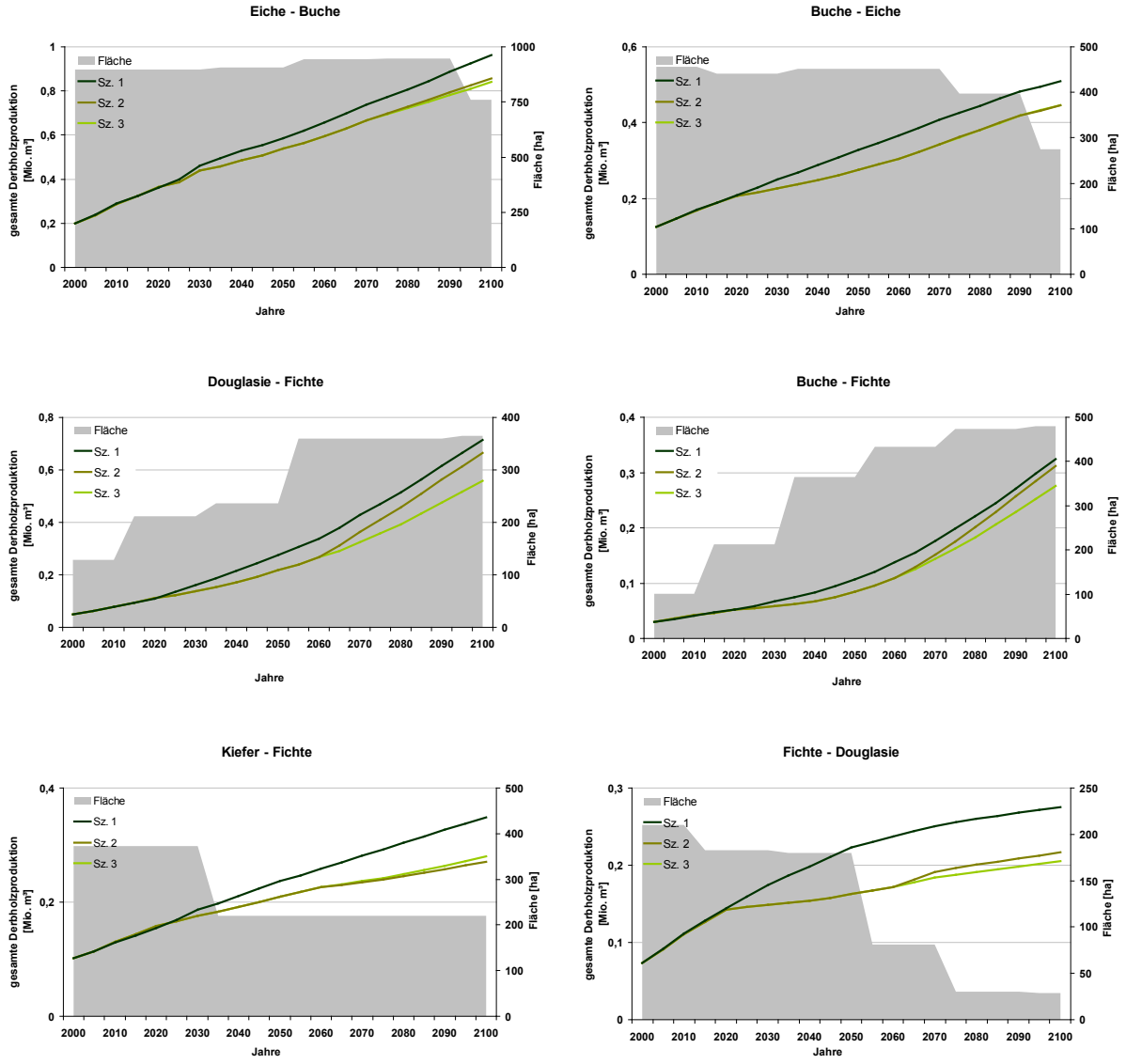
Abb. 6.34: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 1 unter den drei Simulationsszenarien [Mio. m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Alle Baumarten zeigen sich sensibel gegenüber der mit den Szenarien 2 und 3 induzierten Klimaveränderung. Fichte und Eiche präsentieren dabei eine stärkere Differenzierung zwischen den drei Szenarien. Fichte zeigt im Vergleich zum Referenzszenario 1 eine Reduktion von ca. 20% der gesamten Derbholzproduktion beim Szenario 2 und beim Szenario 3 von 30% – was einer Abnahme zwischen 200.000 und 400.000 m³ innerhalb der 100 Jahre entspricht. Die Abnahmen liegen bei Eiche in Größenordnungen von 15 bis 20% für die Szenarien 2 und 3 – dies entspräche Reduktionen von etwa 600.000 bzw. 900.000 m³ gegenüber dem Referenzszenario 1. Bei Buche differenzieren sich die Szenarien nur sehr wenig, zumal beim Szenario 2 sogar ein geringer Vorteil gegenüber dem Referenzszenario 1 zu bemerken ist. Bei Kiefer zeigt der Vergleich zum Referenzszenario 1 einen einheitlichen prozentualen Rückgang von 7%, der eine Abnahme von ca. 800.000 m³ bedeutet.

Landschaft 2 – Planar Nord

Die Landschaft „Planar Nord“ setzt sich aus elf Bestandstypen zusammen. Die gesamte hier betrachtete Waldfläche beträgt nur 2.700 ha und ist damit die kleinste aller Landschaften. Eiche-Buche und Buche-Eiche sind die Bestandstypen, die die Waldfläche dieser Landschaft dominieren.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:



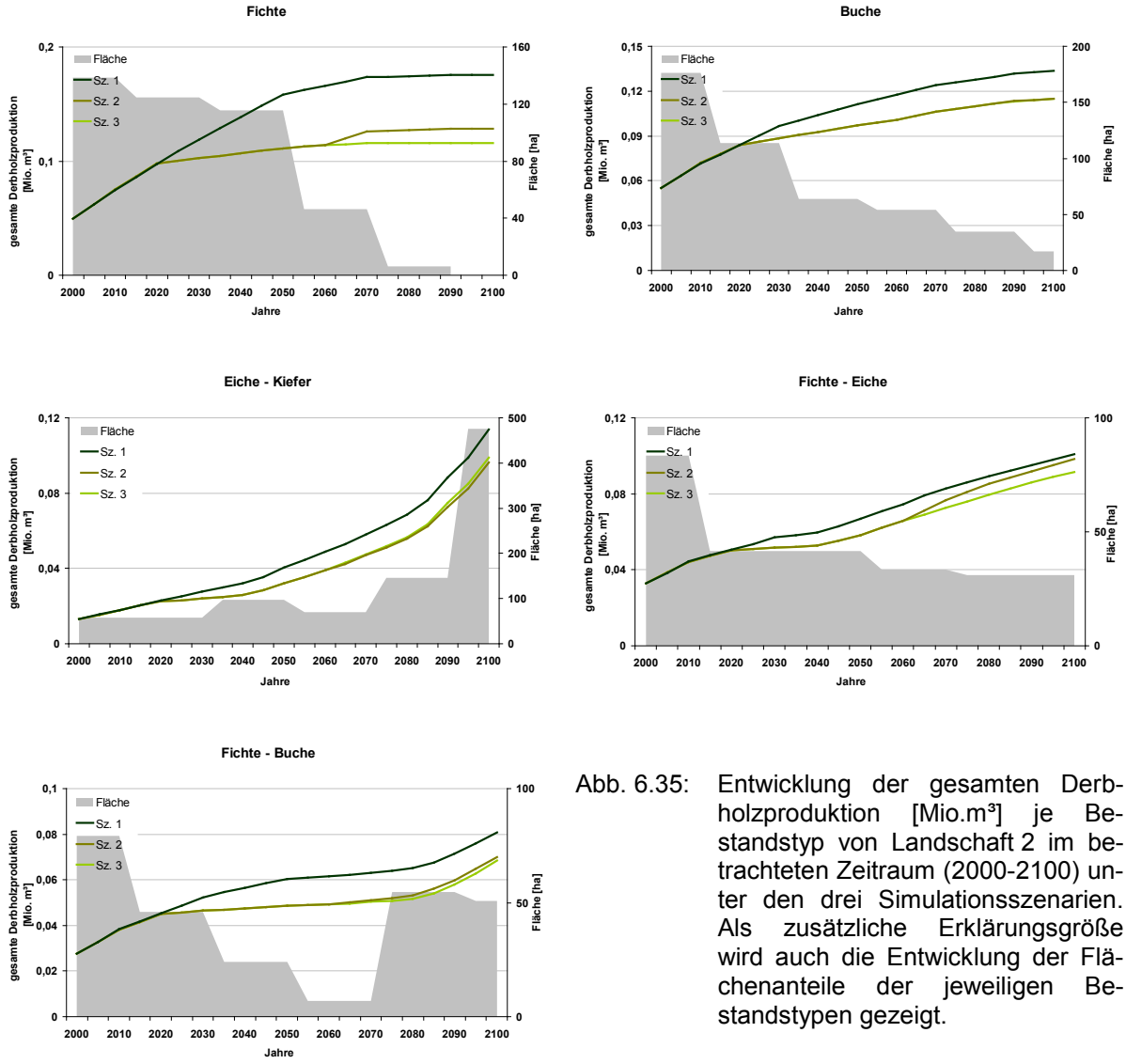


Abb. 6.35: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 2 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Die Simulationen der verschiedenen Bestandstypen zeigen unterschiedliche Muster der Wachstumsreaktionen gegenüber induzierten Klimaveränderungen. Alle Bestandstypen zeigen ab dem Jahr 2020, ab dem die erste klimatische Veränderung in die Simulation eingeführt wird, Differenzierungen im Vergleich zum Referenzszenario. Bei den Bestandstypen Douglasie-Fichte, Buche-Fichte, Fichte-Douglasie und Fichte-Eiche tritt zudem ab 2060, eine erkennbare Differenzierung zwischen den Klimawandel-Simulationsszenarien auf, da die zweite klimatische Veränderung in die Simulation integriert wird, wodurch sich bis Ende des Jahrhunderts eine Unterscheidung ausbildet. Die anderen Bestandstypen entwickeln sich bis 2100 weitgehend identisch bezüglich der Simulationsszenarien 2 und 3.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

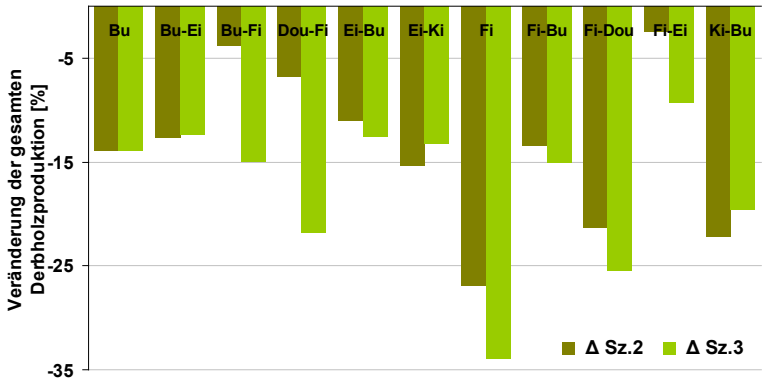


Abb. 6.36: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 2 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Im Vergleich zum Referenzszenario 1 sind Fichten-Reinbestände sowie Kiefer-Buche und Fichte-Douglasie diejenigen Bestandstypen, die die größten prozentualen Abweichungen zeigen, in Größenordnungen zwischen ca. 20 bis knapp 35%. Bei Kiefer-Buche sowie bei Eiche-Kiefer sind im Gegensatz zu den anderen Bestandstypen die größeren Rückgänge der gesamten Derbholzproduktion beim Simulationsszenario 2 zu erwarten. Die Bestandstypen Douglasie-Fichte und Buche-Fichte zeigen die ausgeprägteste Differenzierung (von rund 10 Prozentpunkten) zwischen den Szenarien 2 und 3.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Auch hier lässt sich aus den Resultaten der verschiedenen Bestandstypen für jede Baumart die gesamte Derbholzproduktion für die drei verschiedenen Szenarien in den nachfolgenden Diagrammen zusammenfassen. Die weitere Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion im Zeitverlauf auf der Baumartebene kann im Anhang X nachgesehen werden.

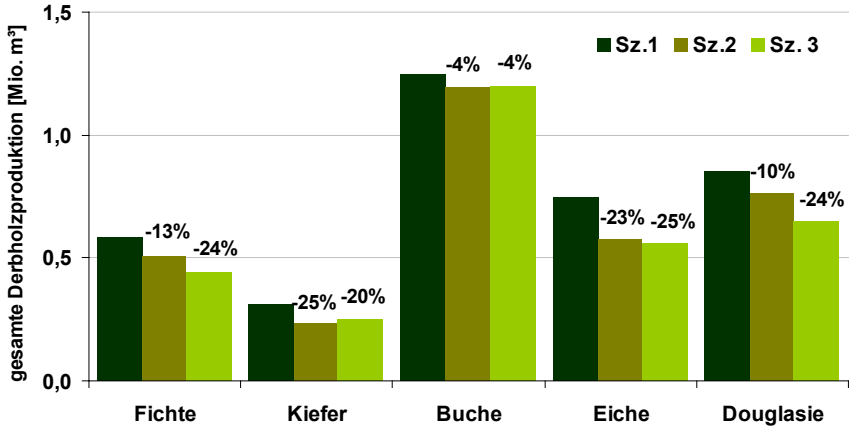


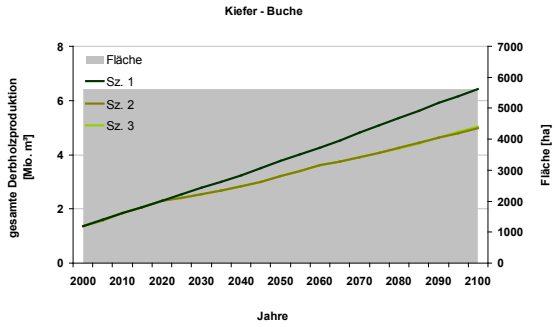
Abb. 6.37: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 2 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

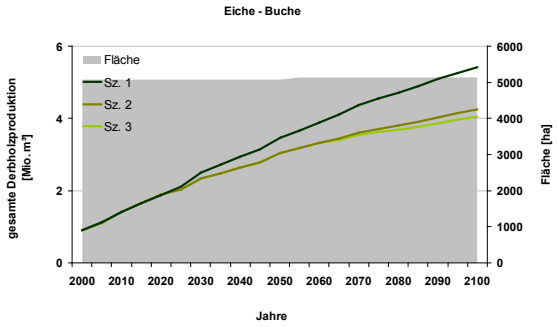
Die vergleichsweise Betrachtung zum Referenzszenario lässt klimabedingte Abweichungen der baumartenbezogenen gesamten Derbholzproduktion bis Ende des Jahrhunderts in Landschaft 2 in Größenordnungen zwischen -4 und -25% erwarten. Die Buche zeigt sich hierbei wenig differenziert, mit nur einem geringen Rückgang von ca. 50.000 m³. Im Vergleich zur Referenz-Derbholzproduktion von ca. 750.000 m³ kann bei der Eiche eine projizierte Reduktion von ca. 24% angenommen werden. Eine ähnliche Größenordnung ergibt sich für die Douglasie bei Szenario 3 im Rahmen der gesamten Derbholzproduktion, etwa doppelt so viel wie beim Szenario 2. Eine umgekehrte Tendenz zeigt die Kiefer, die verglichen mit dem Referenzszenario 1 beim Szenario 2 eine höhere Abnahme der gesamten Derbholzproduktion (ca. 25%) als beim Szenario 3 (ca. 20%) annehmen lässt.

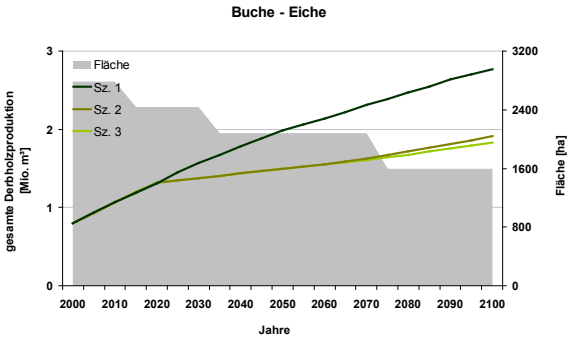
Landschaft 3 – Kollin Süd Niederschlagsarm

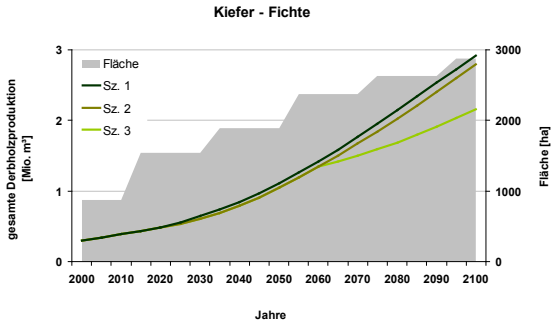
Die Landschaft „Kollin Süd Niederschlagarm“ setzt sich aus zehn Bestandstypen zusammen, überwiegend Mischbestände der sechs Baumarten Buche, Eiche, Douglasie, Fichte, Kiefer und Lärche. Die gesamte betrachtete Waldfläche umfasst 19.154 ha. Die Bestandstypen Kiefer-Buche und Eiche-Buche dominieren in dieser Landschaft.

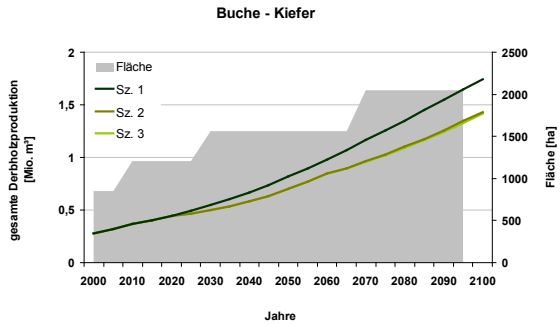
a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

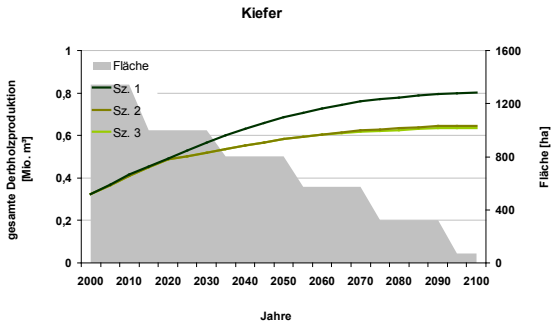


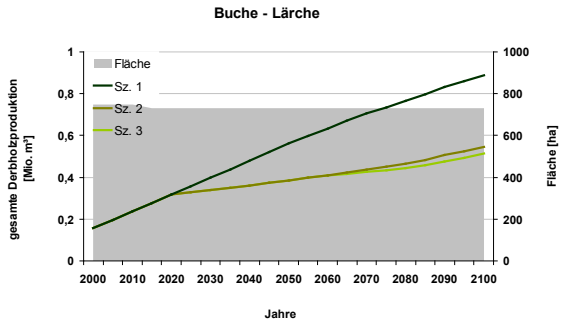


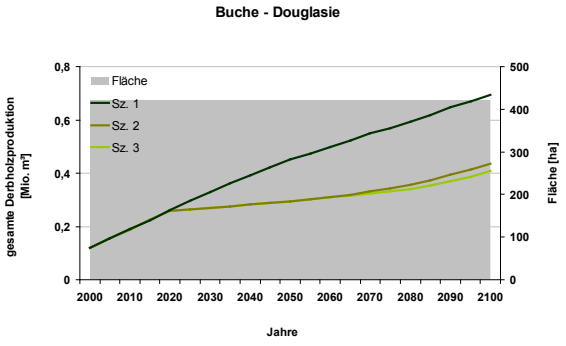












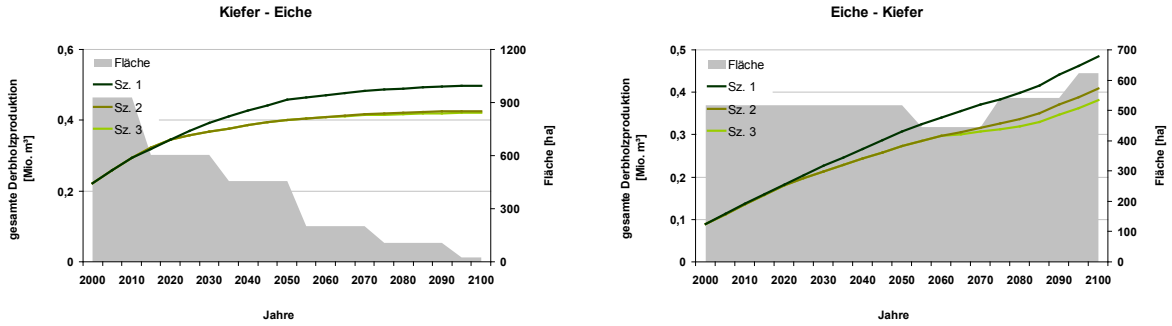


Abb. 6.38: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 3 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Die Simulationsergebnisse der Bestandstypen der Landschaft 3 zeigen generell eine auffällig hohe Differenz zwischen dem Referenzszenario 1 und den zwei Klimawandelszenarien schon ab dem Jahr 2020. Nur kleinere Unterschiede zeigen sich hingegen zwischen den Szenarien 2 und 3, was zu einer geringen Differenzierung am Ende des Jahrhunderts führt – eine Ausnahme ist hierbei allerdings der Bestandstyp Kiefer-Fichte.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

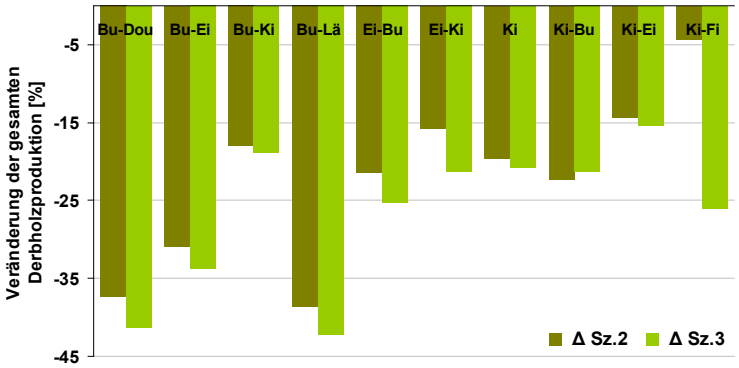


Abb. 6.39: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 3 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Buche-Douglasie und Buche-Lärche zeigen in der gegebenen Landschaft einen markanten negativen Unterschied bezüglich des Referenzszenarios 1 – bis zu rund -40%. Daneben zeigt der Buchen-Eichen-Typ, wenn auch nur gering zwischen den Szenarien 2 und 3 differenziert, eine Reduktion der gesamten Derbholzproduktion von über 30% bis zum Jahr 2100.

Der Kiefern-Fichten-Bestandstyp differenziert sich wiederum sehr stark nach den beiden Klimawandelszenarien mit ca. 25% Prozentpunkten Unterschied. Die anderen Bestandstypen zeigen weniger differenzierte Rückgänge der gesamten Derbholzproduktion um ca. 20%.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Aus den Ergebnissen der einzelnen Bestandstypen kann wiederum je Baumart die gesamte Derbholzproduktion für die drei verschiedenen Szenarien, gemäß folgendem Diagramm, zusammengefasst werden. Die Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion im Zeitverlauf wird in Anhang X gezeigt.

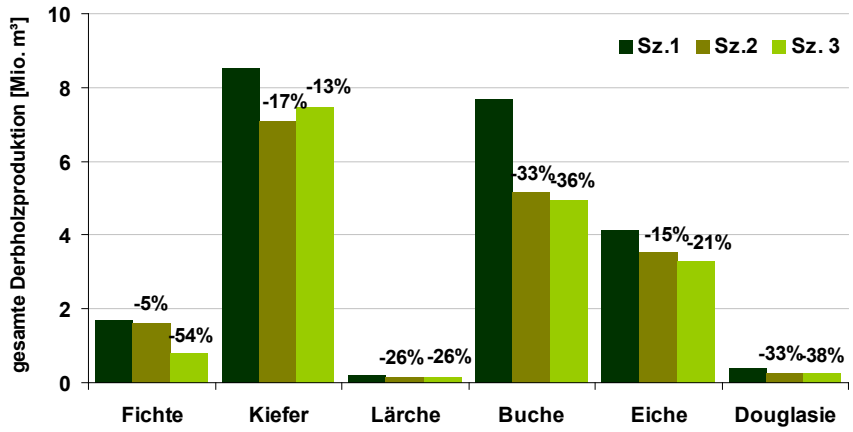


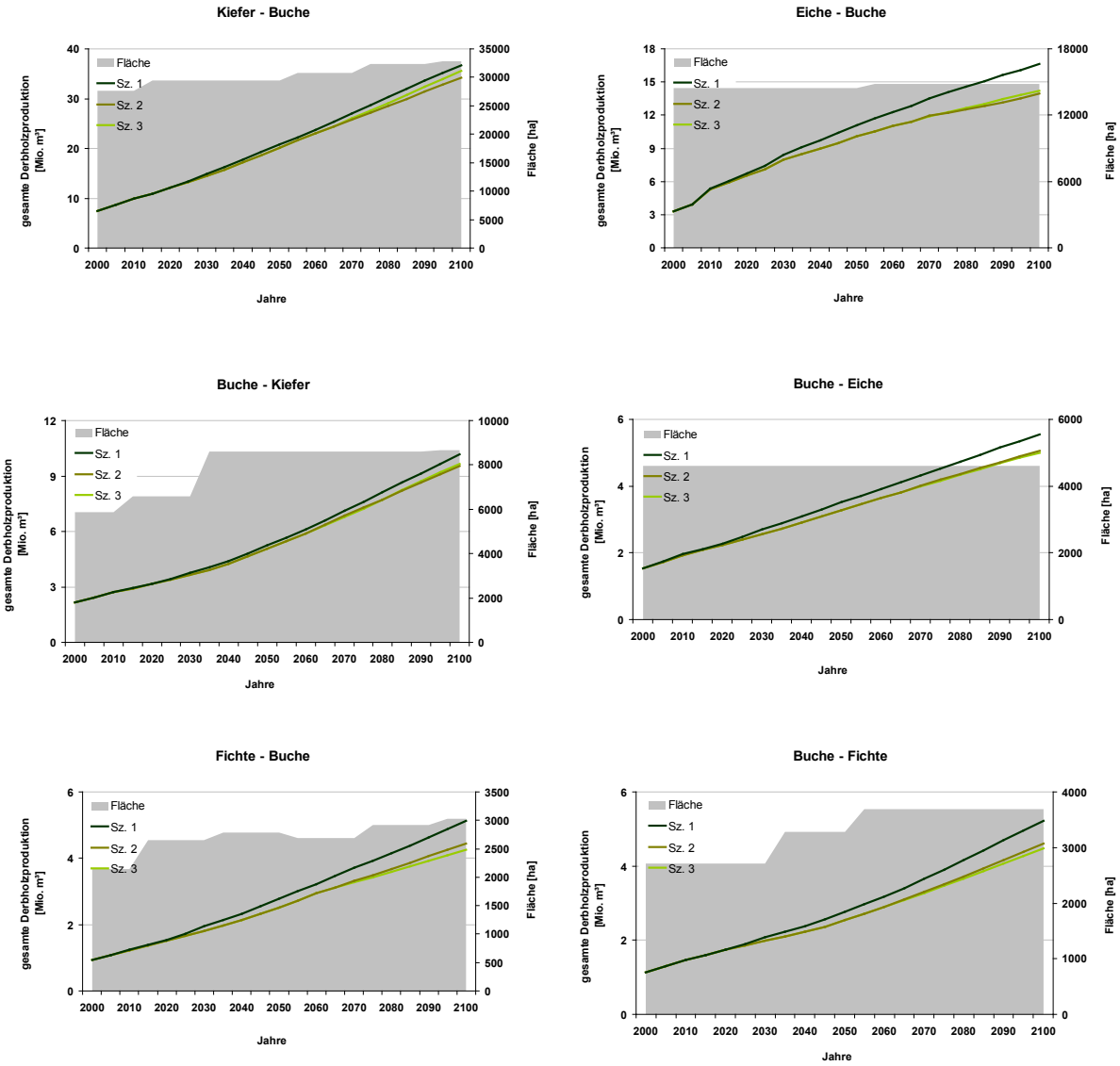
Abb. 6.40: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 3 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Alle Baumarten zeigen sich sensibel bezüglich der hier induzierten Klimaveränderung mit z.T. relativ hohen Differenzen zum Referenzszenario 1. Bei Fichte ist im Vergleich zur Referenz bei Szenario 3 ein Rückgang von über 50% der gesamten Derbholzproduktion simuliert worden, was knapp 1 Mio. m³ Fichtenholz bedeutet. Andere Baumarten, wie Buche oder Douglasie, zeigen Rückgänge von mehr als 30% mit nur geringen Differenzierungen zwischen den Szenarien. Während dies bei der Douglasie nur eine schwache Abnahme der Holzproduktion in absoluten Zahlen bedeuten würde, bedeutet dies bei der Buche eine Reduktion der gesamten Derbholzproduktion von ca. 2,5 Mio. m³. Eiche und Kiefer zeigen Rückgänge in Größenordnungen bis rund 20%. Bei Kiefer ist dabei im Gegensatz zu den anderen Baumarten bei Szenario 2 ein ausgeprägterer Rückgang zu erwarten, als beim Szenario 3 – was die Holzproduktion im Verhältnis zum Referenzszenario zwischen 1 bis 1,5 Mio. m³ reduzieren könnte.

Landschaft 4 – Kollin Süd Niederschlagsreich

Die Landschaft „Kollin Süd Niederschlagsreich“ setzt sich aus elf Bestandstypen zusammen, hervorgegangen aus Mischungen der sechs Baumarten Buche, Eiche, Douglasie, Fichte, Kiefer und Lärche. Die Analyse bezieht sich auf 73.646 ha. Landschaft 4 ist damit die größte aller Landschaften. Der Bestandstyp Kiefer-Buche ist bei Weitem der dominierende Bestandstyp, gefolgt vom flächenmäßig ziemlich konstant ausgeprägten Typ Eiche-Buche mit ca. 15.000 ha Bestockung.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:



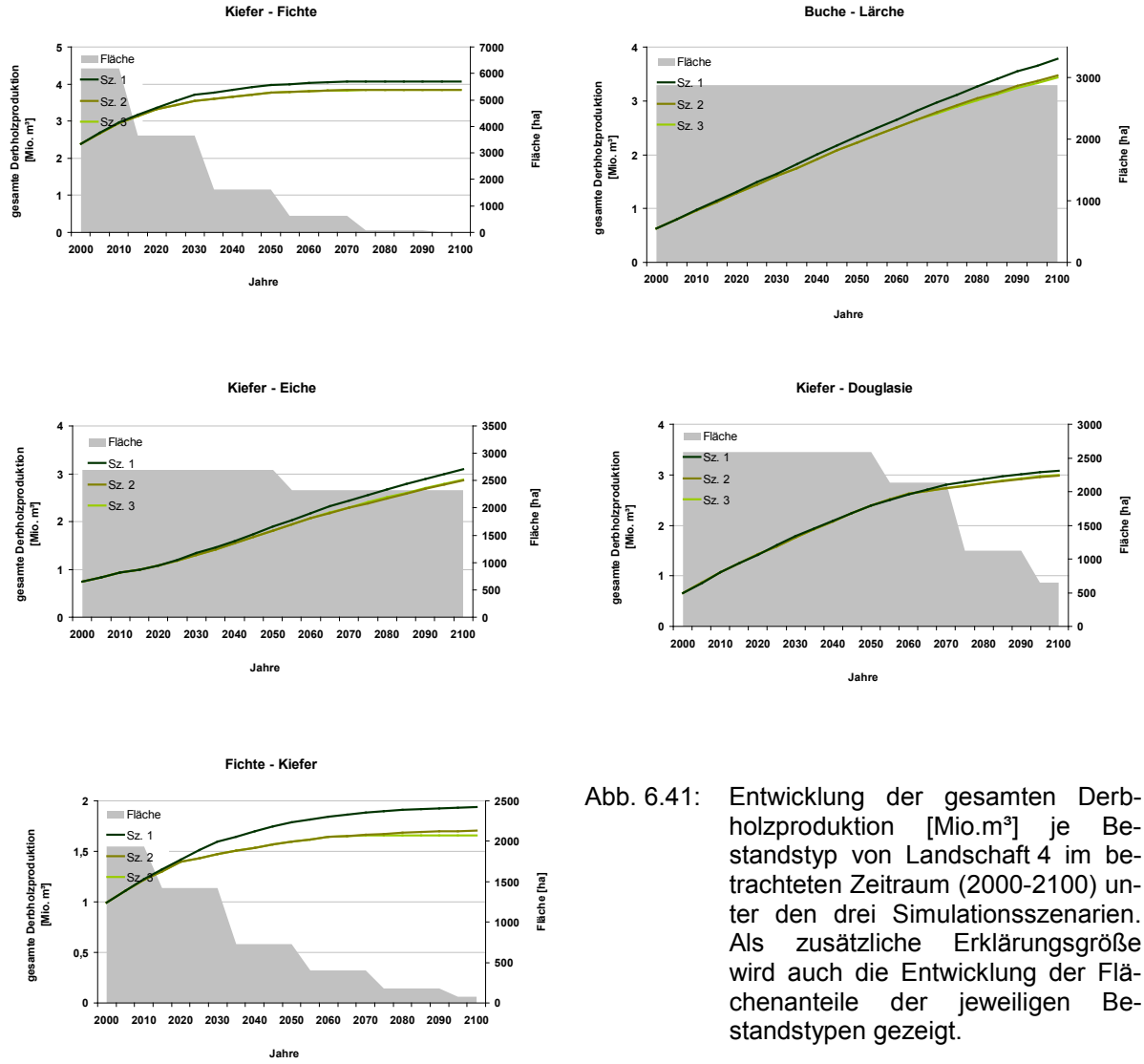


Abb. 6.41: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 4 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Die Simulationsergebnisse für die verschiedenen Bestandstypen zeigen unterschiedliche Muster der Wachstumsreaktion gegenüber den induzierten Klimaveränderungen. Der Bestandstyp Kiefer-Douglasie hat bei allen drei Szenarien einen sehr ähnlichen Verlauf der gesamten Derbholzproduktion – zeigt also nur eine geringe Sensibilität gegenüber dem induzierten Klimawandel. Kiefer-Buche differenziert sich hier etwas besser. Demgegenüber zeigen alle weiteren Typen nur kleine Differenzierungen der Verläufe der gesamten Derbholzproduktion zwischen den Klimawandelszenarien 2 und 3, auch wenn diese vom Referenzszenario z.T. deutlicher abweichen.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

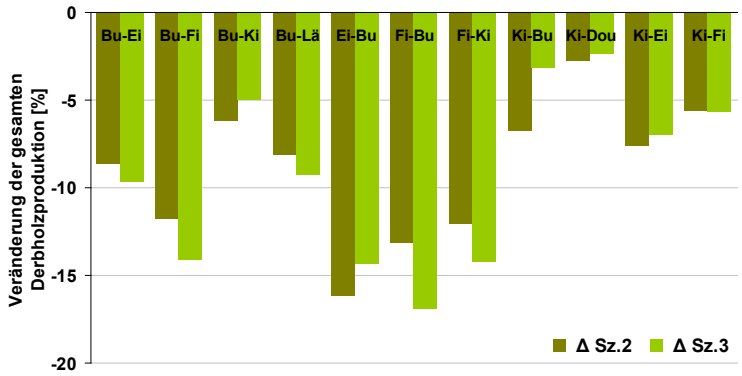


Abb. 6.42: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 4 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Im Vergleich zum Referenzszenario 1 sind die Bestandstypen Buche-Fichte, Eiche-Buche, Fichte-Buche und Fichte-Kiefer diejenigen, die die größten prozentualen Abweichungen zeigen, allerdings nur in Größenordnungen zwischen etwa 12 bis 17%. Darüber hinaus zeigen Eiche-Buche, Buche-Kiefer, Kiefer-Buche, Kiefer-Douglasie und Kiefer-Eiche, wenn auch in unterschiedlichen Größenordnungen, einen ausgeprägteren Rückgang der gesamten Derbholzproduktion bei Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 3.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Wie bereits zuvor gezeigt, kann auch hier je Baumart die gesamte Derbholzproduktion für die drei verschiedenen Szenarien zusammengefasst dargestellt werden. Die gesamte Derbholzproduktion im Zeitverlauf kann in Anhang X eingesehen werden.

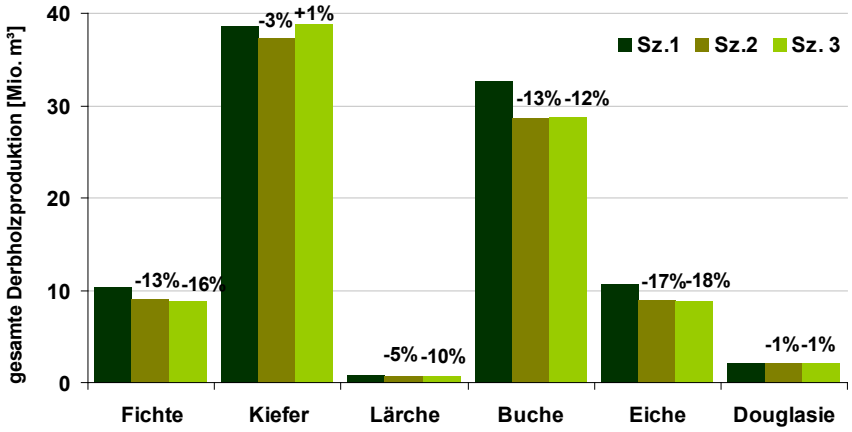


Abb. 6.43: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 4 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichs-

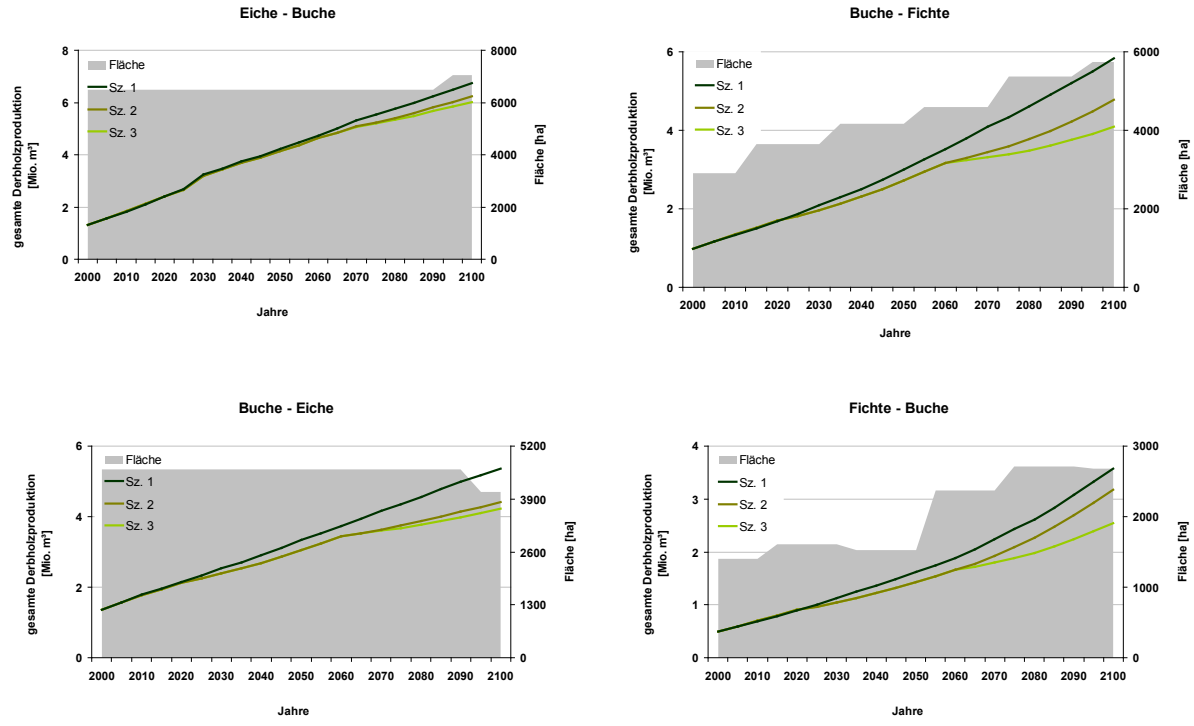
werte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Die vergleichsweise Betrachtung zum Referenzszenario offenbart klimabedingte baumartenbezogene Veränderungen der gesamten Derbholzproduktion bis zum Ende des Jahrhunderts in Landschaft 4 in Größenordnungen zwischen +1 bis -18%. Kiefer und Douglasie zeigen sich hierbei eher unempfindlich. Eiche kann bis Ende des Jahrhunderts eine Reduktion der Derbholzproduktion bis ca. 18% (entspricht ca. 2 Millionen m³) erfahren, gefolgt von Fichte mit durchschnittlich rund 15% (ca. 1.5 Millionen m³). Der -12%igen Abweichung der Buche im Vergleich zum Referenzszenario 1 entspricht eine markante Abnahme von ca. 4 Mio. m³ bei der Holzproduktion. Die Douglasie zeigt nur einen minimalen Rückgang und die Kiefer verbucht, wenn auch ebenfalls nur minimal, sogar bei Szenario 3 eine Zunahme an der gesamten Derbholzproduktion.

Landschaft 5 – Kollin Nord Niederschlagsarm

Die Landschaft „Kollin Nord Niederschlagsarm“ setzt sich aus neun Bestandstypen zusammen, geprägt von der Mischung der fünf Baumarten Buche, Eiche, Douglasie, Fichte und Lärche. Die analysierte Waldfläche von Landschaft 5 umfasst 22.766 ha. Der Bestandstyp Eiche-Buche ist mit 6.500 bzw. 7.000 ha der am stärksten vertretene Bestandstyp. Auch auf konstant hohem Flächenanteilniveau bewegt sich der Typ Buche-Eiche mit rund 4.500 ha.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:



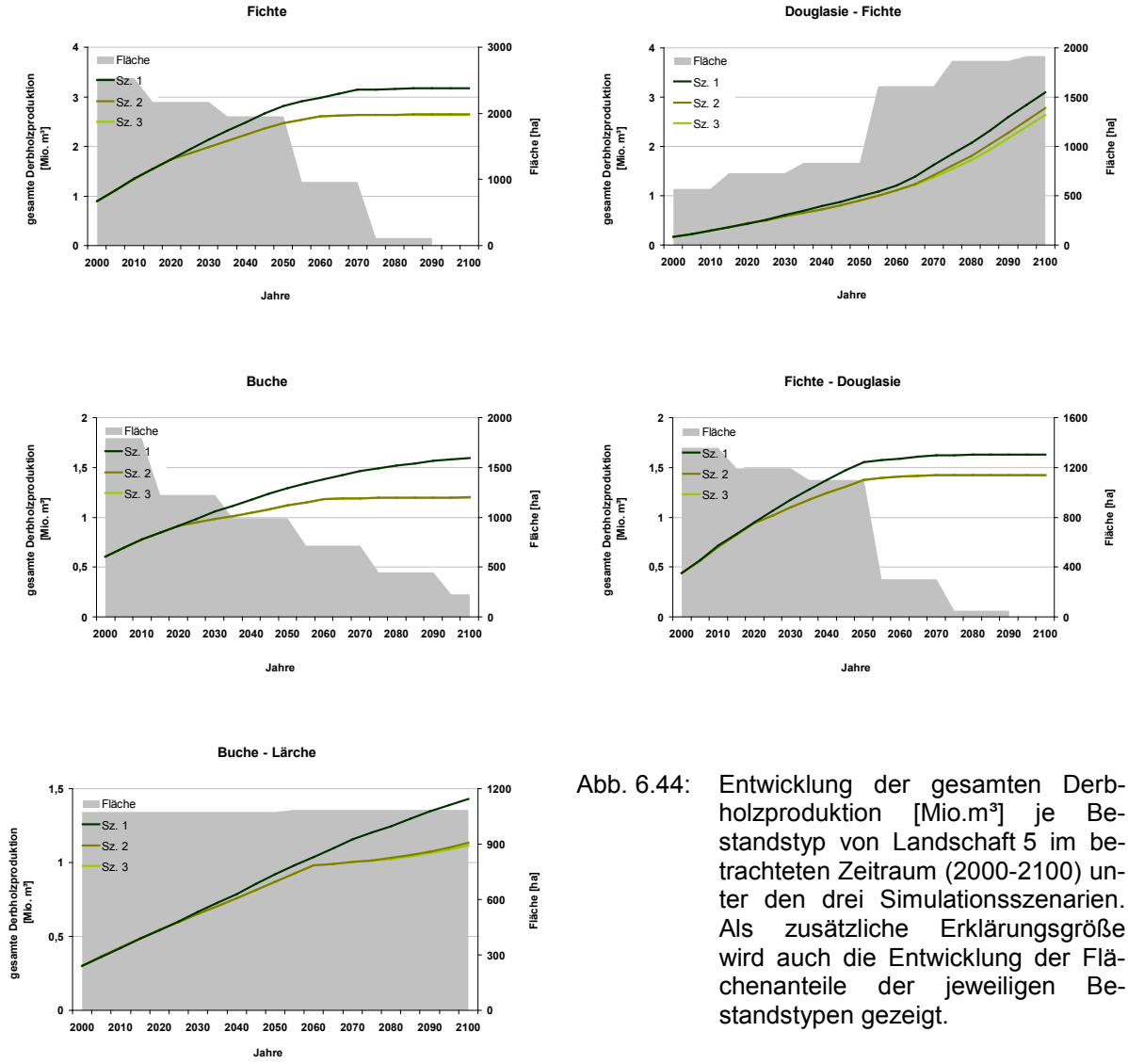


Abb. 6.44: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 5 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Alle Bestandstypen reagieren auf den projizierten Klimawandel. Die Bestandtypen Buche-Fichte und Fichte-Buche zeigen eine sehr deutliche Differenzierung zwischen den drei Simulationsszenarien vor allem ab dem Zeitpunkt 2060, im Gegensatz zu den weiteren Bestandstypen. Vor allem die Reinbestände von Fichte und Buche sowie die Mischung aus Fichte und Douglasie weisen keine erkennbare Differenzierung zwischen den Szenarien 2 und 3 auf.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

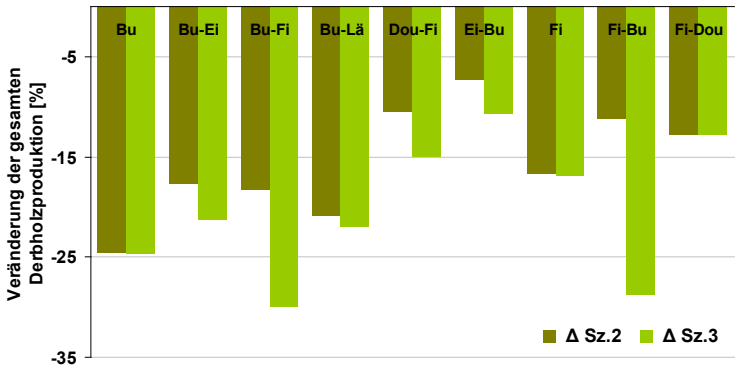


Abb. 6.45: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 5 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Die zwischen den Szenarien 2 und 3 deutlich differenzierenden Typen Buche-Fichte und Fichte-Buche zeigen beim Szenario 3 im Vergleich zum Referenzszenario jeweils eine markante Abnahme von ca. 30% im Rahmen der gesamten Derbholzproduktion; die Abnahme bei Szenario 2 ist hingegen erkennbar geringer ausgeprägt (knapp 20 bzw. 10%). Die sonstigen Bestände zeigen Rückgänge von 7 bis 25% und die Szenariounterschiede sind nur gering.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Auch hier folgt nun eine zusammenfassende Darstellung der gesamten Derbholzproduktion je Baumart für die drei verschiedenen Szenarien. Die weiteren Entwicklungen der gesamten Derbholzproduktion im Zeitverlauf werden im Anhang X vorgestellt.

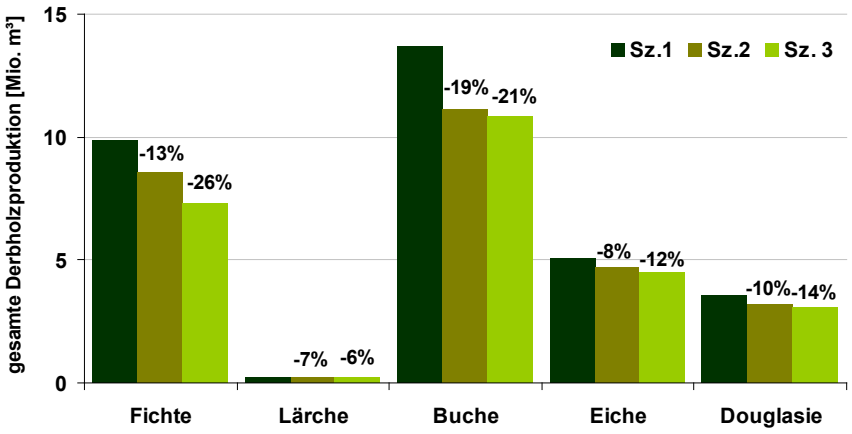


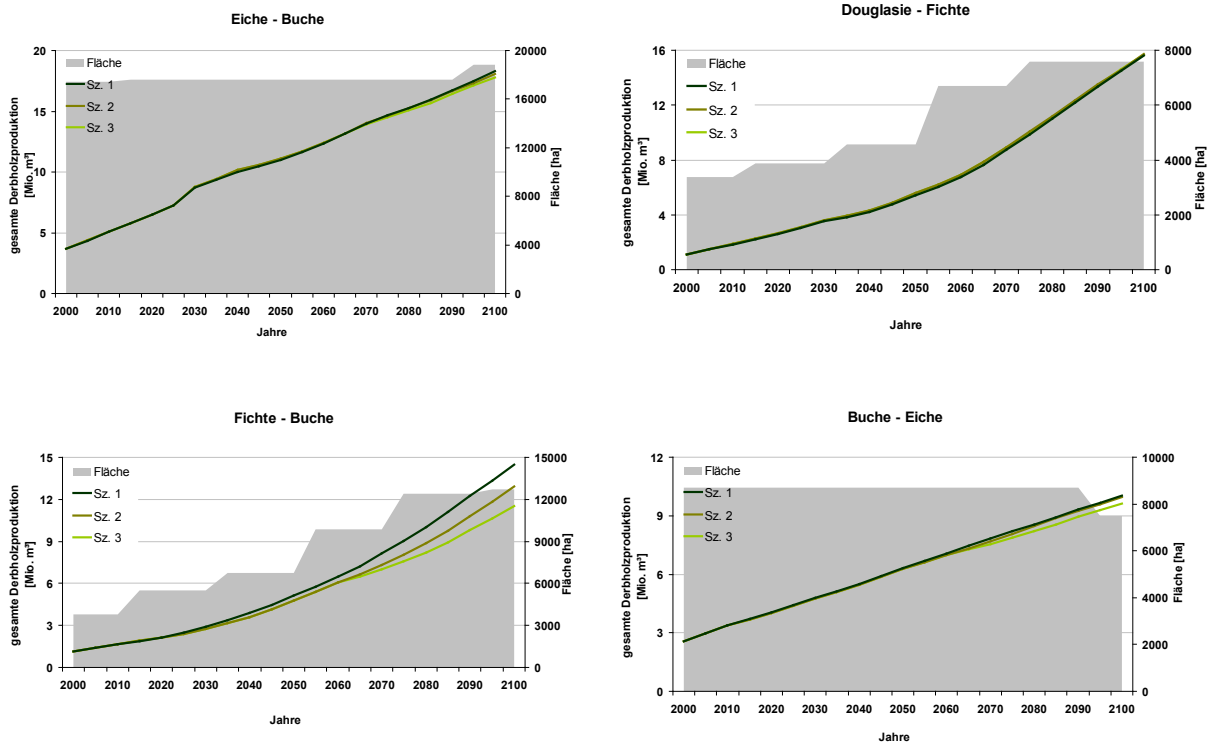
Abb. 6.46: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 5 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Alle analysierten Baumarten zeigen eine Sensibilität gegenüber der induzierten Klimaveränderung. Buche, Eiche, Douglasie und Lärche zeigen jedoch nur eine geringe Differenzierung zwischen den Simulationsergebnissen für die Simulationsszenarien 2 und 3. Bei der Fichte offenbart sich eine Differenzierung zwischen den Szenarien, was eine signifikante Reduktion der Derbholzproduktion von 1,3 Mio. m³ bei Szenario 2 und von rund 2,5 Mio. m³ bei Szenario 3 bedeuten kann. Im Vergleich zum Referenzszenario sind größere Rückgänge der gesamten Derbholzproduktion bei der Buche zu erwarten – zwischen 2,5 und 3 Mio. m³. Die Abnahme bei Eiche und Douglasie gegenüber dem Referenzszenario bewegt sich zwischen 8 bis 14% und kann eine Holzproduktionsabnahme von ca. 0,5 Mio. m³ ergeben. Die Lärche, die sich bei den Simulationsszenarien kaum unterscheidet, zeigt sich wenig sensibel gegenüber der induzierten Klimaveränderung.

Landschaft 6 – Kollin Nord Niederschlagsreich West

Die Landschaft „Kollin Nord Niederschlagsreich West“ wird aus zehn Bestandstypen gebildet. Die entsprechende Waldfläche umfasst 63.176 ha und ist folglich die zweitgrößte Waldlandschaft. Der Bestandstyp Eiche-Buche ist mit fast 18.000 ha dominierend.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:



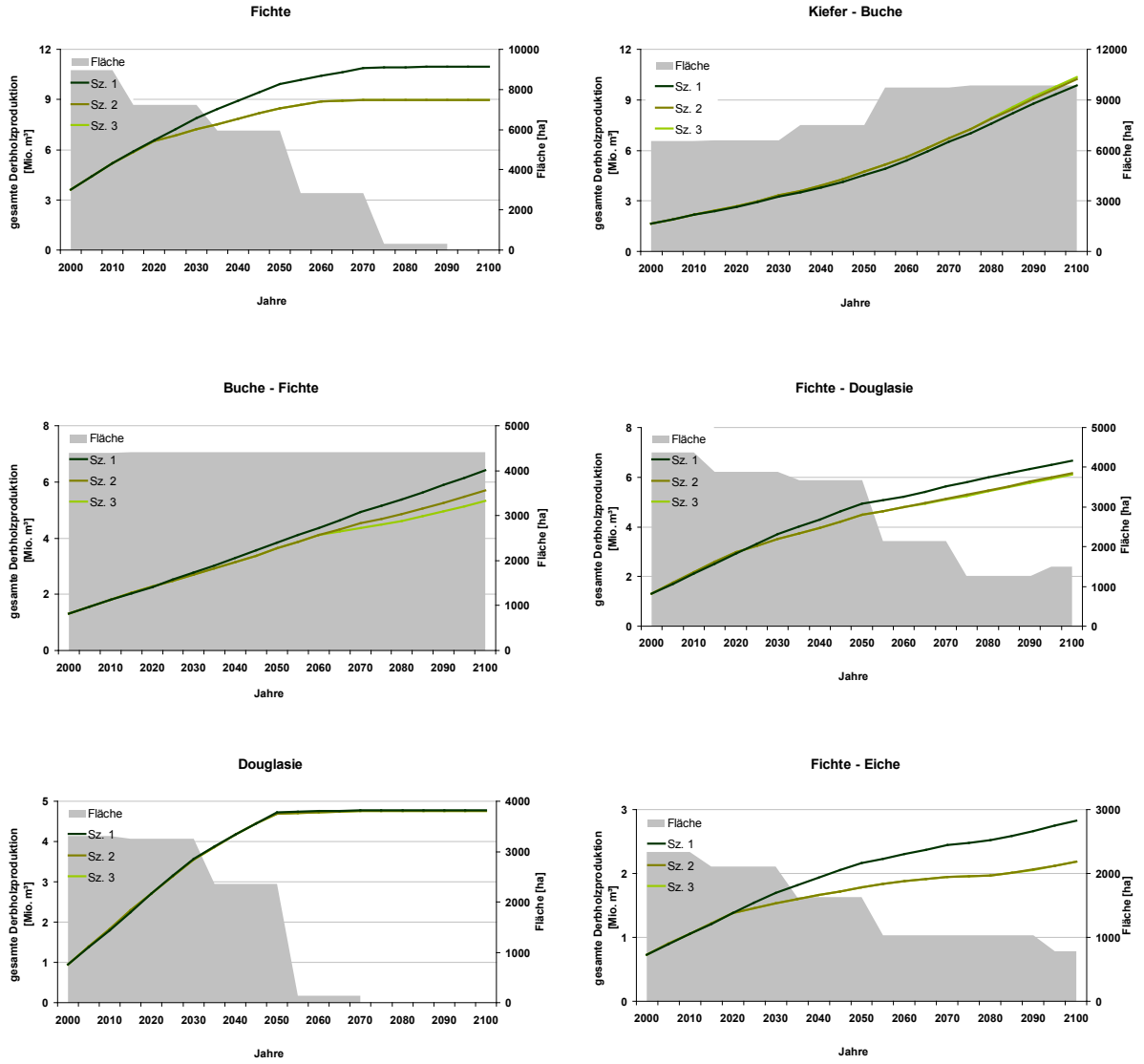


Abb. 6.47: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 6 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Unterschiedliche Muster des gesamten Derbholzproduktionsverlaufs sind bei den verschiedenen Bestandstypen zu betrachten. Bestände wie Eiche-Buche, Douglasie-Fichte oder der Douglasien-Reinbestand u.a. unterscheiden sich während des 100-jährigen Verlaufs bei den drei Szenarien aber kaum. Andere, wie Fichten-Reinbestände oder der Typ Fichte-Eiche, verfügen über eine wesentliche Abweichung der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 bereits ab dem Jahr 2020, in dem die ersten klimatischen Veränderungen eingesteuert wurden. Nur die Bestandstypen Fichte-Buche und Buche-Fichte differenzieren sich ab 2060 klar erkennbar bis zum Ende des Jahrhunderts aus.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

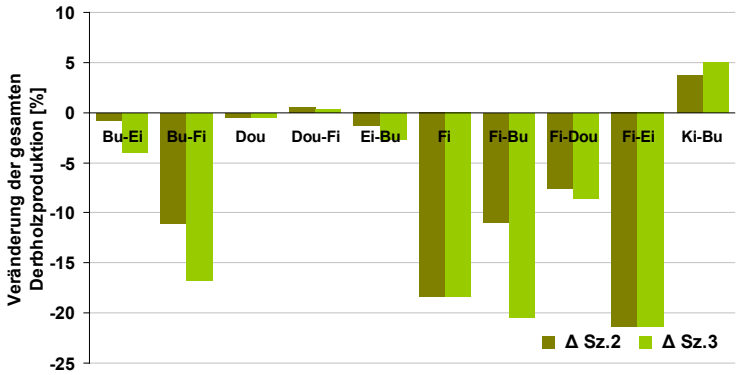


Abb. 6.48: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 6 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenzsimulationsszenario 1 [%].

Durchgängig größere Abweichungen vom Referenzszenario 1 zeigen die Bestandstypen des Fichten-Reinbestandes und Fichte-Eiche, mit Werten um 20% Rückgang an der gesamten Derbholzproduktion. Fichte-Buche zeigt je nach Szenario eine Reduktion der gesamten Derbholzproduktion von rund 10 bis gut 20%. Kiefern-Buchen und Douglasien-Fichten Bestandstypen zeigen, auch wenn nur gering und somit wenig signifikant, eine gegenläufige Tendenz, mit einer bis zu 5%igen Zunahme der Holzproduktion bei Kiefer-Buche.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: (vgl. auch Anhang X)

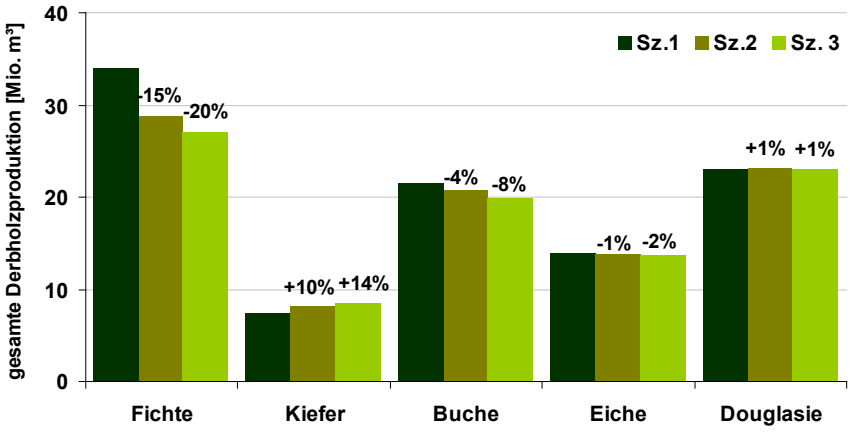


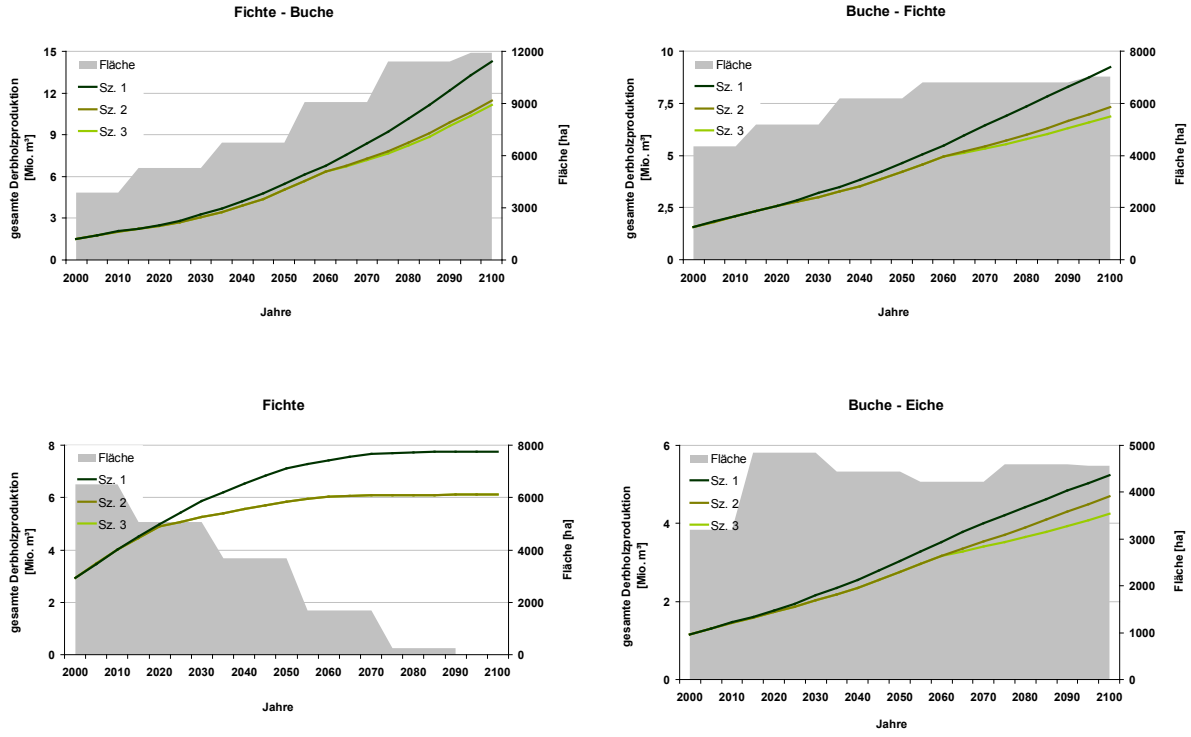
Abb. 6.49: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 6 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Die Baumarten zeigen sich gegenüber den Klimawandelszenarien unterschiedlich sensibel, bei einer insgesamt tendenziell eher geringen Sensibilität. Die -15 bzw. -20% Szenarienabweichungen bei der Fichte können im Vergleich zum Referenzszenario einen signifikanten Rückgang der gesamten Derbholzproduktion von ca. 5 bis 7 Mio. m³ bedeuten. Die -4 bzw. -8% Abweichung bei Buche bedeuten eine Derbholzproduktionsabnahme zwischen ca. 1 und 2 Mio. m³ bis zum Jahr 2100. Kiefer und Douglasie weisen wiederum sogar positive Abweichungen vom Referenzszenario auf, gleichbedeutend mit einer möglichen Zunahme von ca. 1 Mio. m³ in der Landschaft 6.

Landschaft 7 – Kollin Nord Niederschlagsreich Ost

Die Landschaft „Kollin Nord Niederschlagsreich Ost“ setzt sich aus sieben Bestandstypen zusammen, gebildet aus den vier Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Lärche. Die gesamte betrachtete Waldfläche beträgt hier 28.389 ha. Der Bestandstyp Fichte-Buche ist bei einem stetig wachsenden Flächenanteil bis zum Ende des Jahrhunderts der dominierende Bestandstyp mit ca. 12.000 ha. Eiche-Buche ist der konstanteste Bestandstyp im Lauf der Zeit mit rund 4.000 ha Fläche.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:



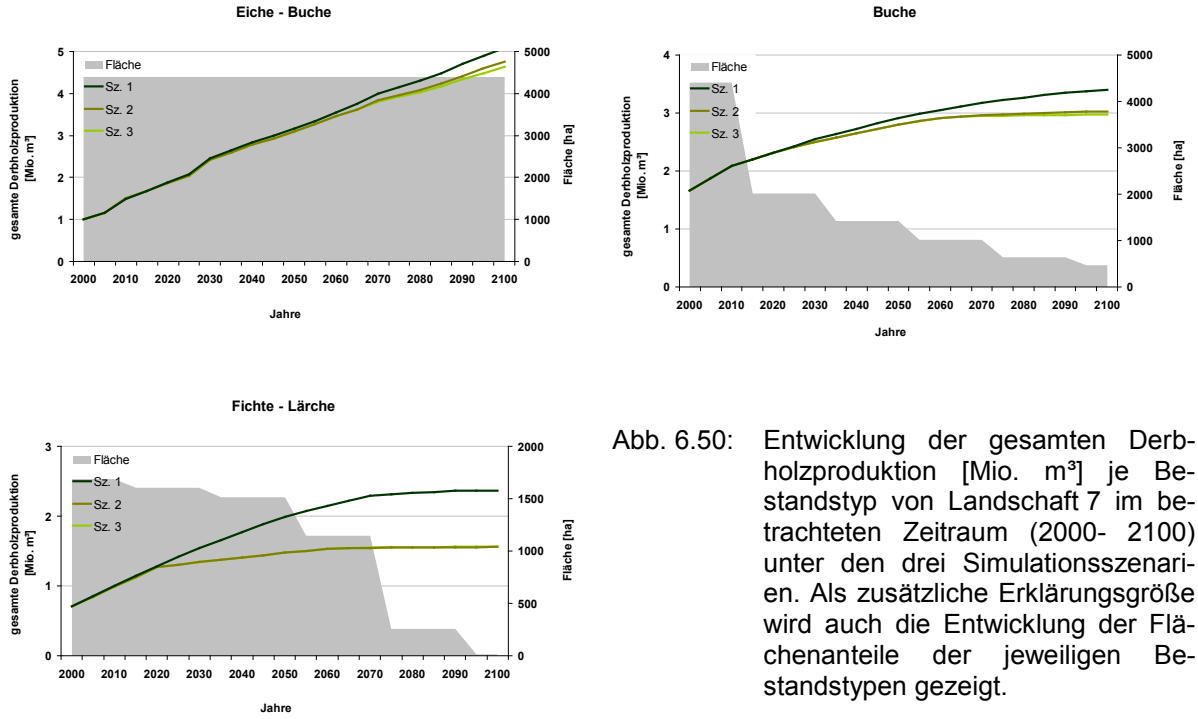


Abb. 6.50: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio. m³] je Bestandstyp von Landschaft 7 im betrachteten Zeitraum (2000- 2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Alle Bestandstypen reagieren auf den hier projizierten Klimawandel. Die Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 bei den Bestandstypen Fichten-Reinbestand und Fichte-Lärche zeigen schon ab 2020 große Abweichungen vom Referenzszenario 1, sind aber selbst nicht erkennbar differenziert. Beim Buchen-Eichen-Bestandstyp lassen sich die Ergebnisse aller drei Szenarien gut voneinander unterscheiden. Die Entwicklungen der übrigen Bestandstypen zeigen unter dem Einfluss des Klimawandels ab 2060 durchaus deutliche Abweichungen vom Referenzszenario 1, sind aber untereinander ziemlich identisch.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

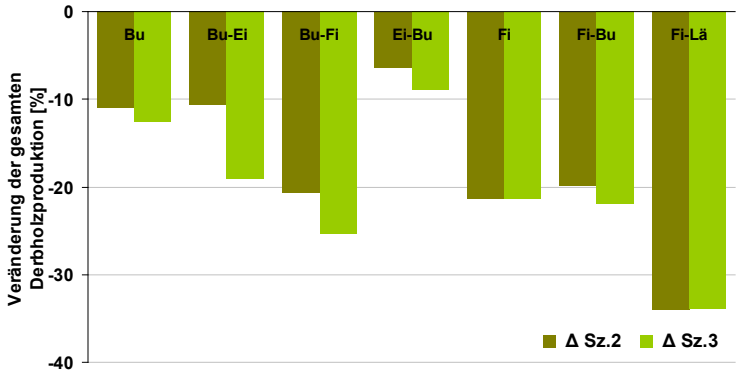


Abb. 6.51: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 7 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenzsimulationssze-

nario 1 [%].

Größere prozentuale Abweichungen zeigt der Bestandstyp Fichte-Lärche mit fast identischen Abnahmen von rund 35% gegenüber der Referenz. Buche-Fichte, Fichte-Buche und der Fichten-Reinbestandstyp können mögliche Rückgänge um -20% vorweisen.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Das folgende Diagramm fasst die gesamte Derbholzproduktion der einzelnen Baumarten zusammen, unabhängig vom Bestandstyp. Die Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion im Verlauf der Zeit wird zudem in Anhang X präsentiert.

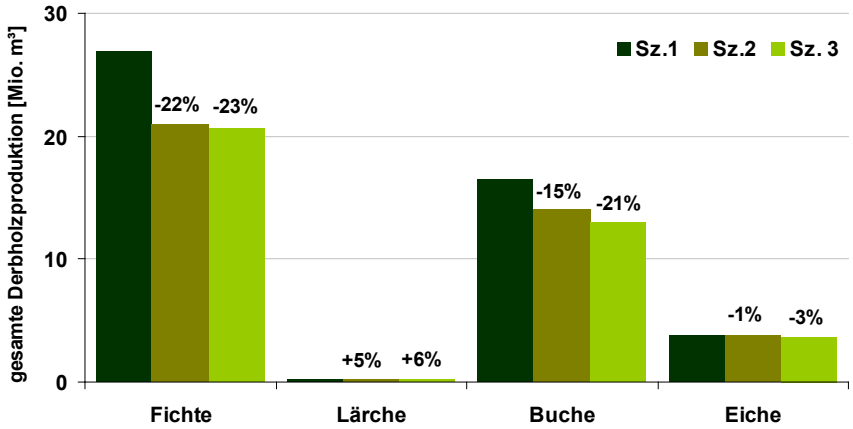


Abb. 6.52: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 7 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Aufgrund der großen Flächenpräsenz der Fichte in dieser Landschaft kann die ca. -20%ige negative Veränderung gegenüber dem Referenzszenario zu einer sehr signifikanten Wirkung auf die gesamte Derbholzproduktion führen, nämlich zu einer Reduktion von ca. 6 Mio. m³. Die Wachstumsveränderungen bei der Buche können beim Szenario 2 eine Verminderung von ca. 2,5 und bei Szenario 3 von rund 3,5 Mio. m³ bedeuten. Bei Eiche und Lärche (beide Baumarten sind in Landschaft 7 nur gering vertreten) ergeben sich im Vergleich zum Referenzszenario nur geringe Auswirkungen bei der gesamten Derbholzproduktion, was ein Hinweis auf Robustheit sein kann.

Landschaft 8 – Submontan West

Der Landschaftstyp „Submontan West“ setzt sich aktuell aus acht Bestandstypen der vier Baumarten Buche, Eiche, Douglasie und Fichte zusammen. Die Waldfläche umfasst dabei 46.114 ha. Fichte-Buche ist mit einem steigenden Flächenanteil bis zum Ende des Jahrhun-

derts der dominierende Bestandstyp mit ca. 25.000 ha. Der Buchen-Fichten Bestandstyp erreicht im Lauf der Zeit immerhin ca. 14.000 ha Flächenanteil.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

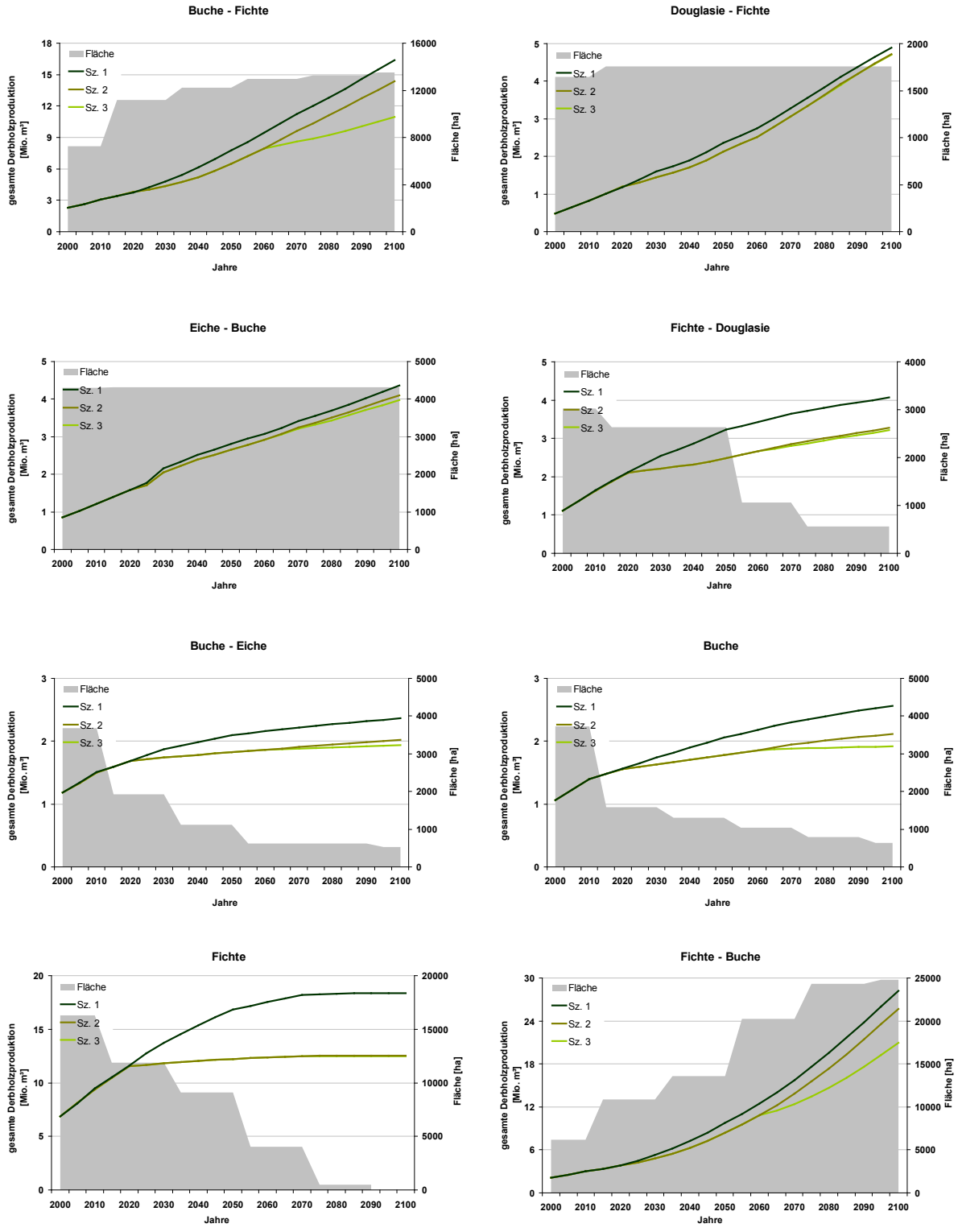


Abb. 6.53: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 8 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Die verschiedenen Bestandstypen zeigen unterschiedliche Muster in der Entwicklung ihrer gesamten Derbholzproduktion bis Ende des Jahrhunderts. Douglasie-Fichte sowie Eiche-Buche zeigen sehr ähnliche Verläufe bei allen Simulationsszenarien. Die Entwicklungen der Szenarien 2 und 3 weichen bei den Fichten- und Buchen-Reinbeständen, bei Fichte-Douglasie sowie Buche-Eiche schon ab dem Jahr 2020 signifikant vom Referenzszenario 1 ab, differenzieren sich untereinander aber kaum. Bei den Typen Fichte-Buche und Buche-Fichte ist hingegen eine größere szenarioabhängige Ergebnis-Differenzierung am Ende des Jahrhunderts festzustellen.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

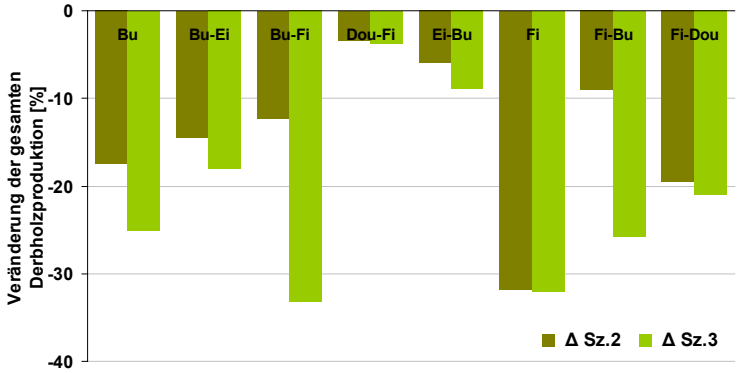


Abb. 6.54: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 8 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Beim Vergleich zum Referenzszenario 1 zeigt sich bei den Fichten-Reinbeständen bei den Simulationsszenarien 2 und 3 eine fast identische Reduktion von über 30%. Eine sehr deutliche Differenzierung wird beim Buchen-Fichten Typ offenkundig. Beim Szenario 2 liegt die Reduktion nur bei knapp über 10%, beim Szenario 3 hingegen bei über 30%. Es bildet sich also eine Bandbreitenschätzung von gut 20 Prozentpunkten aus. Eine Spreizung mit etwas geringerer Größenordnung entsteht auch beim Bestandstyp Fichte-Buche, mit einer Differenz von rund 15 Prozentpunkten.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: Es folgt der bereits bekannte Vergleichstyp. Weitere Information zur gesamten Derbholzproduktion befinden sich in Anhang X.

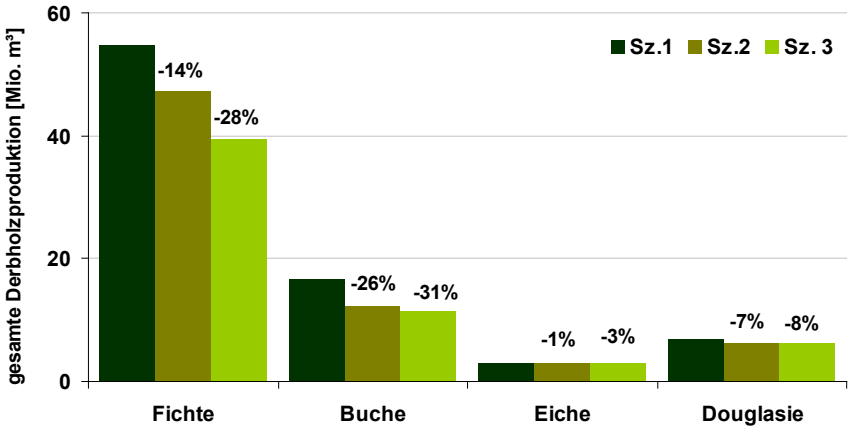


Abb. 6.55: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 8 unter den drei Simulationsszenarien [Mio. m³] und prozentuale Vergleichswerte, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Die in dieser Landschaft sehr stark vertretene Fichte zeigt eine klare Abnahmetendenz bei der gesamten Derbholzproduktion von 14 bis 28%, bezogen auf das Referenzszenario 1. Die gesamte Derbholzproduktion kann daher mit Werten zwischen ca. 7 und 15 Mio. m³, entsprechend Szenario 2 oder 3, erheblich abnehmen. Die Buche zeigt unter diesen Umständen in absoluten Zahlen geringere Abnahmen. Dennoch kann auch hier die gesamte Derbholzproduktion um bis zu etwa 5 Mio. m³ zurückgehen. Eiche und Douglasie zeigen nur eine geringe Sensibilität.

Landschaft 9 – Submontan Ost

„Submontan Ost“ ist eine Landschaft, die sich nur aus fünf Bestandstypen zusammensetzt, gebildet aus den drei Baumarten Buche, Fichte und Lärche. Die gesamte einbezogene Waldfläche beträgt nur 5.485 ha und steht damit für den zweitkleinsten Landschaftstyp. Der Bestandstyp Fichte-Lärche umfasst am Ende des Jahrhunderts knapp 3.000 ha und ist damit dominierend. Der Buchen-Fichten Bestandstyp ist ziemlich flächenkonstant mit ca. 1.600 ha.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

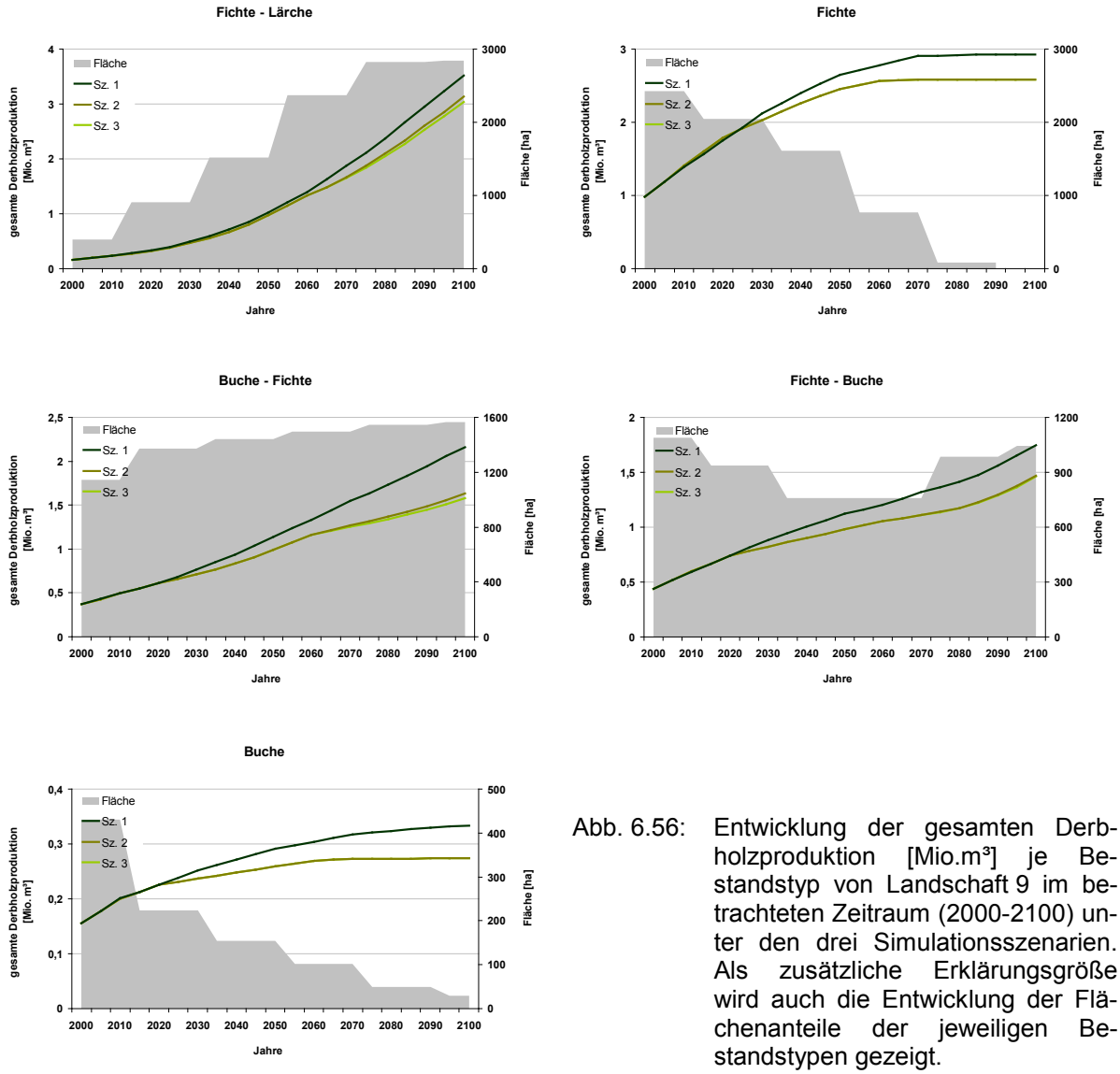


Abb. 6.56: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 9 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

Alle Bestandstypen zeigen Wachstumsveränderungen gegenüber den induzierten Klimaveränderungen. Außer beim Bestandstyp Fichte-Lärche unterscheiden sich bereits alle Verläufe der Typen ab dem Jahr 2020 vom Referenzszenario, allerdings dadurch geprägt, dass keine wesentlichen Differenzierungen zwischen den Szenarien 2 und 3 erkennbar werden.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

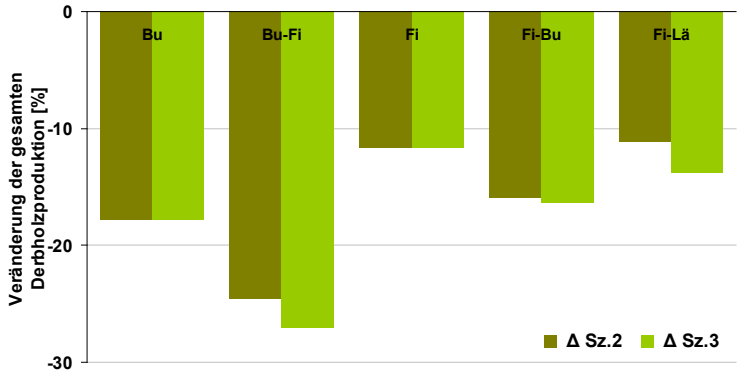


Abb. 6.57: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 9 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Eine kleine Spreizung lässt sich bei Buche-Fichte feststellen, wo gegenüber dem Referenzszenario 1 die vergleichsweise deutlichste Abnahme der gesamten Derbholzproduktion mit ca. 25% zu erwarten ist. Bei den sonstigen Bestandstypen kann die Abnahme zwischen ca. 10 und 18% variieren.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: (vgl. auch Anhang X)

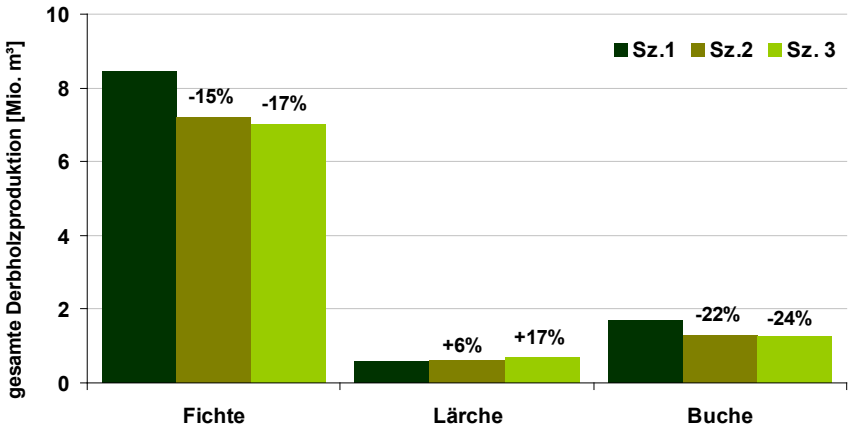


Abb. 6.58: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 9 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Obwohl bei der Buche die größte prozentuale Differenz vom Referenzszenario festzustellen ist, nimmt die gesamte Holzproduktion ggf. nur in einer kleinen Größenordnung von ca. 400.000 m³ ab, da die Buche hier nur eine geringere Fläche umfasst. Die Veränderungen bei der Fichte mit Werten von -15 bzw. -17% entsprechen einem ausgeprägten Rückgang bis zu

ca. 2 Mio. m³. Bei Lärche zeigt sich unter den gleichen Annahmen dagegen eine Zunahme der gesamten Holzproduktion, die in ihrer absoluten Größenordnung unbedeutend ist und trotzdem auf Planungsebene relevant sein kann.

Landschaft 10 – Montan[84]

Die Landschaft „Montan“ umfasst nur noch vier Bestandstypen, die auf den zwei Baumarten Buche und Fichte basieren. Die hier fokussierte Waldfläche hat einen Umfang von 7.473 ha. Fichte-Buche verfügt über einen zunehmenden Flächenanteil und dominiert am Ende des Jahrhunderts mit ca. 5.000 ha.

a) Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

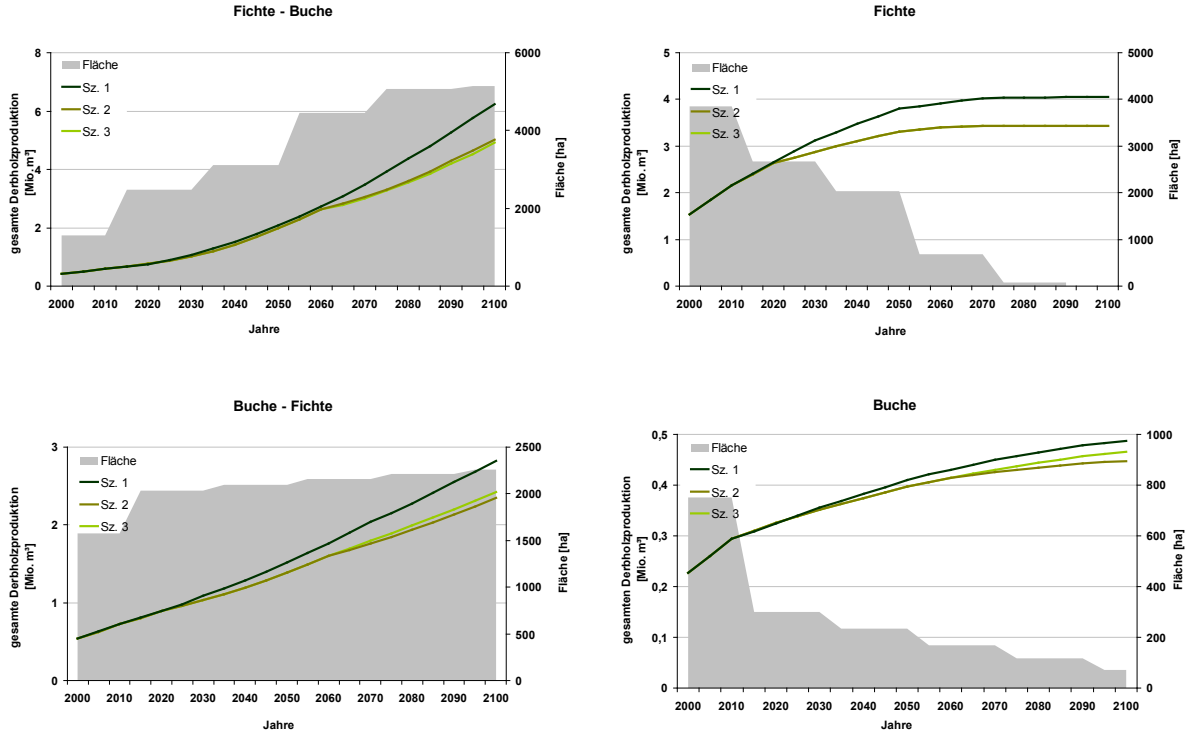


Abb. 6.59: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion [Mio.m³] je Bestandstyp von Landschaft 10 im betrachteten Zeitraum (2000-2100) unter den drei Simulationsszenarien. Als zusätzliche Erklärungsgröße wird auch die Entwicklung der Flächenanteile der jeweiligen Bestandstypen gezeigt.

[84] Abweichend von den anderen Landschaften, aufgrund keiner anderen Verfügbarkeit der Klimaprojektion, bedeutet Szenario 3 für den Zeitraum 2061-2100 die Verwendung der Klimaprojektion A1B-normal, statt B1-feucht (vgl. Abschnitt 5.3.2.1 für weitere Einzelheiten).

Die Bestandstypen Fichten-Reinbestand und Buche-Fichte zeigen eine Differenzierung der Simulationsszenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 schon ab dem Jahr 2020, allerdings ohne dass erkennbare Unterschiede zwischen den Szenarien 2 und 3 auftreten. Die Bestandstypen Fichte-Buche und Buchen-Reinbestand unterscheiden sich vom Referenzszenario erst später, d.h. ab dem Jahr 2060, wobei nur die Buchen-Reinbestände einen deutlichen Ergebniskorridor am Ende des Jahrhunderts erkennen lassen.

b) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Bestandstypen:

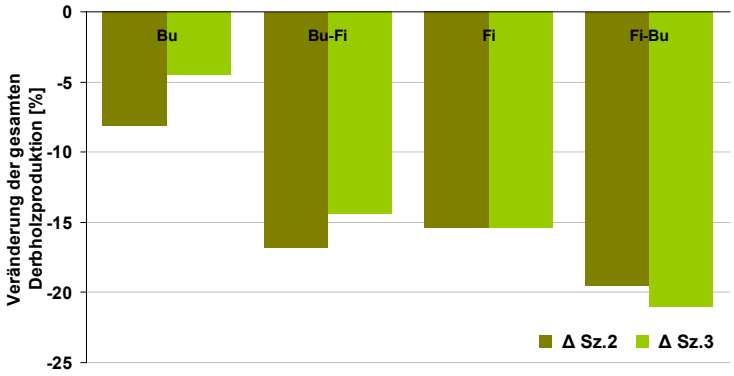


Abb. 6.60: Prozentuale Abweichung der kumulierten gesamten Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Bestandstypen von Landschaft 10 bei den beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3, bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Beim Vergleich zum Referenzszenario zeigen sich alle Bestandstypen eher wenig differenziert. Die größten Abnahmen müssen mit Werten um die 20% befürchtet werden; bei Buche-Fichte sowie bei den Fichten-Reinbeständen mit ca. 15%. Der Buchen-Reinbestandstyp zeigt einen kleinen Korridor von 5 Prozentpunkten, wobei sich hier eine stärkere Abnahme der gesamten Derbholzproduktion beim Szenario 2 ergibt.

c) Vergleich der gesamten Derbholzproduktion der Baumarten: (vgl. hierzu auch Anhang X)

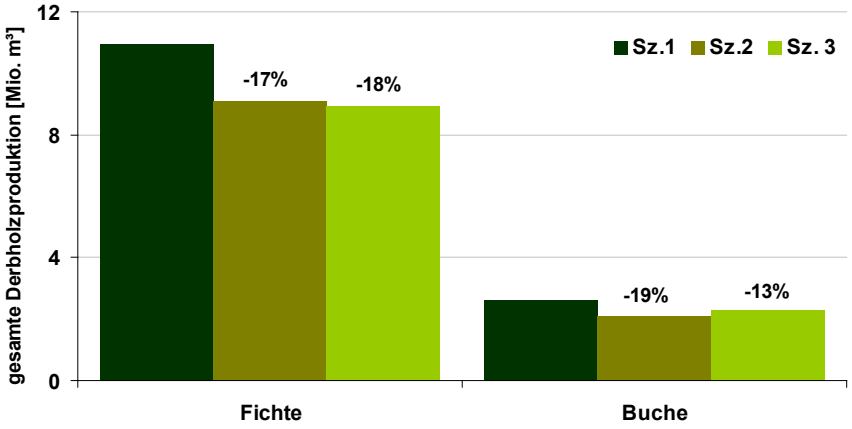


Abb. 6.61: Kumulierte gesamte Derbholzproduktion im Jahr 2100 der verschiedenen Baumarten von Landschaft 10 unter den drei Simulationsszenarien [Mio.m³] und prozentuale Vergleichswerte bezogen auf das Referenz-Simulationsszenario 1 [%].

Die eher weniger szenariodifferenzierten Ergebnisse der beiden Baumarten haben Größenordnungen zwischen -13 bis -19%, unterscheiden sich jedoch absolut gesehen wegen der unterschiedlichen Flächenausstattungen. Bei Fichte bedeutet diese Abnahme ca. 2 Mio. m³ Derbholz, während es bei der Buche „nur“ -0,5 Mio. m³ sind.

Übersicht und Zusammenfassung der Ergebnisse der verschiedenen Landschaften

Die Darstellung der Ergebnisse aller forstlichen Landschaften, unterteilt in ihre entsprechenden Bestandstypen und Baumarten, erlaubt eine regionalspezifische Betrachtung der Ergebnisse, was im Hinblick auf mögliche Anpassungsoptionen von hohem Interesse ist. Im Allgemeinen ist unter den vorgegebenen Klimawandelszenarien 2 und 3 eine merkliche Tendenz zur Abnahme der gesamten Derbholzproduktion zu erkennen. Die Größenordnungen dieser Tendenzen variieren jedoch in Abhängigkeit von der Landschaft und vom Simulationsszenario z.T. erheblich. Die Abbildung 6.62 fasst baumartenbezogen die Ergebnisse zur gesamten Derbholzproduktion für die drei Simulationsszenarien mit einem geografischen Bezug zum entsprechenden forstlichen Landschaftsraum zusammen.

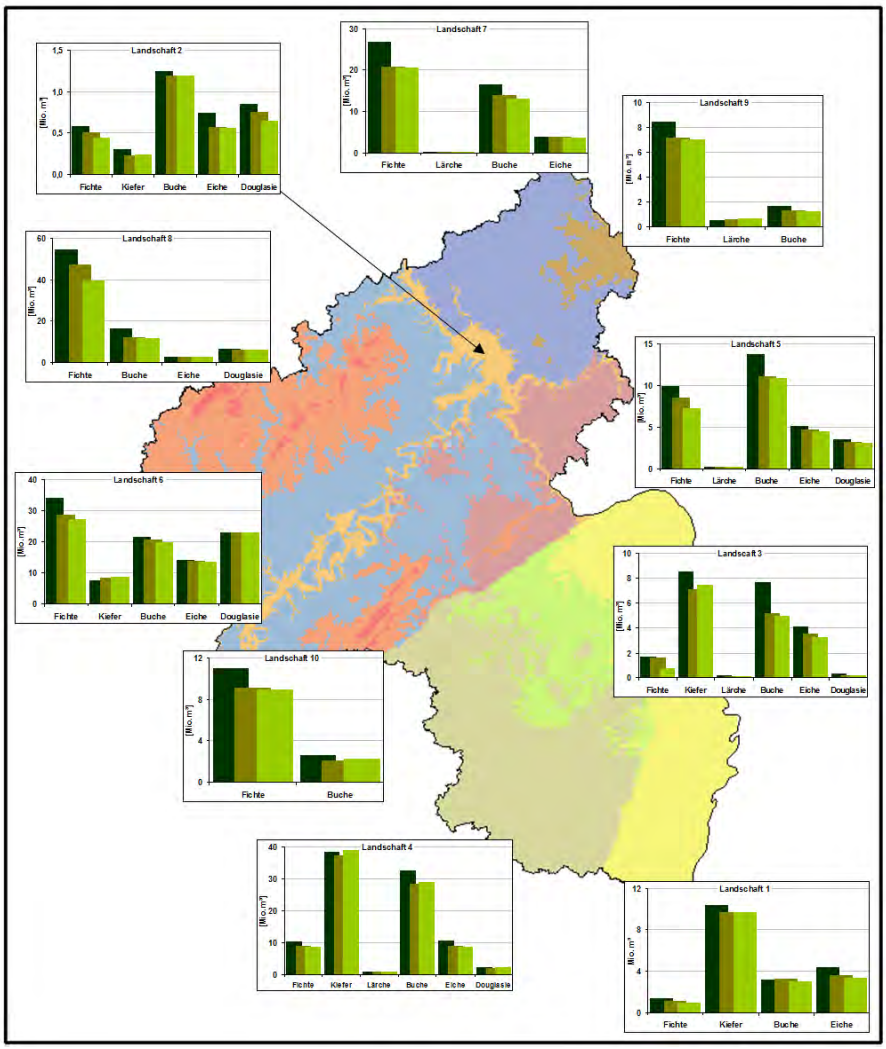


Abb. 6.62: Zusammenfassung der baumartenbezogenen gesamten Derbholzproduktion [Mio. m³] für die drei Simulationsszenarien mit geografischem Bezug zum entsprechenden forstlichen Landschaftsraum.

Die regionalen Verschiedenheiten der Ergebnisse der Waldwachstumssimulationen sind auf die Verschiedenheiten der Landschaften aufgrund ihres aktuellen und künftigen Klimas und vor allem aufgrund ihres Waldanteils und ihrer Baumartenzusammensetzung zurückzuführen. Signifikante Rückgänge der gesamten Derbholzproduktion sind der Fichte in Landschaft 6 (Kollin Nord Niederschlagsreich West), Landschaft 7 (Kollin Nord Niederschlagsreich Ost) und vor allem in Landschaft 8 (Submontan West) zugeordnet. In Letzterer können unter Umständen Rückgänge zwischen ca. 7,5 und 15 Mio.m³, je nach Simulationsszenario,

befürchtet werden. Wegen ihrer relativ hohen Flächenanteile und ihrer klimabedingten Wachstumsreaktion wird die Buche in Landschaft 4 (Kollin Süd Niederschlagsreich) und in Landschaft 8 (Submontan West), nicht weiter nach Simulationsszenarien differenziert, ca. 4 bzw. 5 Mio.m³ im Rahmen der gesamten Derbholzproduktion einbüßen. Für die gesamte Waldkulisse jeder Landschaft stellt das folgende Diagramm für die drei Simulationsszenarien die hochgerechnete gesamte Derbholzproduktion dar.

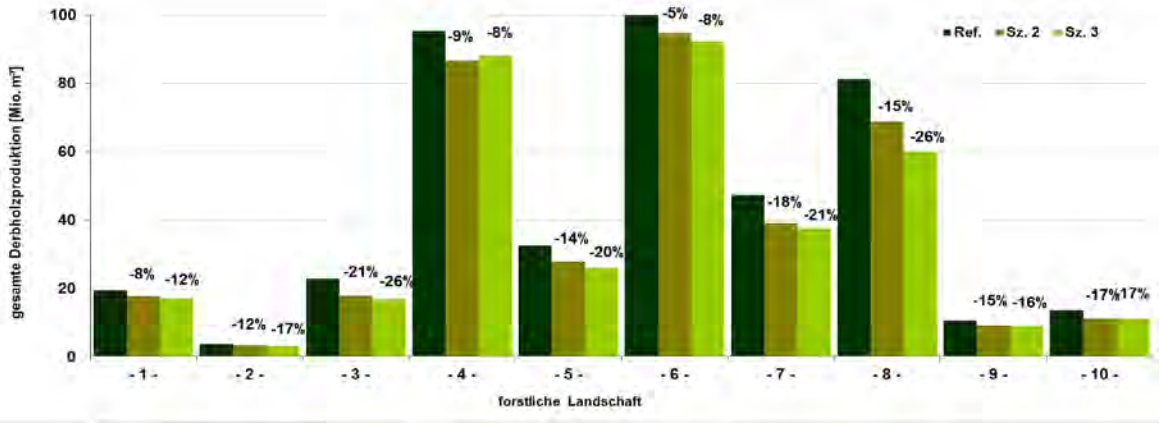


Abb. 6.63: Gesamte Derbholzproduktion [Mio.m³] aller simulierten Waldflächen aller Landschaften (vgl. Tabelle 12) für die drei Simulationsszenarien (prozentuale Angaben weisen auf die Abweichungen der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 hin).

Im Wesentlichen unterscheiden sich die Ergebnisse der beiden Klimawandel-Simulationsszenarien 2 und 3 auf dieser Betrachtungsebene wenig – Simulationsszenario 2 zeigt im Vergleich zum Referenzszenario 1 in der Regel eine etwas geringere Abnahme der gesamten Derbholzproduktion (flächengewichteter Mittelwert von -12%) als das Szenario 3 (flächengewichteter Mittelwert von -15%). Markantere negative prozentuale Veränderungen zum Referenzszenario 1 sind vor allem in Landschaft 3 und Landschaft 8 beim Simulationsszenario 3 zu beobachten – hier können Reduktionen der totalen gesamten Derbholzproduktion bis zu 26% auftreten. Als weniger sensible Räume können die Landschaften 4 und 6 eingestuft werden, wo nur prozentuale Reduktionen bis zu 9% simuliert wurden. Die hohe prozentuale Abnahme der gesamten Derbholzproduktion in Landschaft 8 ergibt infolge der großen Waldflächenanteile auch erhebliche mögliche Rückgänge bei der Derbholzproduktion von ca. 13 bis 21 Mio.m^3, je nach Szenario. Auch bei Landschaft 7 bedeuten die Abnahmen von 18 bzw. 21% immerhin noch ca. 8,5 bis 10 Mio. m³ Produktionsverluste. Bei den Landschaften 3, 5 und 6 sind im Vergleich zum Referenzszenario 1 Verlustgrößen zwischen 5 und 10 Mio. m³ zu erwarten. In den übrigen Landschaften 1, 2, 9 und 10 können aufgrund der dortigen Klimawandelreaktionen und der dortigen Waldflächenanteile vom Szenario weitgehend unabhängige Reduktionen von weniger als 2,5 Mio.m³ gegenüber dem Referenzszenario 1 angenommen werden.

Übertragung der Ergebnisse auf die Waldortebene

Die Abbildungen 6.62 und 6.63 fassen die regional unterschiedlichen Wirkungen der Klimaprojektionen auf die unterschiedlichen Baumarten und die gesamte betrachtete Waldfläche auf der Landschaftsebene zusammen. Eine weitere Analyse gestattet eine geografische Zuordnung der Ergebnisse zur Waldort-Kulisse. Grundlage ist die Bestockung in den hier betrachteten Jahren 2050 und 2100[85] – unter Abbildung 5.35 als Karte dargestellt. Für die beiden erwähnten Zeiträume und die drei Klimawandel-Simulationsszenarien ist die Veränderung der gesamten Derbholzproduktion im Vergleich zum Referenzszenario 1 auf die Waldorten entsprechend der derzeitigen Bestandstypen übertragen worden (Abbildung 6.64).

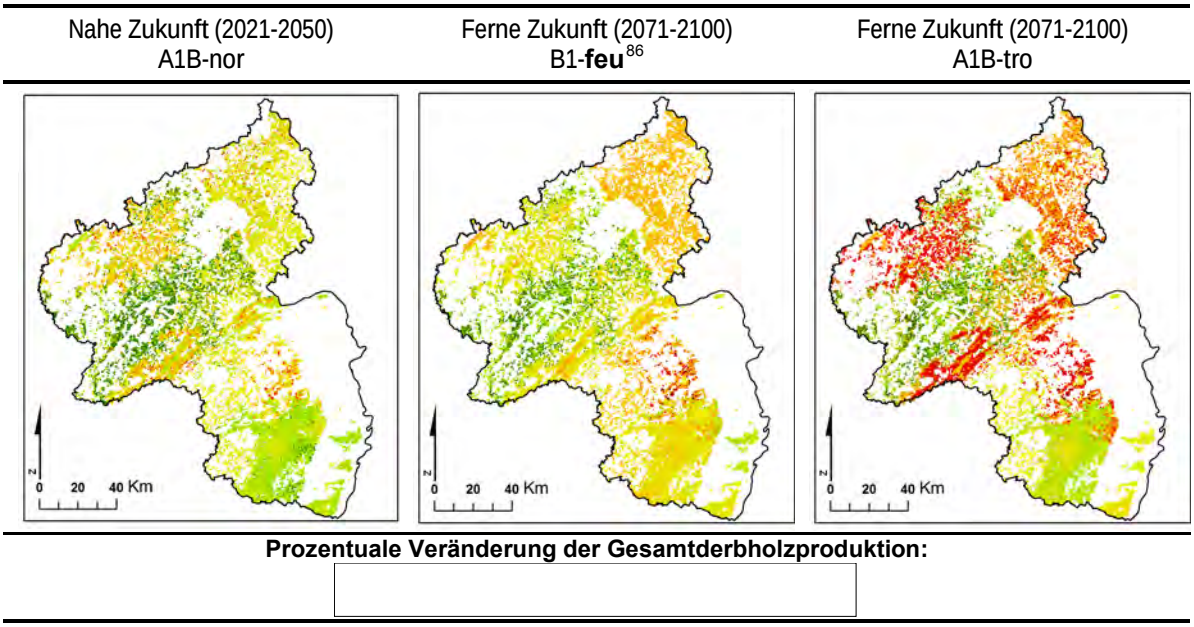


Abb. 6.64: Prozentuale Veränderung der Gesamtderbholzproduktion im Vergleich zum Referenzszenario. Anhand der Bestandstypen je Waldort und Zeitraum ist der Vergleich zur Produktion unter dem Referenzklima dargestellt.

Ausgehend vom derzeitigen Bestandstyp in jedem Waldort ist ein Vergleich der Wuchsleistung unter dem projizierten Klima und dem Referenzklima möglich. Für die nahe Zukunft ist im Bereich Mosel unter der Klimaprojektion des Emissionsszenarios A1B-normal keine oder sogar eine leicht positive Veränderung der gesamten Derbholzproduktion (zwischen 0 und 5%) relativ zum Referenzklima erkennbar. Auch im Großraum Pfälzerwald und in der Rheinebene sind die Veränderungen relativ zum Referenzklima sehr gering (zwischen 0 und -5%). Dennoch: In der Eifel, im Hunsrück und in der Nordpfalz sind vergleichsweise zum Referenz-

[85] Die Entwicklung der Waldzusammensetzung basiert auf der Umtriebszeit der Ausgangsbestockung und auf der festgelegten neuen Generation (gestützt auf das Waldentwicklungsziel von MPN-2008) (s. Abschnitte 5.3.3.2 und 5.3.3.3).

[86] Für Landschaft 10 Klimaprojektion aus Emissionsszenario A1B-normal (s. Abschnitt 5.3.2.1).

klima kleinräumige Rückgänge in der gesamten Derbholzproduktion zu erkennen. Unter den Bestandstypen der fernen Zukunft ergibt sich bei den betrachteten Emissionsszenarien ein signifikanter Unterschied in der Intensität der Veränderungen. Bei beiden Szenarien ist im Moselgebiet keine oder eine leicht positive Veränderung der gesamten Derbholzproduktion (zwischen 0 und 5%) relativ zum Referenzklima zu bemerken. Im Westerwald und in der Nordpfalz stellt sich ein Rückgang der gesamten Derbholzproduktion in der Größenordnung zwischen -15 und - 35% relativ zum Referenzklima ein. Sehr markant sind die großräumigen Veränderungen unter Emissionsszenario A1B-trocken in der Eifel und im Hunsrück, wo sich Rückgänge von -25 bis -35% ergeben.

Größtenteils sind die extremeren Bedingungen der Klimaprojektion unter Emissionsszenario A1B-trocken mit schwerwiegenderen Wirkungen für den Wald verbunden. Im Raum Pfälzerwald ist das unter den vorläufigen Annahmen jedoch nicht der Fall. Die Veränderung der gesamten Derbholzproduktion relativ zum Referenzklima ist unter Emissionsszenario B1-feucht negativer (Rückgang von -5 bis -25%) als bei Emissionsszenario A1B-trocken (von keiner Veränderung bis -25%). Die zu diesem Zeitpunkt großflächig mit Kiefer-Buche (aus Waldentwicklungsziel – MPN-2008 hergeleitet) bestockte Waldfläche offenbart laut den Simulationsergebnissen (s. Abschnitt 6.3.3.1 Landschaft 4 a) und b) Abbildungen 6.41 und 6.42) unter Szenario 2 größere Verluste als bei Szenario 3. Dieses Resultat beruht aber wesentlich auf Simulationsergebnissen von BALANCE für die Kiefer in Landschaft 4 (s. Abschnitt 6.3.1), die physiologisch auf eine lange Vegetationszeit (durch Erhöhung der Mitteltemperatur) sehr positiv reagiert. Die Abbildung 6.64 weist auf die Eignung und Produktionsleistung der Waldzusammensetzung bei den unterschiedlichen Zeitpunkten und offenbart den möglichen Bedarf einer regionalen Überarbeitung des Waldentwicklungsziels.

6.3.3.2 Veränderung der gesamten Derbholzproduktion für die verschiedenen Waldtypen und Simulationsszenarien auf der Landesebene von Rheinland-Pfalz

Nach der landschaftsspezifischen Betrachtung der Ergebnisse der vorliegenden Waldwachstumssimulationen wird nun ein Überblick für das gesamte Land Rheinland-Pfalz gegeben. Die Darstellung, differenziert nach Baumarten, ist für Fragen der Waldökologie sowie für die übergeordnete Risikobetrachtung im Kontext einer „klimawandelgerechten“ Baumartenwahl von Interesse. Auf der einen Seite weist bereits die Größenordnung der Veränderungen auf die Sensibilität und künftige mögliche Eignung (bzw. Nicht-Eignung) der Baumarten unter den projizierten Klimaveränderungen hin, auf der anderen Seite ist auch die aktuelle Verbreitung der Baumarten ein Ausdruck für das mit dem Klimawandel möglicherweise verbundene ökonomische Risiko. Das folgende Diagramm stellt für die verschiedenen Baumarten und für die drei Simulationsszenarien die gesamte Derbholzproduktion vom Jahr 2000 bis zum Jahr 2100 dar.

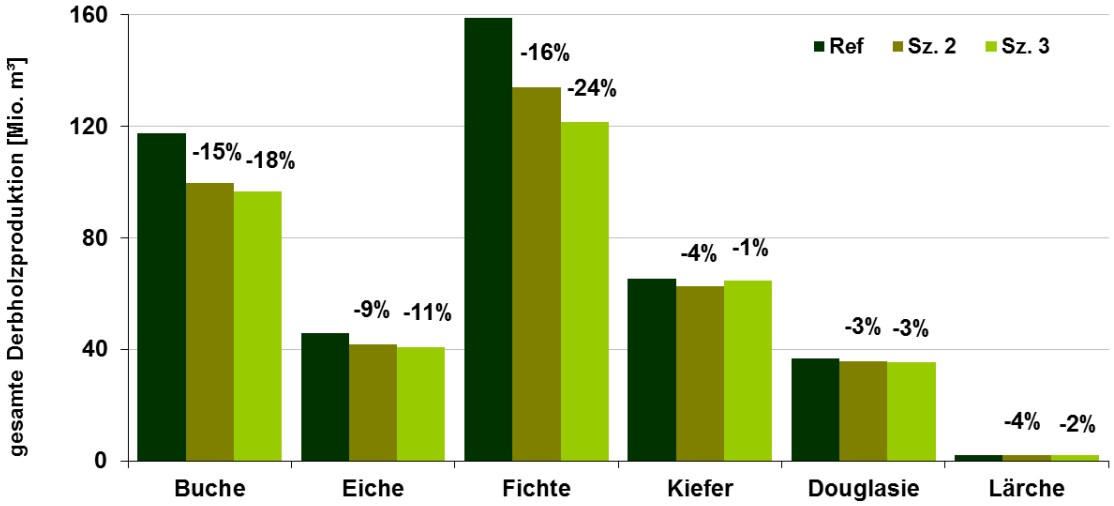


Abb. 6.65: Gesamte Derbholzproduktion [Mio.m³] jeder Baumart für die drei Simulationsszenarien (prozentuale Angaben weisen auf die Abweichungen der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 hin).

In Abbildung 6.65 ist deutlich zu erkennen, dass die Fichte diejenige Baumart ist, bei der die größte Reduktion der gesamten Derbholzproduktion zu erwarten ist. Die Fichte erreicht im betrachteten 100-Jahre-Zeitraum beim Referenzszenario 1 insgesamt eine Produktionsmenge von knapp 160 Mio. m³. Beim Simulationsszenario 2 ist bereits eine Reduktion von 16% (ca. 25 Mio. m³ Derbholz) anzunehmen und beim Simulationsszenario 3 ggf. sogar eine Reduktion von bis zu 24% (ca. 37 Mio. m³ Derbholz) zu befürchten. Auch bei der Buche können merkliche Rückgänge projiziert werden. Bei einer gesamten Referenz-Derbholzproduktion von ca. 120 Mio. m³ bedeuten Rückgänge von -15 und -18% in absoluten Zahlen immerhin 18 und 21 Mio. m³ weniger Holz. Deutlich reduzierte Veränderungsgrößen (und auch kaum szenariodifferenziert) sind bei Eiche, Kiefer, Douglasie und Lärche anzunehmen. Bei Eiche können die möglichen absoluten Abnahmen der gesamten Derbholzproduktion Größenordnungen von 4 bis 5 Mio. m³ bedeuten. Anders als bei den anderen Baumarten zeigt sich bei Kiefer beim Simulationsszenario 3 eine geringere Sensibilität als beim Simulationsszenario 2. Beim Szenario 2 drückt sich dies in einer Reduktion von ca. 3 Mio. m³ aus, während beim Szenario 3 nur geringfügige 0,5 Mio. m³ erwartet werden müssen. Das Bild der Douglasie zeigt sich undifferenziert und führt bei einer 3%igen Reaktion kaum zu einem bedeutenden Produktionsrückgang. Es handelt sich insgesamt um weniger als ca. 1 Mio. m³ Derbholz. Bei Lärche ist eine Produktionsabnahme von ca. 4 bis 7% (40.000 bis 70.000 m³ Derbholz), je nach Szenario, projiziert worden. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass für die betrachteten Nadelbäume ein Verlustkorridor im Rahmen der gesamten Derbholzproduktion bis 2100 zwischen ca. 29 und 40 Mio. m³ auftreten kann. Für die betrachteten Laubbaumarten ist mit einem kleineren Rückgangskorridor zwischen ca. 22 und 26 Mio. m³ zu rechnen.

Interessant ist abschließend die Betrachtung der gesamten Derbholzproduktion auf der hier betrachteten totalen Simulation Waldfläche (vgl. Tab. 5.11). Es wird die gesamte Derbholzproduktion aller Baumarten, Bestandstypen und Landschaften in dem betrachteten 100-

Jahre-Zeitraum für die entsprechenden Simulationsszenarien aufsummiert, um eine Vorstellung für die Veränderung der Derbholzproduktion in Rheinland-Pfalz zu bekommen (Abbildung 6.66).

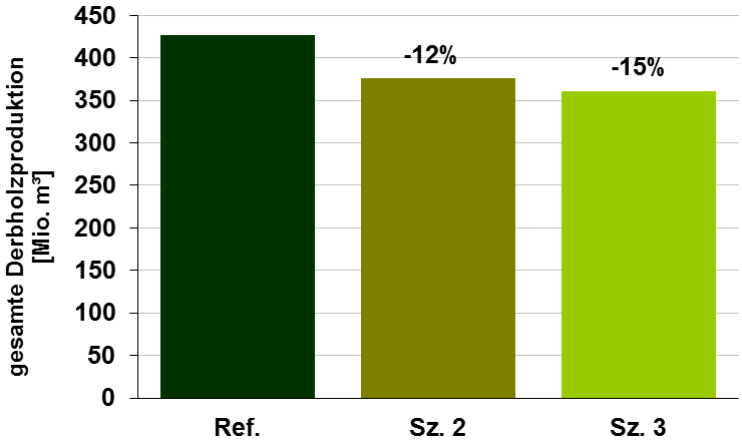


Abb. 6.66: Gesamte Derbholzproduktion [Mio. m^3] der hier betrachteten rheinland-pfälzischen Waldfläche (vgl. Simulation Waldfläche in Tabelle 5.11) von 2000 bis 2100 bei den drei verschiedenen Szenarien (prozentuale Angaben weisen auf die Abweichungen der Szenarien 2 und 3 vom Referenzszenario 1 hin).

Die bereits zuvor auf unterschiedlichen Maßstabsebenen dargestellte negative Tendenz bei der Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion unter den zwei klimawandelgeprägten Simulationsszenarien 2 und 3 lässt sich nun auch zusammenfassend auf der gesamten betrachteten Waldfläche zeigen. Insgesamt entsteht im Vergleich zum Referenzszenario 1 (simulierte gesamte Holzproduktion von ca. 425 Mio. m3) beim Szenario 2 eine Abnahme von ca. 12% (simulierte gesamte Derbholzproduktion von ca. 375 Mio. m3) und beim Szenario 3 von ca. 15% (simulierte gesamte Derbholzproduktion von ca. 360 Mio. m3). Im Großen und Ganzen ist also mit den Simulationsszenarien (bzw. Emissionsszenarien) ein negativer Trend in der Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion ableitbar. Die zwei angenommenen Klimawandelprojektionen sorgen in der fernen Zukunft jedoch für eine eher geringe Differenzierung. Unter Klimabedingungen, die am Ende des Jahrhunderts dem Emissionsszenario B1-feucht entsprächen, kann im Vergleich zum angenommenen Referenzklima des Zeitraums 1971-2001 ein Rückgang der gesamten Derbholzproduktion von ca. 50 Mio. m³ simuliert werden. Unter wärmeren und trockeneren Bedingungen, orientiert am Emissionsszenario A1B-trocken, wird bis zum Ende der Jahrhunderts ein Rückgang von bis zu 65 Mio. m³ Derbholz simuliert. Dies bedeutet einen Unterschied von ca. 15 Mio. m³ zwischen den beiden angenommen Simulationsszenarien.

Die vorgestellten Ergebnisse sollten stets unter Beachtung des methodischen Ansatzes, der zahlreiche normative Annahmen enthält, und unter Beachtung der großen Maßstäbe interpretiert werden. Dazu ist abermals anzumerken, dass mit den Klimaprojektionen nach wie vor große Unsicherheiten verbunden sind (s. Abschnitt 2). In der zuvor präsentierten Zu-

sammenfassung ist aber dennoch deutlich zu erkennen, dass der Wald gegenüber den klimatischen Veränderungen sensibel ist und dass er im Zuge des Klimawandels vulnerabler gegenüber Holzproduktionsverlusten werden kann. Dennoch konnte auch verdeutlicht werden, dass die möglichen Veränderungen auf der höchsten Aggregationsebene in Größenordnungen um die 12% bzw. 15% gerade auch aufgrund der Unsicherheiten der Klimaprojektionen, der Fehlerbereiche der Modellierungen sowie der damit verbundenen Annahmen eher bescheiden sind.

6.4 Forstliche Wasserhaushaltssimulation

Nach dem im Abschnitt 5.4 erläuterten methodischen Ansatz werden im vorliegenden Kapitel die verschiedenen Ergebnisebenen der forstlichen Wasserhaushaltssimulation auf der Maßstabsebene Rheinland-Pfalz präsentiert. Die in diesem Abschnitt abgebildeten Ergebnisse resultieren aus der Zusammenarbeit mit dem Modul Wasser und der Außenstelle der Forsteinrichtung. Darstellungen aus dem Schlussbericht des Moduls Wasser (CASPER et al. 2013) und aus weiteren Veröffentlichungen (e.g. GRIGORYAN et al. 2010, REITER et al. 2010,) wurden hierbei übernommen. Das Modellverhalten und die entsprechende Parametrisierung im Jahresverlauf des Bodenwassergehaltes bei grundverschiedenen standörtlichen Situationen werden beispielhaft unter Abschnitt 6.4.1.1 dargestellt. Mittels der Anwendung des ausgewählten Indikators BWd9 werden an den Beispielen unterschiedlicher Standorte Auswertungen der Häufigkeit des potenziellen Trockenstresses für die verschiedenen Zeiträume im Abschnitt 6.4.1.2 gezeigt. Die Endergebnisse in Form flächendeckender Darstellungen der möglichen Veränderungen der Wasserverfügbarkeit bzw. des potenziellen Trockenstresses für die Buche auf den entsprechenden forstlichen Standorten können schließlich in Abschnitt 6.4.2 betrachtet werden.

6.4.1 Bestimmung des potenziellen Trockenstresses der Buche auf fiktiven Waldstandorten

6.4.1.1 Simulation des Wasserhaushaltes eines Buchenbestandes

Bezogen auf die Kulisse von 264 fiktiven forstlichen Standorten (vgl. Abschnitt 5.4.1.1) wurden die verschiedenen hydrologischen Prozesse mit dem Wasserhaushaltsmodell WASIM-ETH 8.2 simuliert. Die Standorte variieren hinsichtlich ihrer Eigenschaften im Rahmen von vier Klassen der nutzbaren Feldkapazität (nFK) und drei Klassen bezogen auf das Relief (Exposition und Hangneigung) (in Abbildung 5.36 schematisch darstellt). Darüber hinaus variieren die klimatischen Bedingungen über die geografische Lage bzw. die Höhenlage der DWD-Klimastationen (vgl. Abschnitt 5.4.1.1). Somit werden die große standörtliche Variabilität sowie die repräsentativen klimatischen Verhältnisse des rheinland-pfälzischen forstlichen Raumes abgedeckt (CASPER et al. 2013).

An einem 1 Meter[87] tiefen Bodenprofil aus schluffigem Lehm wurden in Tagesauflösung die hydrologischen Prozesse abgebildet, die den Bodenwassergehalt und somit die Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen im Rahmen der verschiedenen Zeiträume und Klimaprojektionen bestimmen. Eine möglichst korrekte Abbildung des Wechselspiels der Klimabedingungen mit den Standorteigenschaften ist dabei äußerst wichtig für die Wasserhaushaltssimulation. Multiple Justierungen bei der Parametrisierung des Buchenbestandes[88] sowie der Böden[89] führ-

[87] Eine durchschnittliche normative Bodentiefe, die den Wurzelraum abdecken soll.

[88] Ein initiale Laubwaldparametrisierung von WASIM-ETH wurde im Verlauf der Simulation und der Modellverhaltenstests über Erfahrungswerte der Forsteinrichtung von Landesforsten Rheinland-Pfalz angepasst.

ten zu Verbesserungen des Modellverhaltens (CASPER et al. 2013). Die Darstellung der jahreszeitlichen Veränderungen des Bodenwassergehaltes bei der gegebenen Parametrisierung für ein Referenzjahr sowie der Variation der Standorteigenschaften ist in Abbildung 6.67 beispielhaft für das Modellverhalten wiedergegeben. Hierbei handelt es sich um den Jahresverlauf des relativen Bodenwassergehaltes[90] an der DWD-Klimastation Trier-Petrisberg im Jahr 1982, welches ein meteorologisches Durchschnittsjahr war. Die Darstellung orientiert sich an den dortigen zwölf möglichen forstlichen Standorten.

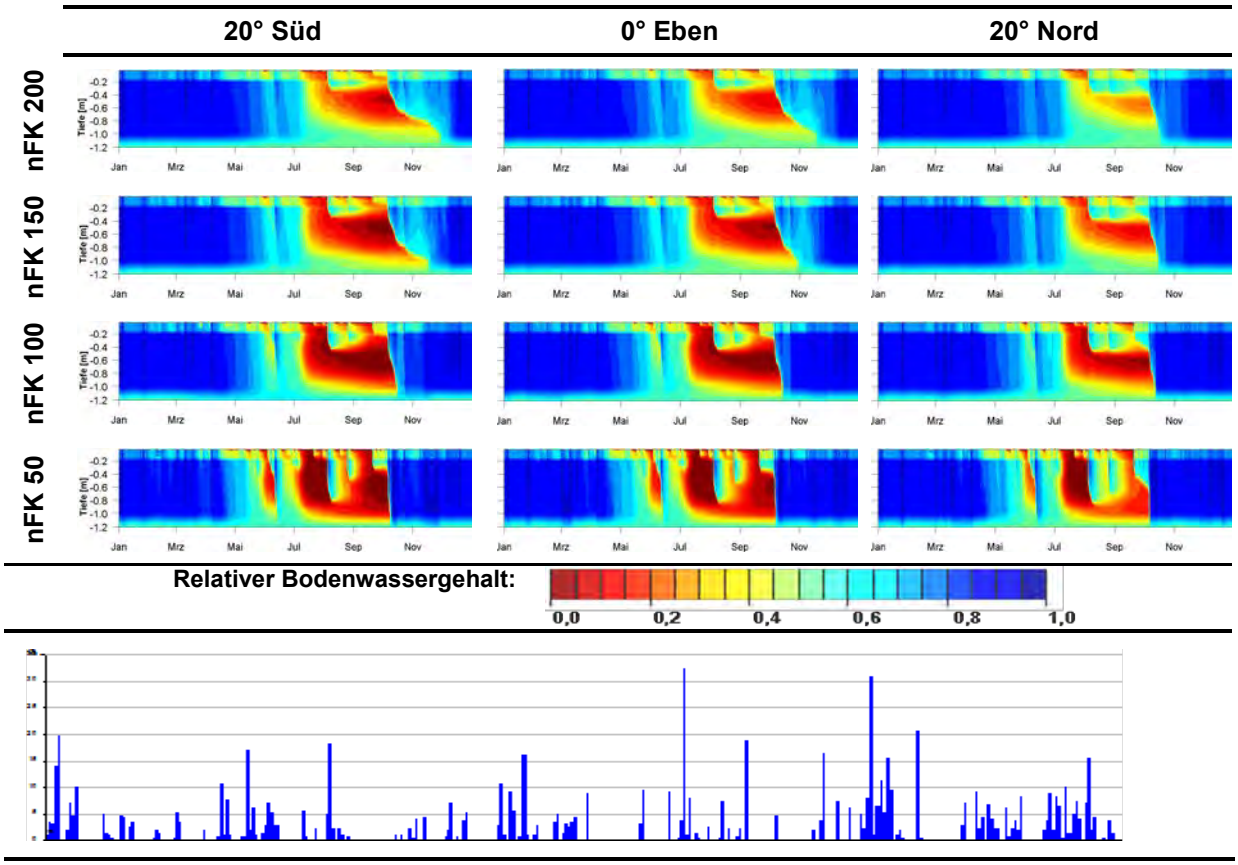


Abb. 6.67: Beispielhafte Darstellung des WASIM-ETH 8.2 Modellverhaltens beim zeitlichen Verlauf des relativen Bodenwassergehaltes im Jahr 1982 an der DWD-Klimastation Trier-Petrisberg bei gleichzeitiger Variation der Standorteigenschaften nutzbare Feldkapazität (nFK) und Relief (Exposition und Hangneigung), bei einem Bodenprofil aus schluffigem Lehm von 1 m Tiefe und einem 100-jährigen Buchenbestand. Im unteren Bereich der Darstellung wird die tägliche Niederschlagssumme im Jahr 1982 als Erklärungsgröße hinzugefügt (x-Achse: Tagesverlauf; y-Achse: Niederschlagsmenge von 0 bis 35 mm) (GRIGORYAN 2012, schr. Mitt.).

[89] Nach SAUER (2009: 39) wurden die Faktoren der gesättigten Leitfähigkeit erhöht (um Simulationssituationen von einem Aufstau des Bodenwassers im Wurzelraum zu vermeiden). Nach Überlegungen des Modellentwicklers (SCHULLA 2010, schr. Mitt.) wurden Verdunstungswiderstände für die Evaporation, die Transpiration und die Interzeption (um die Bilanzen der Wasserhaushaltsgrößen an bekannte Mess- und Erfahrungswerte anzugleichen) modifiziert.

[90] Der relative Bodenwassergehalt erlaubt den Vergleich zwischen unterschiedlichen Böden, wobei der absolute Wassergehalt eines Bodens durch den entsprechenden Sättigungswassergehalt (maximaler Wassergehalt) dividiert wird.

Der Verlauf des relativen Bodenwassergehaltes auf den verschiedenen Standorten der geografischen Lage der DWD-Klimastation Trier-Petrisberg bildet die Auswirkungen der unterschiedlichen Bodenwasserspeichervermögen (über die nFK-Klassen) sowie der variierenden Reliefsituationen (über die Exposition und die Hangneigung) plausibel ab.

Böden mit niedrigerer nutzbarer Feldkapazität bei gleichen klimatischen Bedingungen zeigen eine viel frühere und stärker ausgeprägte Austrocknung des Wurzelraums im Vergleich zu Böden mit hoher nutzbarer Feldkapazität. Während also demzufolge der Boden mit nFK 200 mm bei niederschlagsarmen Verhältnissen im Frühsommer noch bis Mitte Juli einen im Verhältnis hohen relativen Bodenwassergehalt (von ca. 0,5 – vgl. hierzu Legende zu Abbildung 6.67) aufweist, ist ein Boden mit nFK 50 mm bereits Anfang Juli von einer deutlichen Austrocknung (Wassergehalt ist gleich 0 – vgl. hierzu Legende zu Abbildung 6.67) des gesamten Wurzelraumes gekennzeichnet. Doch erfolgt eine recht effiziente Wiederauffüllung der Bodenwasserspeicher bei Böden mit geringerer nutzbarer Feldkapazität (Vergleich des Wassergehaltes bei der ebenen Reliefsituation ab Oktober zwischen nFK 200 und 50 mm). Ebenfalls zeigt sich das Modell sensibel gegenüber dem Standortrelief. An den südexponierten Hängen, wo die stärkere Sonneneinstrahlung eine höhere Verdunstung (durch Transpiration und Evaporation) zur Folge hat, ist im Vergleich zur Ebene oder zu nordexponierten Situationen eine Erhöhung der Intensität der Austrocknung zu bemerken. Am Beispiel der mittleren Bodenwasserspeicherverhältnisse nFK 150 mm ist die Dehydratationsphase bei südexponierten Standorten ca. einen Monat länger und die Austrocknung bis ca. 0,4 m tiefer im Wurzelraum ausgeprägt als beim gleichen Boden, der nordexponiert ausgerichtet ist.

Bei der Bodenwasserhaushaltssimulation von Jahren mit warm-trockenen (1976) oder kühlfeuchten (1987) Verhältnissen war ebenfalls die klimatische Auswirkung auf den Bodenwassergehalt gut zu erkennen (vgl. CASPER et al. 2013). Für mehrere Simulationsjahre wurden somit verschiedene simulierte Prozesse mit gemessenen Daten aus der langfristigen Ökosystemforschung (Sölling Projekt) verglichen. Verhältnisse zwischen simulierten Wasserhaushaltskomponenten (*e.g.* Relation Verdunstung zu Abfluss oder Verdunstung zur Interzeption) und gemessenene Daten eines Buchenbestands (ELLENBERG et al. 1986: 364) für klimatisch unterschiedlich geprägte Referenzjahre haben sich als weitgehend analog erwiesen. Dies erhöht wiederum die Belastbarkeit des Modells. Wasserhaushaltssimulationen mit dem Schwerpunkt auf der Auswertung des relativen Bodenwassergehaltes sind darüber hinaus für alle sieben Klimadatensätze (Tabelle 5.17 von Abschnitt 5.4.1.1) berechnet worden und die Ergebnisse wurden, wie in den folgenden Abschnitten dargestellt, spezifisch aggregiert.

6.4.1.2 Indikator für den potenziellen Trockenstress der Buche[91]

Eine zielgerichtete objektive und überregionale Ansprache der Wasserverfügbarkeit für die Buche für unterschiedliche Zeiträume und Klimaprojektionen erfolgte über die aggregierten

[91] Teile der Methodik und der Ergebnisse beruhen auf der Arbeit von REITER (2010), die im Rahmen des *Moduls Wasser* (CASPER et al. 2013) von KlimLandRP erstellt wurde.

Ergebnisse einer Wasserhaushaltssimulation auf der Grundlage eines Indikators für den Bodenwassergehalt. Der Indikator BWd9 wurde mit verschiedenen anderen Indikatoren des Bodenwassergehalts, der Saugspannung und der Verdunstung (vgl. Tabelle 5.18) verglichen und bewertet. Dem Indikator BWd9 liegt einerseits nach LAATSCH (1969) der pauschale Schwellenwert der halben nutzbaren Feldkapazität als „leicht verfügbares Bodenwasser", gleichbedeutend als Indikator für „stressfreie" Bedingungen zugrunde und andererseits auch die Faustregel eines täglichen Wasserverbrauchs von 3 mm^{-2} für einen Bestand (GAUER et al. 2011: 8ff.). Angenommen wird dann, dass bei einer aktuell herrschenden Bestandswasserversorgung für mindestens mehr als 3 Tage (also mehr als 9 mm) generell trockenstressfreie Bedingungen vorliegen.

Über den relativen Bodenwassergehalt jedes Standorts wird in täglicher Auflösung die Wasserverfügbarkeit bzw. die Trockenheit über verschiedene Schwellenwerte der nutzbaren Feldkapazität (nFK), der halben nutzbaren Feldkapazität (nFK/2), eines Viertels der nutzbaren Feldkapazität (nFK/4) und des permanenten Welkepunktes (PWP) analysiert und über einen Faktor (Trockenheitsfaktor) bewertet. Entspricht der Wassergehalt im Wurzelraum mehr als einer dreitägigen Wasserversorgung und mindestens der halben nutzbaren Feldkapazität (leicht verfügbares Wasser) entstehen keine Stresssituationen – der Faktor nimmt dann den Wert 0 an. Ist der Wassergehalt im Wurzelraum bloß für eine Wasserversorgung von 3 Tagen oberhalb des permanenten Welkepunktes vorhanden, entsteht ein deutliche Stresssituation – der Faktor nimmt also den Wert 1 an. Mehrere dazwischen liegende Schwellenwerte bzw. Faktoren als Ausdruck für unterschiedliche Niveaus von potenziellem Stress wurden getestet. Trotz eines hier fehlenden experimentellen Bezuges zum physiologischen Stress eines Buchenbestandes wird angenommen, dass Trockenheit eine exponentielle Stresswirkung auf Bäume ausübt. Somit beschreibt der Faktor *0* der Abwesenheit von Trockenstress, der über die Zwischenfaktoren *0,2* und *0,5* seinen maximalen Wert mit *1* erreicht. Zusammengefasste Schwellenwerte und Faktoren können in Tabelle 6.4 betrachtet werden.

Tab. 6.4: Tagesfaktoren des Indikators BWd9 in Abhängigkeit des mittleren Bodenwassergehaltes im Wurzelraum (GAUER 2010, mdl. Mitt.).

Faktor	Schwellenwerte
0	$WG_{Wurzelraum}$ - 9 mm ≥ nFK/2
0,2	nFK/2 > $WG_{Wurzelraum}$ - 9 mm ≥ nFK/4
0,5	nFK/4 > $WG_{Wurzelraum}$ - 9 mm ≥ PWP
1	PWP > $WG_{Wurzelraum}$ - 9 mm

Legende: ***$WG_{Wurzelraum}$*:** Wassergehalt im Wurzelraum; ***nFK*:** nutzbare Feldkapazität, ***PWP*:** permanenter Welkepunkt

Der somit bestimmte tägliche Trockenstressfaktor wird für die einzelnen Jahre eines Zeitraums als Jahresfaktor zusammengefasst. Dieser ergibt sich über die Addition der Tagestro-

ckenstressfaktoren innerhalb der Vegetationszeit – er schließt somit auch den Anteil der Vegetationszeit mit potenziellem Trockenstress (als Kombination aus Häufigkeit und Intensität) ein. Eine Vereinheitlichung der Länge der Vegetationszeit auf 100 Tage ermöglicht den direkten Vergleich zwischen verschiedenen Jahren[92]. Der Ausdruck von Stressperioden als aufeinander folgende Tage mit möglichem Trockenstress geht jedoch über die Vereinheitlichung der Vegetationszeit verloren. Auf diese Weise können zwei gleichwertige Jahresfaktoren durchaus unterschiedliche Belastungen für die Pflanzen bedeuten. Ein bestimmter Jahresfaktor auf einer einmalig lang andauernden Stressphase hat sicherlich eine andere Bedeutung aus Sicht der Pflanzenstressbelastung als eine Vielzahl kürzerer Stressperioden.

Jedoch kann über den gestaffelten Charakter des Indikators BWd9, der durch die Schwellenwerte einer halben nutzbaren Feldkapazität, eines Viertels der nutzbaren Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes den Trockenstress abgestuft bewerten kann, eine gute Differenzierung der jährlichen unterschiedlichen klimatischen Ausprägungen erreicht werden. Im Gegensatz zu anderen Indikatoren ist es dadurch möglich, eine deutliche Unterscheidung zwischen Jahren, die aus Sicht einer pflanzlichen Stressbelastung günstig oder ungünstig sein können, vorzunehmen. Die Abbildung 6.68 zeigt den vereinheitlichten Jahresfaktor BWd9 als Anteil der Vegetationszeit mit potenziellem Trockenstress; zum Einen in einer Darstellung für die Einzeljahre und zum Anderen als Häufigkeitsverteilung für den Zeitraum 1951-2003.

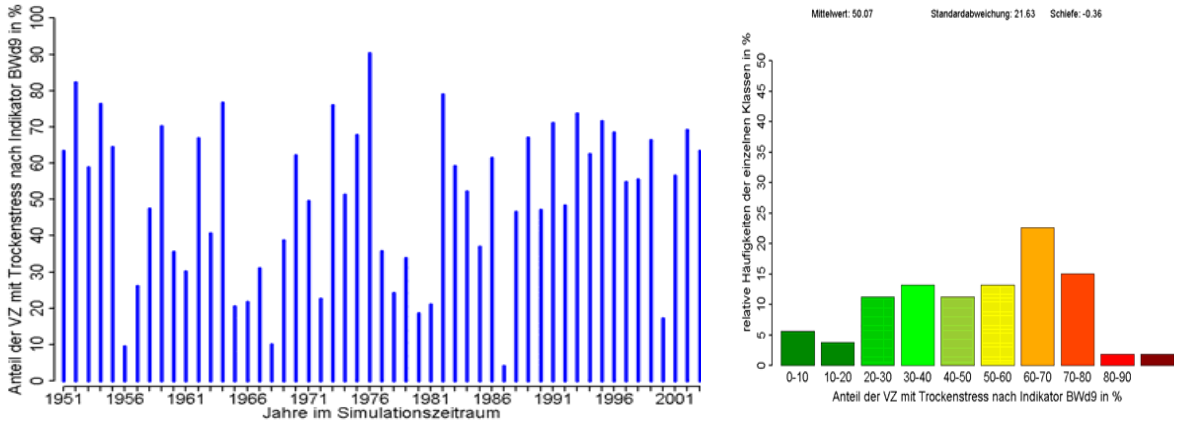


Abb. 6.68: Stressbelasteter Anteil der Vegetationszeit (links) und Histogrammauswertung des Trockenstressindikators BWd9 (rechts) für den Zeitraum 1951 bis 2003 (ebene Lage, 100 mm nFK, Klimastation Deuselbach - Messdaten) (REITER 2010: 59).

Bei Betrachtung des linken Diagramms in Abbildung 6.68 gibt beispielweise für das warm-trockene Referenzjahr 1976 der sehr hohe BWd9-Jahresfaktor von rd. 90% einen adäquaten

[92] Vereinheitlichung der Vegetationszeit über einen Jahresfaktor (vgl. REITER 2010: 34):

$$\text{Jahresfaktor}_{100} = \text{Jahresfaktor}_{VZ} \times \frac{100}{\text{Länge}_{VZ}}$$

Ausdruck für die ungünstigen Bedingungen für die Buche an, während für das feucht-kühle Referenzjahr 1987 über einen sehr niedrigen BWd9-Jahresfaktor (unter 10%) eher günstige Bedingungen für die Buche angezeigt werden. Über die Auswertung der relativen Häufigkeiten der Jahresfaktoren wird gezeigt, dass alle Klassen des Anteils der Vegetationszeit mit potenziellem Trockenstress innerhalb der Fünfzig-Jahres-Zeitreihe belegt sind. Somit zeigt der Indikator die Fähigkeit, klimabedingte unterschiedliche Systemzustände darstellen zu können, während die Vergleichbarkeit zwischen einzelnen Jahren dabei dennoch möglich bleibt.

Die Fähigkeit des Indikators, plausible potenzielle Trockenstresssituationen der Buche darstellen zu können, wurde auch durch eine Gegenüberstellung der BWd9-Indikator-Ergebnisse mit Buchen-Zuwachsdaten geprüft. Beispielhaft wurden BWd9-Ergebnisse des Standortes Deuselbach (Hunsrück, 480 m ü.NN) – nutzbare Feldkapazität von 100 mm, ebene Lage – mit Zuwachsdaten eines 118-jährigen Buchenbestandes[93] der Dauerbeobachtungsfläche Neuhäusel[94] (Westerwald, 390 m ü.NN) für die Jahre zwischen 1993 und 2003 verglichen. Der Vergleich zeigt sich zunächst problematisch und erfordert daher u.a. eine Standardisierung des BWd9-Jahresfaktor sowie der Durchmesserzuwächse bei gleichzeitiger Standardisierung bzw. Eingrenzung des Wertebereichs zwischen null und eins[95]. Über die Wasserverfügbarkeit hinausgehend, hat eine Vielzahl von weiteren, hier nicht berücksichtigen Standortfaktoren signifikante Einflüsse auf das Wachstum – eine Tatsache, die die Interpretation dieses Vergleichs weiterhin problematisch erscheinen lässt. Abbildung 6.69 stellt für die gewählte Zeitreihe[96] die standardisierten Werte der beiden Größen dar. Aus der . Abbildung 6.69 ist dennoch eine relativ gute Übereinstimmung der beiden standardisierten Kenngrößen zu erkennen, wobei bei sechs (1994, 1995, 1999, 2000, 2001 und 2003) der elf Jahre Abweichungen von nur ca. 0,25 auftreten.

[93] Es handelt sich um ein geschlossenes Buchenaltholz aus Naturverjüngung mit Ertragsklasse 0,6 auf tiefgründiger Braunerde aus Emsquarzit mit Decklehm (MUFV-RLP 2010).

[94] Trotz der geografischen Entfernung ist die Dauerbeobachtungsfläche Neuhäusel (EU-Fläche 704) unter diesen Umständen in klimatischer Hinsicht vergleichbar.

[95] Die Standardisierung der beiden unterschiedlichen Amplituden ist durchaus kritisch zu betrachten. Dennoch wird über die Standardisierung eine relative Vergleichbarkeit möglich: $\text{Wert}_{\text{Standartisiert}} = \frac{\text{Wert} - \min(\text{Wert})}{\max(\text{Wert}) - \min(\text{Wert})}$.

[96] Der standardisierte BWd9-Jahresfaktor innerhalb des Zeitraums 1993-2003 wird mit dem standardisierten Durchmesserzuwachs des jeweils darauffolgenden Jahres verglichen, da sich die Wasserversorgung und eine damit eventuell verbundene Stressbelastung in der Regel im Folgejahr auf das Wachstum auswirkt (1994-2004).

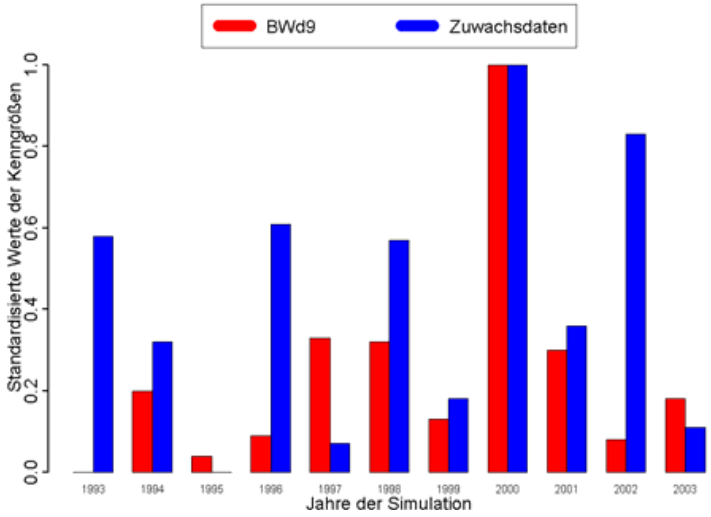
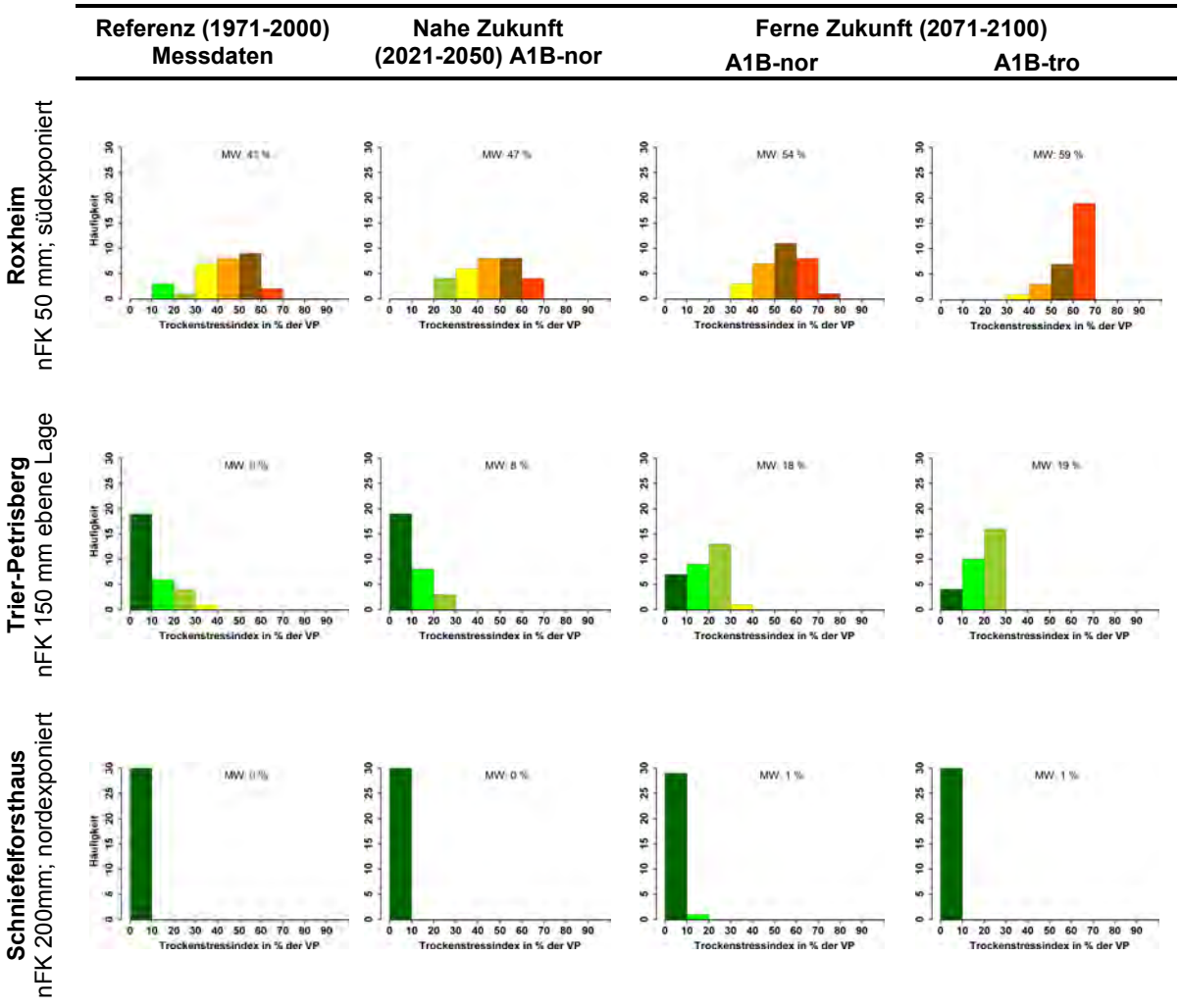


Abb. 6.69: Gegenüberstellung der standardisierten Werte des Jahresfaktors BWd9 am Standort Deuselbach (100 mm nFK; ebene Lage) (1993 bis 2003) (rot) und des mittleren Durchmesserzuwachses der Dauerbeobachtungsfläche Neuhäusel (1994 bis 2004) für einen zeitlichen Versatz von einem Jahr (blau) (REITER 2010: 70).

Da der BWd9 zufriedenstellende Resultate zeigte und die vergleichbar besten Ergebnisse gegenüber den anderen Indikatoren erbrachte und somit die gestellten Anforderungen an einen Indikator für den potenziellen Trockenstress erfüllen kann, wurde er für die vollständige Kulisse der fiktiven Waldstandorte (vgl. Abschnitt 5.4.1.1) sowie für alle betrachteten Zeiträume (Referenzperiode, nahe und ferne Zukunft) berechnet. Beispielhaft zeigt die folgende Abbildung 6.70 die Ergebnisse als Häufigkeitsverteilung der Anteile der Vegetationszeit mit potenziellem Trockenstress für unterschiedliche Standorte während der jeweils 30-jährigen Zeiträume. Es wurden zwei extremere und ein durchschnittlicher Standort ausgewählt, um die Spannweite von möglichen Ergebnissen bei den verschiedenen Zeiträumen und Klimaprojektionen darzustellen. Als Beispiel für trockene Bedingungen steht der Standort Roxheim (90 m ü.NN, 521 mm Jahresniederschlag im Mittel und 9,9°C als mittlere Jahrestemperatur im Referenzzeitraum 1971-2000) mit seinen hier festgelegten fiktiven Standortbedingungen bezüglich der nutzbaren Feldkapazität von 50 mm und einer Lage von 20° südexponiert. Als Beispiel für feuchte Bedingungen wurde der Standort Schneifelforsthaus ausgewählt (657 m ü.NN, 1271 mm mittlerer Jahresniederschlag und 6,7°C mittlere Jahrestemperatur im Referenzzeitraum 1971-2000) mit fiktiven Standortbedingungen einer nutzbaren Feldkapazität von 200 mm und einer 20° Nordexposition. Durchschnittliche Standortbedingungen vertritt die Station Trier-Petrisberg (265 m ü.NN, 774 mm mittlerer Jahresniederschlag und 9,5°C mittlere Jahrestemperatur im Referenzzeitraum 1971-2000), wobei fiktive Standortbedingungen hinsichtlich der nutzbaren Feldkapazität von 150 mm bei einer ebenen Lage eingesetzt wurden. Hierbei werden für den Referenzzeitraum die Ergebnisse über die Messdaten dargestellt, für die nahe Zukunft über die Klimaprojektion des Emissionsszenarios A1B-normal und für die ferne Zukunft wird ein Ergebniskorridor über die Klimaprojektionen der Emissionsszenarien A1B-normal und -trocken erzielt. Im Anhang XI werden für die hier ausgewähl-

ten Standorte und Zeiträume weitere Ergebnisse von zusätzlichen Klimaprojektionen vorgestellt.



Legende: ***nFK:*** nutzbare Feldkapazität; ***MW:*** Mittelwert

Abb. 6.70: Jahresfaktor des Trockenheitsindikators BWd9 [%], dargestellt als Häufigkeitsverteilung für die unterschiedlichen 30-jährigen Zeiträume und Klimaprojektionen für die ausgewählten Standorte Roxheim (nFK 50 mm; 20° südexponiert), Trier-Petrisberg (nFK 150 mm; ebene Lage) und Schneifelforsthaus (nFK 200 mm; 20° nordexponiert) (GRIGORYAN 2012, schr. Mitt.).

Der Häufigkeit von potenziellen Trockenstresssituationen in der Vegetationszeit nach Indikator BWd9 für die betrachteten Zeiträume zeigt für Trier-Petrisberg im Referenzzeitraum (Messdaten[97]) für ca. 20 von 30 Jahren einen geringen Anteil in der Vegetationszeit an (0 bis 10%), bei dem sich Situationen von potenziellem Trockenstress für die Buche bildeten, wäh-

[97] Ergebnisse der Simulationen für die Kontrollläufe der Klimaprojektionen -normal und -trocken sind in Anhang XII zu sehen, wobei sich eine gute Übereinstimmung mit den Simulationsläufen der Messdaten zeigt.

rend innerhalb der restlichen ca. zehn Jahre etwa zu 10 bis 40% potenzieller Trockenstress für die Buche innerhalb der Vegetationszeit angezeigt wird. Vergleichsweise dazu ist beim Schneifelforsthaus im gesamten Referenzzeitraum wenig bis kein Trockenstress innerhalb der Vegetationszeiten aufgetreten. Dagegen gab es während des Referenzzeitraums am Standort Roxheim unterschiedlich geprägte Jahre (siehe relativ gleichmäßige Verteilung über verschiedene Klassen des BWd9), wobei davon in ca. 25 Jahren der Anteil der Vegetationszeit mit potenziellem Trockenstress bereits über 30% betrug. Bei der Betrachtung der künftigen Entwicklung des BWd9 auf der Basis der verwendeten Klimaprojektionen ist in Roxheim eine Zunahme der Jahre mit einem höheren Anteil der Vegetationszeit, in dem Trockenstress vorkommen kann, deutlich zu sehen. Während in der nahen Zukunft unter den Klimabedingungen des Emissionsszenarios A1B-normal nur ca. 5 Jahre eine Belastung von 60 bis 70% innerhalb der Vegetationszeit aufweisen, zeigt sich bei der Klimaprojektion des Emissionsszenarios A1B-trocken in der fernen Zukunft eine solche potenzielle Stressbelastung bei rund 20 Jahren. Eine ähnliche Zunahmetendenz ist bei der Station Trier-Petrisberg zu bemerken, aber mit geringerer Intensität, wobei in der nahen Zukunft die meisten Jahresfaktoren unter 10% bleiben und beim Szenario A1B-trocken in der fernen Zukunft die Werte von 20 bis 30% Anteil in der Vegetationszeit steigen. Am Standort Schneifelforsthaus bleibt der BWd9 aufgrund der dortigen Standorteigenschaften sowie der klimatischen Bedingungen, auch bei den verschiedenen betrachteten Projektionsläufen bis Ende des Jahrhunderts praktisch unverändert und zeigt somit keine oder sehr wenige Trockenstresssituationen für die Buche an. Bei der Betrachtung des projizierten Klimakorridors am Ende des Jahrhunderts sind für alle drei Beispielstandorte eher kleiner ausgeprägte Unterschiede beim Indikator BWd9 zu bemerken. Über die Mittelwerte (MW) aller 30-jährigen Jahresfaktoren ist ein Vergleich zwischen den Zeiträumen und Klimaprojektionen der unterschiedlichen Emissionsszenarien einfacher möglich und wird anschließend in der Übertragung auf die Fläche vorgestellt.

6.4.2 Regionalisierung des Indikators des potenziellen Trockenstresses

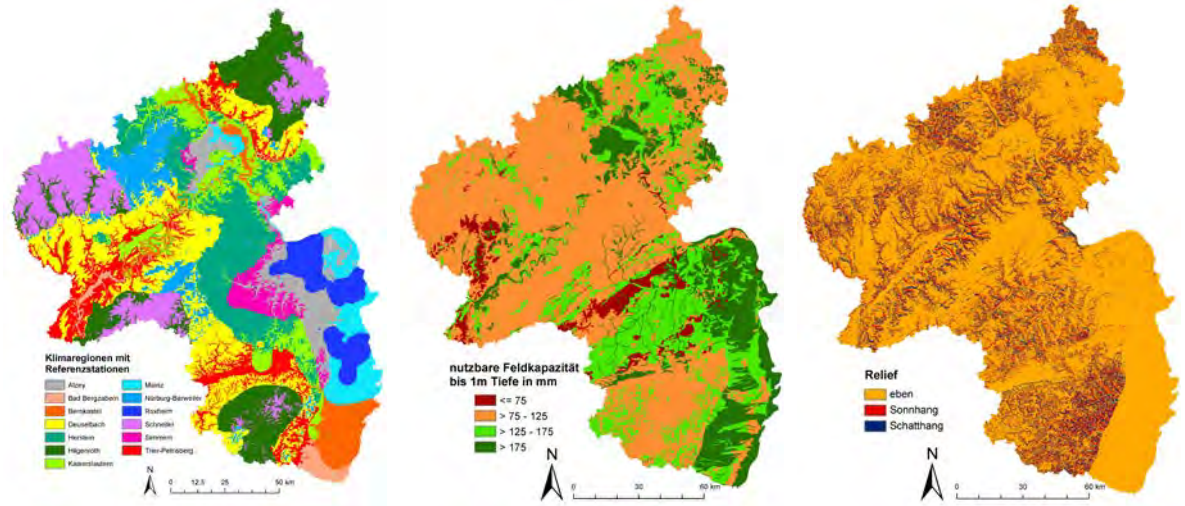
Für die Erkennung der regionalen Auswirkungen von Klimaveränderungen hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit der Waldstandorte, nämlich für 100-jährige Buchenbestände, erfolgt eine flächendeckende Darstellung des BWd9-Indikatorwertes. Dies geschieht mittels der bereits unter Abschnitt 5.4.2 erläuterten Landschaftsstratifizierung[98]:

i. Berücksichtigung der Klimaparameter Temperatur und Niederschlag für 13 Klimaregionen mit Bezug zu einer jeweils zugeordneten repräsentativen DWD-Klimastation (Abbildung 6.71 - A);

ii. Klassifizierung der nFK in vier Gruppen mit Hilfe der Karte der nutzbaren Feldkapazität (LGB-RLP 2009) passend zu den Klassen der fiktiven Standorte (Abbildung 6.71 - B);

[98] Vgl. Tabelle 5.19 Klasseneinteilung der Eingangsparameter der Landschaftsstratifizierung.

iii. Interpolation über das digitale Geländemodell (BEHERENS & SCHOLTEN 2002) mit 20 m Auflösung von drei Reliefgruppen, passend zur Charakterisierung der fiktiven Standorte (Abbildung 6.71 - C).



A: Klimaregionen in Abhängigkeit von Temperatur und Niederschlag in Rheinland-Pfalz mit ausgewählten DWD-Referenzstationen.

B: Gruppen der nutzbaren Feldkapazität bis 1m Tiefe für Rheinland-Pfalz.

C: Reliefgruppen, abgeleitet aus dem DGM 20m, für Rheinland-Pfalz.

Abb. 6.71: Flächige Darstellung der aggregierten und klassifizierten Parameter der Landschaftsstratifizierung (vgl. Tabelle 5.19) (CASPER et al. 2013).

Um eine gesamte regionale Einschätzung auf der Grundlage des BWd9 zu erhalten, ist die flächige Übertragung des Indikatorwertes in Verbindung mit der räumlichen Verschneidung der drei in Abbildung 6.71 dargestellten Parameter erforderlich. Zu jeder der 156 bestehenden Landschaftseinheiten von Rheinland-Pfalz wird für jeden Zeitraum und jede Klimaprojektion der BWd9-Indikatorwert des potenziellen Trockenstresses (in %) (Mittelwert der 30-jährigen Trockenstressjahresfaktoren) zugeordnet. Für die gesamte Fläche von Rheinland-Pfalz und die sieben Simulationsläufe[99] wird in Anhang XII die flächendeckende Übertragung des BWd9-Indikatorwertes auf die Landschaftseinheiten gezeigt. Die Darstellung der Entwicklung der Wasserverfügbarkeit für die Buche anhand des Indikators BWd9[100], begrenzt auf die Waldfläche, sowie für die verschiedenen Zeiträume bis Ende des Jahrhunderts bei den ausgewählten Klimaprojektionen zeigt die Abbildung 6.72.

[99] Referenzzeitraum (Messdaten, Kontrolllauf-normal, Kontrolllauf-trocken), nahe Zukunft (A1B-normal, A1B-trocken) und ferne Zukunft (A1B-normal, A1B-trocken).

[100] Klassen des BWd9 wurden äquidistant abgegrenzt und über einen Farbgradienten Blau-Grün-Orange ohne Einbindung von Schwellenwerten der physiologischen Stressbelastung dargestellt.

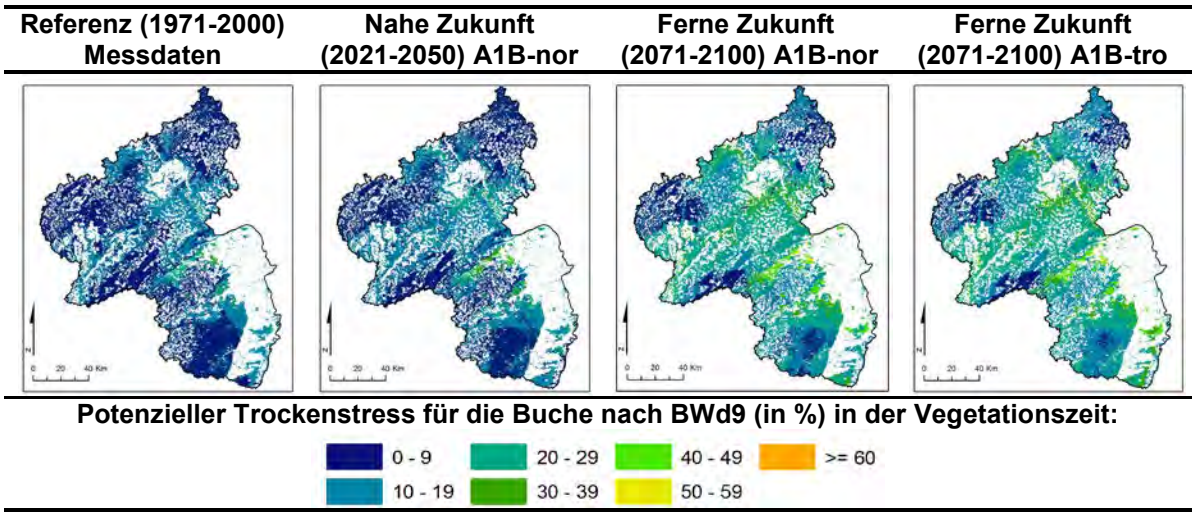


Abb. 6.72: Potenzieller Trockenstress nach BWd9 (in %) in der Vegetationszeit (als Indikator der Häufigkeit und Intensität von Wasserdefiziten im Wurzelraum während der Vegetationszeit der betrachteten 30-jährigen Perioden), parametrisiert für 100-jährige Buche, bezogen auf die gesamte Waldfläche von Rheinland-Pfalz (nach CASPER et al. 2013).

Die flächeninterpolierte Darstellung des BWd9-Indikatorwertes erlaubt bei regionaler Betrachtung eine gute Differenzierung von Wasserverfügbarkeitszuständen für die Buche im rheinland-pfälzischen Wald. Bei Betrachtung des Referenzzeitraumes über die Messdaten sind die für die Buche günstigen Räume (im Verhältnis zu ihrem realen Vorkommen), in denen nahezu keine Trockenheitssituationen vorkommen, vor allem die kollinen Lagen. Weniger günstige Lagen aus heutiger Sicht, bei denen im Mittel mit bis zu 40% Trockenheitssituationen in der Vegetationszeit gerechnet werden muss, werden im Nahetal abgebildet. Bei Betrachtung der Entwicklung des BWd9 bis zum Ende des Jahrhunderts ist eine deutliche Zunahme des potenziellen Trockenstresses zu bemerken. In der nahen Zukunft bestehen erst wenige markante Veränderungen, wobei dennoch eine leichte Zunahme des potenziellen Trockenstresses für die Buche erkennbar wird. Unter den Bedingungen der Klimaprojektionen für die ferne Zukunft sind sehr deutliche Hinweise auf eine relativ starke Veränderung bezüglich der Wasserverfügbarkeit und damit verbundenem potenziellem Trockenstress für die Buche erkennbar. Beim hier extremsten betrachteten Emissionsszenario A1B-trocken sind die Höhenlagen (Eifel, Westerwald, Hunsrück) weiterhin mit sehr geringem bis keinem potenziellen Trockenstress belastet, während sich die Hänge der großen Flusstäler bereits mit BWd9-Indikatorwerten von über 30% präsentieren, wobei auch hier das Nahetal Spitzenwerte um die 50% erreicht. Im wichtigen forstlichen Raum des Pfälzerwaldes sind unterschiedliche Intensitäten der Zunahme des potenziellen Trockenstress anzunehmen. Im nördlichen Teil, wo eher nachteilige klimatische und edafische Bedingungen zusammentreffen, zeigt sich eine intensivere Zunahme des potenziellen Trockenstresses (in Größenordnungen von 20 bis 50%), während der mittlere und südliche Pfälzerwald weiterhin geringe BWd9-Indikatorwerte, vor allem in höheren Lagen, bewahren kann.

7 Diskussion

Der Wald und seine Anfälligkeit gegenüber dem Klimawandel wurden in der vorliegenden Arbeit unter verschiedenen Aspekten für den regionalen Maßstab von Rheinland-Pfalz untersucht. Die bereits dargestellten methodischen Ansätze (Abschnitt 5.1) lieferten in Abschnitt 6.1 zahlreiche Ergebnisse, die auf der Baumartenebene neue Erkenntnisse zu den möglichen künftigen Wirkungen des Klimawandels auf die rheinland-pfälzischen Waldökosysteme präsentieren. Aufgrund des einleitend formulierten übergeordneten Ziels dieser Arbeit werden die verschiedenen Ergebnisse nun integriert betrachtet, so dass möglichst belastbare Aussagen erreicht werden können. Somit wird zunächst (Abschnitt 7.1) eine baumartenspezifische integrierte Übersicht der Ergebnisse mit den Erkenntnissen aus unterschiedlichen regionalen, nationalen oder internationalen Forschungsarbeiten kritisch verglichen und diskutiert. Darauf aufbauend wird eine zusammenfassende Matrixdarstellung (Abschnitt 7.2) präsentiert, die eine rasche Identifizierung von Risiko- und Chancenräumen für die Hauptbaumarten auf der Ebene des rheinland-pfälzischen Waldes erlaubt. Zuletzt werden in Abschnitt 7.3 die Gesamtmethode bzw. die Vorgehensweise dieser Arbeit als Ganzes diskutiert sowie hierbei bis jetzt unbeachtete Themenbereiche des Problemkomplexes Wald und Klimawandel angesprochen (Abschnitt 7.4).

7.1 Integrierte Betrachtung von Risiken und Chancen der Hauptbaumarten

7.1.1 Buche

Bei einer integrierten Betrachtung der verschiedenen Ergebnisse der Klimaprojektionen ist festzustellen, dass Rheinland-Pfalz der Buche auch künftig weiterhin gute klimatische Verhältnisse bieten kann. Die auf Rheinland-Pfalz übertragenen Bioklima-Hüllen zeigen überwiegend nicht zu starke Abweichungen von den Bedingungen innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes der Buche. Aufgrund der zentralen Lage von Rheinland-Pfalz im Verbreitungsgebiet der Buche (BOHN & NEUHÄUSL 2003, EUFORGEN 2009) finden sich heute und auch künftig die notwendigen Rahmbedingungen für die klimatische Nische dieser Baumart. Diese Tendenz lässt sich an Ergebnissen von verschiedenen Studien auf der europäischen Makroskala belegen. In verschiedenen Modellierungsdekaden zur realisierten klimatischen Nische bis zum Ende des Jahrhunderts und unter verschiedenen Emissionsszenarien wird konsequent eine Darstellung einer nordgerichteten Ausbreitung der Buche gegenüber einem

südwestlichen Arealverlust (SYKES et al. 1996, KRAMERA et al. 2010) beschrieben, wobei sich der Raum Rheinland-Pfalz innerhalb dieses Rahmens befindet. Nach der differenzierteren Eignungseinstufung auf der Basis von Vorkommen und Bonität (Klimaeignungskarten) ist auf der regionalen Ebene und bis zum Ende des Jahrhunderts zu erkennen, dass die Buche in den Großräumen Eifel, Westerwald und Hunsrück unter den projizierten Klimabedingungen im Lauf des Jahrhunderts stabil „geeignete“ bis „sehr gut geeignete“ Bedingungen vorfinden kann und dass eine Temperaturerhöhung – gleichbedeutend mit einer Verlängerung der Vegetationszeit – in submontanen bis montanen Lagen zu erhöhtem Wachstum und Vitalität der Buche führen kann. Die hier im Ergebnis resultierende dynamische Diagnose der klimatischen Standortsveränderung ist mit Aussagen von Arbeiten von AMMER et al. (2005: 63), SUTMÖLLER et al. (2008: 152) und MICHIELS (2009: 20) übereinstimmend. Derartige Tendenzen für die Höhenlagen hatten ALBERT & SCHMIDT (2010a: 744) bereits bei einer Modellierung der Bestandsproduktivität entlang eines Temperaturgradienten für den Harz festgestellt. Ebenfalls sind solche Ergebnisse in Bezug zur physiologischen Reaktion im Waldwachstumsmodell BALANCE in der Tendenz z.T. wieder erkennbar, indem die durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwächse von mittelalten Buchenbeständen der montanen Lage unter den Bedingungen des Emissionsszenariums A1B-trocken im Vergleich zur Referenz zunehmen. Unter Einbeziehung weiterer Annahmen simulierte das Modell SILVA für den Zeitraum von 100 Jahren die gesamte Derbholzproduktion von verschiedenen Waldtypen. Buche als Reinbestand oder in Mischung mit Fichte zeigte sich in den montanen Lagen, bezogen auf den Verlauf der gesamten Derbholzproduktion, am wenigsten von den projizierten Klimaveränderungen betroffen. In den submontanen Lagen wurden jedoch Abnahmen in der Derbholzproduktion gegenüber der Referenzsituation und unter den angenommenen Bestockungsentwicklungen berechnet, die für die entsprechenden Mischungstypen rd. 25% betragen können. Was das Wasserangebot anbelangt, deutet der Indikator-BWd9 für die submontanen und montanen Lagen auf unveränderte Niveaus von nur sehr geringem potenziellem Trockenstress im Verlauf des Jahrhunderts hin – ein deutlicher Hinweis auf eine ausreichende Wasserversorgung.

Es sind die kollinen und vor allem die planaren Stufen, in denen alle betrachteten Baumarten – auch die Buche – relativ große Veränderungen erleben, die zur Verschlechterung ihrer Wohlfühlbereiche beitragen können. Die für diese Räume projizierte Zunahme der Temperatur um 2°C, die für die Buche allein noch kein ökologisches Problem darstellen sollte (MANTHEY et al. 2007: 444), kann in Verbindung mit einer 20%igen Abnahme des heute schon relativ geringen Niederschlags in der Vegetationszeit die trockenheitssensible Buche (BACKES & LEUCHSNER 2000, RENNENBERG et al. 2004: 218, FRIEDRICHS et al. 2009: 737) nachteilig beeinflussen. Über die Ableitung der bioklimatischen Parameter Temperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit sowie im meteorologischen Sommer in den natürlichen Verbreitungsgebieten der Buche zeigten sich für die Gebiete der Rheinebene und der Nordpfalz Hinweise auf Bedingungsverschlechterungen. Hierbei sind die mittleren Temperaturen sowie die Niederschlagsmenge außerhalb der klimatischen Nische Hinweise auf eventuell längere Dürreperioden, die die Buche laut MUCK et al. (2009: 54) besonders schlecht im Frühsommer vertragen kann. Auch im Mosel- und Nahetal weisen alle Methoden im Vergleich zur Refe-

renz auf eine Verschlechterung der Bedingungen für die Buche hin. Über die Erhöhung der Temperatur und die Abnahme des Niederschlags in der Vegetationszeit zeigen die Klimaeignungskarten eine Eignungsabstufung von „geeignet“ bzw. „gut geeignet“ auf „bedingt geeignet“ bzw. „nicht geeignet“ an. Die Einbeziehung der Bodeneigenschaften und der Reliefsituation bei den Wasserhaushaltssimulationen für fiktive 100-jährige Buchenbestände verdeutlichen ebenso diese Tendenz. Allerdings werden die klimainduzierten Veränderungen dank der örtlich gegebenen hohen nutzbaren Feldkapazitäten (*e.g.* südliche Rheinebene oder westliches Moseltal) relativiert oder im Gegensatz dazu aufgrund niedriger nutzbarer Feldkapazitäten (*e.g.* rotliegender Teil des Nahetals) sogar verschärft. Es sind auch diese zuletzt genannten Landschaftsausschnitte, denen sich nach den Waldwachstumssimulationen die größeren prozentualen Produktivitätsverluste der Buche zuordnen lassen. Nach dem Modell BALANCE sind hier Abnahmen der durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwächse von bis zu 70% zu erwarten, die, integriert in das Modell SILVA, für die Buche in ihren unterschiedlichen Mischungstypen bis zum Ende des Jahrhunderts und im Vergleich zur Referenz Abnahmen bei der gesamten Derbholzproduktion von bis zu 36% erwarten lassen. Die Hinweise auf eine starke negative Beeinträchtigung der Buche im Großraum der Rheinebene, die aufgrund der Ergebnisse der Bioklima-Hüllen, der Klimaeignungskarten und der Wasserverfügbarkeit abgeleitet werden können, werden von den Ergebnissen der Waldwachstumssimulationen relativiert. Laut den Ergebnissen des Modells SILVA liegen die Veränderungen der gesamten Derbholzproduktion, zusammengefasst nach Bestandstypen, in denen die Buche als Mischbaumart vertreten ist, je nach betrachtetem Emissionsszenario im Bereich zwischen +2 bis -6%. Hierbei hat allerdings die angenommene Waldentwicklung bis 2100 einen großen Einfluss. Die Buche ist nur wenig auf der Fläche vertreten und nimmt stets die Rolle einer Nebenbaumart ein. Auf diese Art werden die von BALANCE gelieferten Zwischenergebnisse der Waldwachstumssimulationen, die eine ausgeprägt negative Reaktion der Buche auf die Klimaveränderungen zeigen, deutlich überlagert. Auf diesen Standorten, auf denen die Buche schon heute einen gewissen potenziellen Trockenstress erlebt und wo zukünftig solche Situationen als häufiger auftretend vorhergesagt werden, könnten durch Selektionsprozesse Räume für evolutionäre Anpassungen der Buche entstehen (KÖLLING et al. 2005: 698, CZAJKOWSKI & BOLTE 2006: 38).

Im buchengeprägten Großraum des Pfälzerwaldes sind unterschiedliche Intensitäten der Klimawandelfolgen für die Buche zu erwarten. In den Waldwachstumssimulationen werden nur geringe physiologische Reaktionen bzw. Veränderungen angezeigt. Gleichermaßen weisen dementsprechend die integrierten Simulationen mit SILVA bei zahlreichen Mischungstypen der Buche, vor allem mit Kiefer, Eiche und Fichte auf weiterhin potenziell geeignete Bedingungen hin – in Relation zur Referenzsimulation ist die Abnahme der gesamten Derbholzproduktion in einer Größenordnung von 10% eher weniger bedeutend. Der nördliche und östliche Teil sind teilweise außerhalb der klimatischen Nische und erfahren nach Vorkommen und Bonität eine Abstufung von „gut geeignet“ zu „bedingt geeignet“. Dazu tragen die nachteiligen edafischen Verhältnisse bei, indem durch die BWd9-Werte gezeigt wird, dass potenzieller Trockenstress mit ca. 20% in der Referenzzeit bis ca. 50% in der fernen Zukunft im

mittleren und südlichen Pfälzerwald deutlich zunehmen kann. Vor allem auf den höchsten Lagen werden aber weiterhin geringe BWd9-Indikatorwerte – bis 20% – beibehalten.

Untersuchungen der aktuellen und heutigen Wasserversorgung im Rahmen des Projektes ForeStClim, die sich auf der Mikro-Skala auf einen Standort in mittleren Pfälzerwald – Versuchsfläche Merzalben – konzentrierten, zeigten eindeutig, dass die Buche (Alt-Bestand) hier künftig gut mit Wasser versorgt sein wird. Bei der Betrachtung einer Spannweite von möglichen Klimaentwicklungen sind für diesen Standort bei zwei Indikatoren für Trockenstress (Bodenwasserverfügbarkeit bei *nFK40* und Transpirationsdifferenz - *Tdiff*) sehr geringe Werte von Trockenstressrisiken der Buche zugeordnet worden (KARL et al. 2012: 92ff.). Trotz signifikanter unterschiedlicher Annahmen und Methoden kommen Ergebnisse aus Nachbarregionen zu durchaus ähnlichen Erkenntnissen. Bereits für die nahe Zukunft (2021-2050) und beim Emissionsszenario B2-mittel projizieren Resultate der FVA BADEN-WÜRTEMBERG (2012) nach der Methode nach MICHIELS et al. (2010) eine Abnahme der *Eignung* der Buche im Oberrheingraben von „möglich“ nach z.T. „wenig geeignet“. Für das elsässische Grenzgebiet stellen BOEUF & GAUTIER (2009: 12) für Ende des Jahrhunderts unter dem Emissionsszenario A2 eine Zunahme der *Vulnerabilität* in zwei Stufen von „gepuffert“ zu „sehr sensibel“ dar. Im hessischen Grenzgebiet zeigen ALBERT & SCHMIDT (2010b), dass die *Standort-Leistung* für die ferne Zukunft nach dem Emissionsszenario A1B-trocken ebenfalls eine negative Entwicklungstendenz für die Buche aufweist, d.h. dass sich die Ertragsleistung im nördlich angrenzenden Bereich von „I.5 (und besserer) Ertragsklasse“ auf „I.5 bis II.5 Ertragsklasse“ verringert, wobei sich im Süden sogar Veränderungen von „I.5 bis II.5 Ertragsklasse“ auf teilweise „II.5 (und schlechterer) Ertragsklasse“ ergeben können. Die auf der gleichen Methode beruhende Darstellung der *Standort-Leistungsfähigkeit* der Buche für ganz Deutschland bewertet für den *Status quo* den größten Teil von Rheinland-Pfalz mit „I.5 bis II.5 Ertragsklasse“. Eine Ausnahme ist der mit „I.5 (und besserer) Ertragsklasse“ insgesamt positiver bewertete Westerwald, der sich auch für die ferne Zukunft so verhält. Mosel- ‚Nahe- und südliches Rheintal sowie der südliche Pfälzerwald sind mit „II.5 (und schlechterer) Ertragsklasse“ am ungünstigsten eingestuft. Auf Basis von vielfältigen bioklimatischen Prädiktoren nach CASALEGNO et al. (2010) extrapoliert das Joint Research Centre (JRC 2012) für den europäischen Raum eine Veränderung der *Habitateignung* für die Buche unter unterschiedlichen globalen Klimamodellen und Emissionsszenarien. Für das Gebiet von Rheinland-Pfalz unterscheiden sich die Projektionen bei verschiedenen Klimamodellen nicht signifikant, jedoch hinsichtlich der Emissionsszenarien. Gegenüber der Referenzsituation (Jahr 2000), in der ganz Rheinland-Pfalz als „sehr geeignet“ dargestellt wird, wird am Ende des Jahrhunderts (Jahr 2080) beim Szenario B2 lediglich der nördliche Teil des Landes in dieser Einstufung bleiben, wobei demgegenüber beim Szenario A2 der größte Teil des Landes als „nicht geeignet“ eingestuft wird.

Verschiedene andere Umweltparameter und ihre Interaktionen können weitere signifikante Einflüsse auf die Buche im Zuge des Klimawandels haben. Phänologische Beobachtungen von ZIEGLER (2011: 12ff.) zeigen bei einem tendenziell früheren Austrieb eine verlängerte Vegetationszeit. Es werden sich auch die Winterverhältnisse verändern, die damit ihrerseits

die Buche beeinflussen können, denn laut MICHIELS et al. (2009: 18f.) können mildere und regenreichere Winter zum Einen die Energiebilanz der Buche überlasten und zum Anderen die Bedingungen für schädigende Pilzinfektionen begünstigen. Trotz der Tendenz einer Klimaerwärmung belegen KODRA et al. (2011), dass auch im zentralen Europa die Magnitude von extremen Frostereignissen nicht sinken wird. Dies kann die Buche, vor allem nicht überschirmte Verjüngung, für ein erhöhtes Spätfrostrisiko exponieren (ROLOFF & GRUNDMANN 2008: 9, KREYLING et al. 2012: 16). Hierbei soll jedoch die Provenienz eine entscheidende Rolle spielen (VISNJIC & DOHRENBUSCH 2004: 106, PROBST 2011a: 37). Diese ist auch entscheidend für die Trockenheitsresistenz. ROSE et al. (2009: 342) beweist dies an der eher niedrigen Resistenz von maritimen Provenienzen gegenüber Trockenheit im Vergleich zum kontinentalen Provenienzen. Zugrunde liegt, dass kontinentale Provenienzen wegen häufiger auftretenden Sommertrockenheitsbedingungen besser angepasst sind.

Der künftige Anbau von fremden Buchenherkünften, die gegenüber Frostsituationen resistenter sein können oder die unter trockenen Bedingungen eine geringere Stressbelastung zeigen, benötigt aussagekräftige mittel- bis langfristige Anbauversuche – so wird etwa in Bayern die Verwendung von Buchenherkünften aus wärmeren und trockeneren Regionen geprüft (MUCK et al. 2009: 55). Dennoch warnt VON WÜHLISCH (2012: 24) aufgrund festgestellter unerwarteter ökotypischer Variationen auf einer Provenienzversuchsfläche in Nordspanien vor den Schwierigkeiten der Bildung bestimmter Aussagen über die Anpassungsfähigkeit der Buche an Klimaerwärmungen. Angesichts der Unsicherheit über das künftige Klima regen AMMER et al. (2005: 65) eine Bevorzugung lokaler Ökotypen dieser Baumart an. Aufgrund ihrer eher geringen genetischen Differenzierung zwischen unterschiedlichen Beständen in Rheinland-Pfalz (TUROK et al. 1998: 134) hinterfragen MAURER & TABEL (2000: 230) die rheinland-pfälzische Buche als eine einzelne „Großpopulation“, wobei sie auf der Subpopulationsebene des Bestandes dennoch ein hohes Maß an genetischer Variation zeigen kann. Diese Variation wird als Nachweis für ihre Anpassungsfähigkeit an sehr unterschiedliche Klimaten und Standorte über ihre erfolgreiche nacheiszeitliche Verbreitungsgeschichte als herrschende europaweite Baumart gedeutet (KÖLLING et al. 2005: 697).

Gerade im Zuge des Klimawandels vermag die Buche aufgrund ihrer klimatischen Elastizität und ihrer Eignung zum Umbau von Fichten- und Kiefernreinbeständen (MUCK et al. 2009: 54) in buchenreiche Mischwälder an Bedeutung zu gewinnen. Unterschiedliche Aspekte zur Buche im Klimawandel werden weiterhin konstruktiv diskutiert werden müssen (vgl. *e.g.* RENNENBERG et al. 2004 und AMMER et al. 2005), wodurch Anregungen und Forschungsbedarf (BOLTE 2005: 1077) entstehen. Nach dem aktuellen Stand der Forschung und hinsichtlich einer klima- und standortgerechten Baumartenwahl bleibt also die Buche weiterhin ein „wesentliches und unverzichtbares Element (des) naturnahen Waldbaus in Mitteleuropa“ (KÖLLING et al. 2005: 699) und damit auch in Rheinland-Pfalz.

7.1.2 Eiche

Die Einschätzung der künftigen Eignung der Eiche in Rheinland-Pfalz hat sich auf die Traubeneiche (*Quercus petraea*) konzentriert. Diese Art umfasst ca. 14% des öffentlichen Waldes und unterscheidet sich wesentlich in ihrem Verbreitungsmuster in Rheinland-Pfalz sowie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet von der Stieleiche (*Quercus robur*) (BOHN & NEUHÄUSL 2003, EUFORGEN 2009), die in Rheinland-Pfalz nur einen Anteil von knapp 2% erreicht. Bei der Waldwachstumssimulation wurde die Ableitung der physiologischen Reaktion nach Baumartengruppen getrennt vorgenommen, wobei hierbei Trauben-, Stiel- und Roteiche vereint betrachtet wurden.

Eine integrierende Interpretation der verschiedenen Ergebnisse zeigt für die Traubeneiche unter den projizierten Klimaveränderungen in Rheinland-Pfalz, dass sie auch weiterhin für große Teile des Landes als geeignet gelten kann. Gegen Ende des Jahrhunderts zählen die Eifel, der Westerwald, der Hunsrück und der Pfälzerwald bei den projizierten Klimabedingungen des Emissionsszenarios A1B-trocken zu den günstigsten Räumen für die Eiche. Im Hinblick auf die verschiedenen erfassten Klimaparameter befinden sich diese Gebiete weiterhin innerhalb der klimatischen Nische diese Art. Die differenzierte Einschätzung der klimatischen Eignung nach dem Vorkommen und der Bonität der Eiche anhand der jährlichen Durchschnittstemperatur und des Niederschlags in der Vegetationszeit bewertet diese Räume als stabil und geeignet bis zum Ende des Jahrhunderts. Die submontanen und montanen Lagen des Landes zeigen sogar eine deutliche Verbesserung der klimatischen Eignung für die Eiche. Dank der projizierten Temperaturerhöhung steigt die Bewertung von „nicht geeignet“ auf z.T. „sehr gut geeignet“. Hierbei würde sich auch eine denkbare Abnahme von Schneeereignissen positiv auf die Eiche auswirken, da sie mit extremen Wintern schlecht zurechtkommt (KRAMER 1988: 104). Diese Entwicklung wird von der physiologischen Reaktion der Eiche im Modell BALANCE durchaus anhand älterer Bestände in montanen Landschaften bestätigt, die eine Erhöhung des durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwachses präsentieren. (In diesen Landschaften sind jedoch Eichenwaldtypen gemäß dem angewandten Stratifizierungsverfahren nicht erfasst worden, somit wurde auch keine 100-jährige Waldwachstumssimulation ermöglicht.). Folglich erscheint dennoch, wie von VON TEUFFEL (2010: 34) gesehen, eine Erweiterung des Anbauareals in den Höhenlagen möglich.

An den Talhängen der größeren Flüsse Nahe und Mosel sowie in Teilen des Rheintals können die Bedingungen für die Eiche im Verhältnis zur Referenzsituation unvorteilhafter werden. Hier weisen die Klimaeignungskarten auf einen Eignungsverlust von „gut geeignet“ bzw. „geeignet“ auf „bedingt geeignet“ in den Bereichen der Mosel, der Nahe und der Nordpfalz hin bis zu „ungeeignet“ in der Rheinebene. Diese Tendenz ist auch über die Waldwachstumssimulation wiederzuerkennen, da sich hier eine negative physiologische Reaktion zeigt, die auch zur Reduktion der gesamten Derbholzproduktion in Relation zum Referenzzeitraum führt. In der Rheinebene und der Nordpfalz, wo die Eiche in Mischbeständen mit Buche und Kiefer signifikante Flächenanteile bis Ende des Jahrhunderts besitzt, sind beachtliche Abnahmen der gesamten Eichenderbholzproduktion in einer Größenordnung von bis zu 20% auszumachen. Im Rahmen der Methode der klimatischen Nische ist aber der Südteil der

Rheinebene, dank der dortigen höheren Niederschlagsmengen im Vergleich zum nördlichen Bereich, am Ende des Jahrhunderts unter dem dann projizierten Klima immer noch innerhalb ihrer klimatischen Nische.

Ein normative Betrachtung zur Wasserverfügbarkeit für die Eiche in Rheinland-Pfalz kann über die Ergebnisse des potenziellen Trockenstresses für die Buche hergeleitet werden. Unter der Annahme, dass die Buche einen wesentlich größeren Wasserbedarf bzw. eine ausgeprägtere Trockenheitssensibilität als die Eiche aufweist (*e.g.* LEUSCHNER et al. 2001: 44, FRIEDRICHS et al. 2009: 737, ZANG et al. 2011: 107), erscheint die Aussage eines nur niedrigen bis nicht existenten potenziellen Trockenstresses für die Buche nach BWd9 in der Eifel, im Westerwald, im Hunsrück und im Pfälzerwald auch auf die Eiche übertragbar. Dieser normative Vergleich erlaubt eine Relativierung der projizierten Situation für die Eiche in der Rheinebene. Im Vergleich zur relativ signifikanten Erhöhung des potenziellen Trockenstresses für die Buche bei dortigen durchaus förderlichen nutzbaren Feldkapazitäten (zwischen 125 und 175 mm) sollte, wie bereits oben erwähnt, die trockenheitstolerantere Eiche besser abschneiden. Auch im Nahegebiet und im nördlichen Pfälzerwald sollte die Eiche vergleichsweise zur Buche eine relativ sanfte Veränderung erleben, wobei hier allerdings die geringeren nutzbaren Feldkapazitäten des Bodens (weniger als 75 mm) im Zusammenhang mit den künftigen klimatischen Verhältnissen tendenziell eine Verschlechterung in Richtung eines erhöhten potenziellen Trockenstresses bedeuten können. Die Ableitung der Veränderung des potenziellen Trockenstresses der Eiche über den BWd9-Indikator der Buche ist trotz eines rein normativen Ansatzes legitim. Für die Eiche sollte eine Parametrisierung des WaSim-ETH Wasserhaushaltsmodells vor allem über den Parameter des Verlaufs des Blattflächenindexes angepasst werden, wobei nur geringe Unterschiede zur Buche möglicherweise nur geringe Auswirkungen auf die Simulationsergebnisse hätten (GRIGORYAN 2012, mdl. Mitt.). Beim Trockenheitsindikator sollten im Wesentlichen die Schwellenwerte anpasst werden, die vergleichsweise zur Buche eine größere Trockenheitstoleranz ausdrücken.

Auf der Grundlage von teilweise sehr unterschiedlichen methodischen Ansätzen wird in den Nachbarregionen von Rheinland-Pfalz über die künftige Eignung der Eiche im Zuge des projizierten Klimawandels geforscht. Für südlich angrenzende französische Waldflächen des Elsass projizieren BOEUF & GAUTIER (2009: 12) eine Heraufstufung der *Vulnerabilität* der Traubeneiche um zwei Niveaus, vom positiven „gepuffert“ bis zum negativen „sehr sensibel“ bis zum Ende des Jahrhunderts auf der Grundlage der Klimaprojektionen des Emissionsszenarios A2. Die FVA BADEN-WÜRTEMBERG (2012) sieht nach der Methode von MICHIELS et al. (2010) in den angrenzenden Waldbereichen von Baden-Württemberg schon für die nahe Zukunft und unter dem relativ milden Emissionsszenario B2 eine Änderung für die Traubeneiche bezüglich der *Eignung* von „geeignet“ auf „möglich“ – was eine Herabsetzung um zwei Stufen im Verhältnis zum Referenzjahr 2000 bedeutet. Unter den Bedingungen der Projektionen des Emissionsszenarios A1B-trocken schätzen ALBERT & SCHMIDT (2010b) die Eignung für die Eiche in den angrenzenden hessischen Waldflächen ein. Hierbei verändert sich die *Standortsleistung* der Eiche von „I,5 (oder besserer) Ertragsklasse“ beim gegenwärtigen *Status quo* auf „I,5 bis II,5 Ertragsklasse“ am Ende des Jahrhunderts. Darüber hinaus liegt unter

Anwendung der gleichen Methode und auf der Ebene der Bundeswaldinventur-Punkte eine Einschätzung für ganz Deutschland vor. Diese Einschätzung bewertet die *Standortleistungsfähigkeit* der Traubeneiche in Rheinland-Pfalz am Ende des Jahrhunderts vor allem mit „I,5 bis II,5 Ertragsklasse“, wobei sich der Westerwald, die Westpfalz und der Hunsrück mit einer „I.5 Ertragsklasse (und besser)“ positiv abheben, während hingegen das Mosel- und Nahetal mit einer „II.5 Ertragsklasse (und schlechter)“ deutlich schwächer abschneiden – das zeigt, dass auch auf der regionalen Ebene im Umfeld von Rheinland-Pfalz im Wesentlichen gleichgerichtete Einschätzungen im Vergleich zu den hier erarbeiteten Ergebnissen vorliegen. Nach CASALEGNO et al. (2010) extrapoliert das Joint Research Centre (JRC 2012) auf Basis von diversen bioklimatischen Prädiktoren für den europäischen Raum die Veränderung der Habitateignung der Traubeneiche bei verschiedenen Klimaglobalmodellen sowie Emissionsszenarien. Für das Gebiet von Rheinland-Pfalz unterscheiden sich die Projektionen unter den verschiedenen Klimamodellen und Emissionsszenarien. Generell ist aber bei Gegenüberstellung zur Referenzsituation (Jahr 2000) eine Erhöhung der *Habitateignung* in Rheinland-Pfalz am Ende des Jahrhunderts (Jahr 2080) zu erwarten, die vor allem beim Emissionsszenario B2 ausgeprägt ist.

Die vorliegende regionale Eignungsbewertung nützt bei der Erkennung von Gebieten, in denen künftig die Eiche auf Einschränkungen treffen kann. Untersuchungen zeigen, dass, obwohl die Traubeneiche mit Wachstumseinbrüchen auf (extreme) Trockenheitssituationen reagiert, sie eine eindrucksvolle Fähigkeit zu Erholung hat, indem sich ihr Zuwachs schnell wieder stabilisiert (LEBOURGEOIS 2006, KRÖNER 2011, MEINARDUS & BRÄUNING 2011: 11, ZANG et al. 2011: 107, THOMAS 2012) – u.a. daraus folgend wird sie als trockenheitstolerant oder -resistent bezeichnet. Auch im Zuge des Klimawandels und wie bei der Diskussion der Buche bereits vermerkt wurde, ist die projizierte Verlängerung der Vegetationszeit nicht nur mit der Möglichkeit einer Wachstumszunahme korreliert, sondern auch mit der Zunahme von Spätfrostereignissen. Diese Gefahr trifft auf die Traubeneiche zu. Obwohl *e.g.* ROLOFF & GRUNDMANN (2008: 10) die eher subatlantisch-submediterrane Art als „gut spätfrostresistent“ bezeichnen, können solche Ereignisse u.a. zu Frostrissen und Frostnekrosen am Stamm (*e.g.* MAYER 1984: 106, THOMAS et al. 2002: 285,) oder zur Blütenzerstörung führen (DENGLER 1990: 62). Unter dem Einfluss der beiden oben genannten abiotischen Faktoren wird der Traubeneiche allerdings gegenüber biotischen Faktoren viel empfindlicher. Es ist die Kombination von solchen (und anderen) Faktoren, die laut THOMAS et al. (2002) seit langer Zeit zur Komplexkrankheit in Zentraleuropa und zum Eichensterben führen. In Rheinland-Pfalz zeigen sich diese Phänomene mit steigender Tendenz, bei der Arten wie *e.g.* der Zweipunkt-Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*) oder die Eichenwickler-/Frostspanner-Raupen (*e.g. Operophthera brumata* oder *Tortrix viridana)* wichtige Schaderreger sind (SCHRÖTER et al. 2012: 18). Darüber hinaus sind Pathogene, wie der bei Eiche vorkommende Hallimasch (*Armillaria mellea*), vermutlich auch an der Komplexkrankheit beteiligt (THOMAS 2008: 5). Mit häufigen Trockenheits- und Spätfrostsituationen und einem Anstieg der Befallskraft von bisher weniger bedeutsamen sowie neuen wärmeliebenden Schädlingen (BOLTE et al. 2009a: 271) steigt insgesamt das Schädlingsbefallsrisiko bei der Eiche in Zeiten des Klimawandels. Diese Tatsache erhöht die Bedeutung einer Waldschutzstrategie für der Eiche, zu der ggf.

ein Pflanzenschutzmitteleinsatz ebenso gehörten wie angepasste waldbauliche Maßnahmen (PETERCORD & LOBINGER 2001: 22, DELB et al. 1999: 235).

Dennoch wird auch unter den oben genannten Umständen die Traubeneiche von zahlreichen Experten (*e.g.* BOLTE et al. 2009a: 272, VON LÜPKE 2009: 70, REIF et al. 2010a: 32, VON TEUFFEL 2011: 34) als „Gewinner" des Klimawandels wahrgenommen. Deshalb soll trotz angesichts bekannter waldbaulicher Praxisschwierigkeiten (Wildverbiss, Verjüngung usw.) ihr aktiver Anbau gefördert werden. Chancen für die Traubeneiche sind fernerhin dort zu erwarten, wo die Buche an ihre Trockengrenze stößt (KÖLLING 2006: 2, FRANKE & KÖSTNER 2007: 144). Die hier zu vermutende „Entkräftung" der Konkurrenz der Buche wird zugunsten der Eiche erwartet (REBETEZ & KIENAST 2005: 34, RUTISCHAUSER 2006: 22). Hierzu trägt wohl auch die genetische Differenzierung der Traubeneiche bei, die vergleichsweise zu anderen Baumarten relativ hoch ist und die als „Maß" zur Anpassungsfähigkeit an die projizierten Klimaänderungen von großer Bedeutung sein kann (NEOPHYTOU 2012: 39). So stellen MÜLLER-STARCK & MAURER (2004: 89ff.) über eine genetische Charakterisierung der rheinland-pfälzischen Traubeneichen eine hohe genetische Variation innerhalb der Populationen fest, trotzt der eher geringen Differenzierung zwischen den untersuchten Beständen. Mit Blick auf Anpassungsvorgänge der Eiche vergleichen HAASE et al. (2011) die genetische Variation zwischen Eichenniederwäldern (bei warm-trockenem Standort) und einem Kernwald-Erntebestand (auf einem besser wasserversorgtem Standort) an der Mosel. Vorläufige Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede in den genetischen Strukturen für das Dehydrin3-Gen, was ein Hinweis auf spezifische adaptive Prozesse der Traubeneiche in trockenen Niederwäldern ist.

Weitere Eichenarten werden im Kontext klimagerechter waldbaulicher Anpassungen des Öfteren diskutiert. So präsentiert die im Land vorkommende Stieleiche trotz ihrer Trockenheitsanfälligkeit eine große Toleranz gegenüber Staunässeböden (THOMAS 2012) und kann somit für gewisse Bereiche von Interesse sein. Dank ihrer Wärmetoleranz können Roteiche (*Quercus rubra*) bei ausreichenden Niederschlägen (GAUER 2011: 24) oder Flaumeiche (*Quercus pubescens*) (KÖLLING et al. 2008b: 805, REBETEZ & KIENAST 2005: 33) in Zukunft interessante Ergänzungs- oder sogar (partial) Ersatzbaumarten sein, auch für den rheinland-pfälzischen Wald. Weitere Arten der mediterranen Eichenwälder, wie Steineiche (*Quercus ilex*) oder Ungarische Eiche (*Quercus frainetto*), werden auf ihre zukünftige potenzielle Anbaueignung in Deutschland hin analysiert, wobei hierbei bezüglich relevanter ökonomischer sowie ökologischer Faktoren noch ein großer Forschungsbedarf besteht (GLATZER & SCHRAMM 2010, LITSCHEL & SCHRAMM 2010). Die Traubeneiche als eine aktuell charakteristische Baumart rheinland-pfälzischer Waldlandschaften ist nach dem dargestellten Stand der Forschung auch zukünftig als geeignete Baumart zu betrachten, deren Bedeutung regional unterschiedlich zunehmen kann.

7.1.3 Fichte

Während die Buche eine große ökologische und ökonomische Bedeutung in Rheinland-Pfalz besitzt, steht bei der Fichte (hier *Picea abies*) vor allem der ökonomische Wert im Vordergrund. Die Fichte wird aber von zahlreichen Experten (*e.g.* THOMASIUS 1991, AMMER 2009, BOLTE et al. 2009a, VON LÜPKE 2009, REIF et al. 2010a) und nach verschiedenen Forschungsansätzen für unterschiedliche Regionen Deutschlands (*e.g.* PRETZSCH & DURSKY 2002, PROFFT et al. 2007, KLEMMT et al. 2009, KÖLLING et al. 2009, ASCHE & SCHULZ 2011, ZANG et al. 2011) als die am meisten vom Klimawandel betroffene Baumart erachtet. Hiermit übereinstimmend zeigt die Integration der verschiedenen hier zuvor dargestellten Teilergebnisse für die Fichte im Verlauf des Jahrhunderts und unter den betrachteten Klimaprojektionen klare negative Veränderungen für Rheinland-Pfalz. Dabei werden die Wärmestufen „Kollin“ und „Planar“ (die heute schon nicht sonderlich geeignet sind) am stärksten betroffen sein.

Gegen Ende des Jahrhunderts wird die Fichte bei Betrachtung verschiedener bioklimatischer Parameter und Indikatoren im größten Teil der Waldfläche außerhalb ihrer klimatischen Nische vorkommen. Infolge sommerlich erhöhter Temperaturen und geringerer Niederschläge (2-D Bioklima-Hüllen, 1-D Bioklima-Hülle für „Sommerlichkeit“ und den modifizierten Aridi-tätsindex nach De Martonne) wird eine Nord-Ostwärts-Verschiebung der Trockengrenze der Fichte ausgewiesen, die laut VOGEL-DANIELS (1968) durch sommerliche Trockenheit gedeutet werden kann. Weiterhin wird die Fichte regional unterschiedlich benachteiligt, indem die Erhöhung der Januar- und Wintertemperaturen (1-D Bioklima-Hülle für „Winterlichkeit“) die Konkurrenzkraft gegenüber anderen Baumarten (SYKES & PRENTICE 1995: 425) und die Abwehrkraft gegenüber Schadorganismen (ELLENBERG 1996: 316f.) beeinträchtigen kann. Analoge Hinweise liefern die Klimaeignungskarten über die Veränderung der Jahresmitteltemperatur und vor allem des Niederschlags in der Vegetationszeit, indem große Teile der Waldfläche am Ende des Jahrhunderts als „bedingt geeignet“ und vor allem als „nicht geeignet“ eingeschätzt werden. Das hier projizierte geringere Vorkommen und deutlich verschlechterte Ertragsklassen der Fichte sind mit Ergebnissen von Jahrringanalysen von ZANG et al. (2011: 105) und KLEMMT et al. (2009: 464) kompatibel, da sich unter Trockenheitsbedingungen langfristig deutliche Zuwachseinbußen feststellen lassen. Ergebnisse aus der klimasensitiven Waldwachstumssimulation zeigen bis Ende des Jahrhunderts, im Vergleich zum Referenzszenario, eine signifikante Abnahme der gesamten Derbholzproduktion bei der Fichte, vor allem beim Emissionsszenario A1B-trocken. Simulationsergebnisse der Fichte in Rein- oder Mischbeständen mit Buche, Kiefer oder Eiche präsentieren bedeutsame prozentuale negative Veränderungen, wobei die eher geringen Veränderungen bei Mischungen mit der Douglasie einen positiven Hinweis auf diesen Mischungstyp liefern. Zwar ist eine stärkere Einbindung des Themas der Bodenwasserverfügbarkeit von großer Bedeutung, doch sind die Hinweise auf ein erhöhtes wirtschaftliches Risiko in den planaren und kollinen Wärmestufen anhand der hier vorliegenden, vorläufigen integrativen Betrachtung gerechtfertigt. Hierbei ist zu erwarten, dass die Fichte über ungeeignete Standortsbedingungen an Vitalität verlieren wird und sich in Folge dessen die Gefahren von negativen sekundären Wirkungen in solchen Gebieten deutlich erhöhen werden (LEITGEB & ENGLISCH 2006: 11).

Obgleich laut den verwendeten Klimaprojektionen die rheinland-pfälzischen submontanen und montanen Lagen auch vom Klimawandel betroffen sein werden, sind in diesen höheren Lagen die Folgen für die Forstwirtschaft in geringeren Größenordnungen zu erwarten. Die Fichte findet in Eifel, Westerwald und Hunsrück bis zum Ende des Jahrhunderts weiterhin relativ günstige Bedingungen vor. Die Übertragung der Ansprüche aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet der Fichte weisen für diese Regionen auf passende Niederschlags- und Temperaturverhältnisse im Sommer bzw. in der Vegetationszeit hin. In derselben Weise, über die Durchführung einer Vorkommens- und Bonitätsanalyse, zeigt die Klimaeignungskarte der Fichte eine relativ stabile Einschätzung dieser Gebiete als „geeignet" bis „sehr gut geeignet" auf. Unter derartig günstigen Standortsbedingungen sollte die Fichte auch bei extremeren Trockenjahren ohne große Schäden weiter existieren können (ZANG et al. 2011: 108). Trotz einer negativen physiologischen Reaktion innerhalb der klimasensitiven Waldwachstumssimulation und damit auch der gesamten Derbholzproduktion für die Fichte in Rein- oder Mischbeständen, besteht weiterhin grundsätzlich ein Potenzial für die Fichtenproduktion. In diesen fichtengeprägten Landschaften könnten, in Relation zur recht günstig geprägten Referenzsituation, Reduktionen der gesamt Derbholzproduktion von bis zu 15% auftreten, wobei allerdings in den westlichen submontanen Lagen (des Hunsrücks und der Eifel) in Buchenmischung sowie im Reinbestand und bezogen auf das Emissionsszenario A1B-trocken sogar eine Abnahme der gesamten Derbholzproduktion bis zu 30% auftreten könnte.

Auch flächendeckende Aussagen für Deutschland zur Anbaueignung der Fichte stimmen mit der hier dargestellten Referenzsituation relativ gut bis sehr gut überein. Sehr ähnliche Muster des heutigen Anbaurisikos der Fichte in Rheinland-Pfalz liefert die Fichtenrisikokarte der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel (AG WALD 2010), indem die Eifel, der Westerwald, der Hunsrück und Teile des Pfälzerwaldes nur in ein „sehr geringes Risiko" eingeordnet werden, während ein Anbau im Mosel- und Rheintal sowie in der Nordpfalz mit einem „sehr hohen Risiko" eingeschätzt wird. ALBERT & SCHMIDT (2010b) ordnen mit einer wesentlich anders ausgerichteten Methode Rheinland-Pfalz beim *Status quo* hingegen nur wenig differenziert ist eine Standorts-Leistungsfähigkeit von „I,5 Ertragsklasse und (besser)" ein. Diese letztgenannte Arbeit projiziert jedoch für das Ende des Jahrhunderts zwischen Mosel und nördlichem Pfälzerwald eine leichte Abnahme der Standorts-Leistungsfähigkeit in eine Stufe von „I.5 bis II.5 Ertragsklasse", während montane, submontane- und niederschlagsreiche kolline Lagen auch weiterhin gut leistungsfähig seien. Auch für die in Nordrhein-Westfalen angrenzenden Bereiche der Eifel projiziert SCHULZ (2012, schr. Mitt.) nach der Methode von SCHULZ & ASCHE (2008) bei einer Temperaturerhöhung von 3°C und einer Niederschlagsabnahme von 10% eine Abnahme der Standortsgerechtigkeit der Fichte, die sich allerdings nach lokalem Wasserhaushalt stark differenziert, wobei dann auch weiterhin zahlreiche Standorte „voll" oder „bedingt" Fichtenstandortsgerecht seien. Ferner projizieren auch ALBERT & SCHMIDT (2010b) bei Anwendung des Emissionsszenarios A1B-trocken für das Ende des Jahrhunderts für die angrenzenden Waldflächen des Sauerlandes bis hin zum Taunus weiterhin eine Standort-Leistungsfähigkeit von „I.5 Ertragsklasse (und besser)", während in Richtung Süden im hessischen Rheingraben die Standort-Leistungsfähigkeit auf „I.5 bis II.5 Ertragsklasse" abnimmt. Für die zuletzt erwähnten Gebiete wird für die Mitte des

Jahrhunderts von ULLRICH (2009: 23) allerdings der Fichtenanbau in die „Risikoklasse 4“ bis „Risikoklasse 5“ eingeordnet, was von einem Fichtenanbau abraten würde. Für denselben Zeithorizont und basierend auf einer wesentlich unterschiedlichen Methode projiziert die FVA BADEN-WÜRTEMBERG (2012) für den angrenzenden baden-württembergischen Rheingraben signifikante Veränderungen für die Fichte, da sie auf vielen Standorten nur noch als „wenig geeignet“ bis „ungeeignet“ beim Emissionsszenario B2-mittel eingeschätzt wird. In Abhängigkeit vom methodischen Ansatz, vom Betrachtungszeitraum und von den verwendeten Emissionsszenarien liefern die verschiedenen erwähnten Quellen unterschiedliche Ergebnisse hinsichtlich der Eignung bzw. des Risikos der Fichte im Klimawandel.

Auf Grundlage der oben erwähnten Ergebnisse ist festzustellen, dass anhand unterschiedlicher Methoden und Annahmen dennoch auf der regionalen Ebene im Wesentlichen gleichgerichtete Tendenzen erkennbar sind, die sich allerdings hinsichtlich der eingeschätzten Intensitäten differenzieren. Die Trockenheitsanfälligkeit der Fichte, die Wachstumseinbrüche bewirken kann, dürfte neben physiologischen auch morphologische Gründe haben. Zum Einen ist die Regulation der Transpiration über die Stomataöffnungen bei der Fichte eingeschränkt (ZANG et al. 2011: 106) und zum Anderen fehlt wegen ihres oft flachstreichenden Wurzelsystems die Fähigkeit, sich über untere wasserführende Bodenschichten mit Wasser zu versorgen (VOGEL-DANIELS 1986: 264). Abseits der wirtschaftlich ungewünschten Zuwachseinbußen werden bei Wassermangelsituationen auch die Konkurrenzkraft und die Vitalität der Fichte betroffen sein (WALENTOWSKI et al. 2009: 12). Außerdem werden durch dauerhaft erhöhte Temperaturen Schädlinge wie Borkenkäfer (inbesondere *Ips typographus*) an Vitalität gewinnen können und somit ebenfalls den Befallsdruck auf die Fichte erhöhen (AMMER 2009: 200, KÖLLING et al. 2009: 47). In Rheinland-Pfalz sind gerade in den letzten Jahren steigende Käferbefallsflächen gemeldet worden (SCHRÖTER et al. 2012: 16). Landesweit (aber mit Schwerpunkt im Hunsrück und im Westerwald) sind vor allem Befälle mit Buchdrucker (*Ips typographus*) von Bedeutung, wobei sich in den letzten 30 Jahren ein deutlicher Zusammenhang mit Sturmschäden und Dürrejahren statistisch herausstellt (DELB 2013). Während die bastfressenden Borkenkäferarten, auch wegen ihrer Möglichkeit, jährlich mehrere Generationen hervorzubringen, als „eindeutige Gewinner des Klimawandels“ gesehen werden können, ist die Entwicklung von vielen anderen Schadinsekten der Fichte, wie der nadelfressenden Nonne (*Lymantria monacha*), nur schwierig einzuschätzen (PETERCORD 2009). Diesbezüglich geht DELB (2013) von einer erheblichen Gefährdung der Fichte in Rheinland-Pfalz im Klimawandel aus. Neben den schon genannten primären und sekundären Wirkungen einer Veränderung der mittleren Klimabedingungen sind über die Zunahme von Extremereignissen wie Stürme auch negative Folgen für die Fichte auszuweisen. Im Vergleich zu anderen Baumarten ist die Fichte aufgrund ihrer oft flachen Durchwurzelung sehr sturmanfällig (VON LÜPKE 2009: 71, THOMASIUS 1991: 323). Besondere Risikosituationen entstehen in Beständen auf Höhenlagen, in denen heftige Stürme gut wachsende, hohe Fichten treffen können.

Die erhöhte Vulnerabilität der Fichte an ihren Arealrändern und in dem durch den Menschen erweiterten Areal bedingt einen bundesweiten Umbau der Fichtenreinbestände in naturnähe-

re Systeme, die sehr viel stabiler gegenüber Umweltänderungen sind (KÖLLING 2006: 4, MÜLLER-KROEHLING et al. 2009: 70, WALENTOWSKI et al. 2009: 12), indem die Fichte nicht weiter als flächig führende Baumart, sondern beispielsweise nur als Zeitmischung vorkommen soll (VON TEUFFEL 2010: 33). Auch die natürliche Fichtenverjüngung auf künftig weniger gut wasserversorgten Standorten sollte nicht begünstigt werden (PROFFT et al. 2007: 24). Im Hinblick auf die naturnahe Forstwirtschaft ist der Umbau von Fichtenreinbeständen in Mischungen mit Buche eine stabile und risikostreuende Option (MATTHES 1998: 193). So bemerkt VON LÜPKE (2009: 70), dass dann eine optimale Risikoverteilung entsteht, wenn sich die Resilienz der Fichte (die sich nach großflächigen Störungen rasch wieder ansiedeln kann) mit der Resistenz der Buche (gegenüber Sturmereignissen) zusammenfindet. PRETZSCH (2009: 52ff.) stellt aber anhand eines ökologischen Gradienten fest, dass bezüglich der Produktivität, der Mischungseffekt stark von der Standortsqualität abhängig ist. Während die Buchenbeimischung auf Fichten-Hochleistungsstandorten sich auf die gesamte Produktivität negativ auswirkt, sind auf ärmeren Standorten positive Einflüsse auf den Bestandszuwachs zu registrieren. Angesichts der Streuung des ökonomischen Risikos vor dem Hintergrund der enormen Unsicherheiten deutet KNOKE (2009: 19) trotz einer eventuell sinkenden Holzqualität einen finanziellen Vorteil von diesen Mischungstypen bei einem kleinflächigen Ansatz an. Im Hinblick auf den praktischen Waldbau sind aber vielfältige weitere Anpassungsmaßnahmen in den bestehenden Fichtenbeständen möglich. Bezüglich des Durchforstungsregimes deuten KOHLER et al. (2008) über Zuwachsindizes anhand von Stammscheiben zwar einen durchforstungsunabhängigen Zuwachsrückgang unter den extremen, trocken-warmen Bedingungen der Jahre 1976 und 2003 an, doch ist eine deutlich schnellere Erholung in den stark durchforsteten Beständen nachzuweisen, was auf eine höhere Resilienz gegenüber trockenheitsbedingten Zuwachsstörungen hindeuten kann. Weitere Varianten der Behandlung von Fichtenbeständen wurden von GEBHARDT et al. (2010) in ausgewählten Versuchsflächen unter Anwendung verschiedener waldbaulicher Möglichkeiten der Risikominimierung bei Trockenschäden im Klimawandel untersucht. Auch die Ungewissheit über die Zukunft ermutigt zu Überlegungen zur Verkürzung der Umtriebszeit von Fichtenbeständen, die so zu einer eventuell verbesserten Ertragssituation führen können, doch zeigen finanzielle Untersuchungen von KNOKE (2009: 18), dass damit auch wiederum ein größeres finanzielles Risiko verbunden sein kann.

So wie die Bewertung des finanziellen Risikos auf normative Hypothesen gestützt ist, wird auch die künftige klimatische Eignung der Fichte in der vorliegenden und in den meisten anderen Arbeiten aufgrund statischer Annahmen eingeschätzt. Für eine dynamische Abschätzung der Zukunft der Fichte ist die Einbindung ihres genetischen Potenzials von großer Wichtigkeit. So betonen GÖMÖRY et al. (2012: 402) die beachtliche genetische Variation innerhalb der Fichtenpopulationen über ihr großes Verbreitungsgebiet, als eine erfüllte Voraussetzung zur Anpassung durch natürliche Auslese, die auch in Rheinland-Pfalz die ungünstigen Projektionen für die Zukunft der Fichte z.T. relativieren könnten.

7.1.4 Kiefer

Bei der Begutachtung der Eignung der Baumarten im Klimawandel wird die Kiefer (*Pinus sylvestris*) widersprüchlich eingeschätzt. Während ihre Toleranz gegenüber Trockenbedingungen im Vergleich zu anderen Baumarten (*e.g.* NINEMETS et al. 2006, ZANG et al. 2011: 106) sowie ihr hohes Anpassungspotenzial (*e.g.* KÄTZEL et al. 2008: 47) als vorteilhaft angesehen werden, weisen ihre borealen Vorkommensschwerpunkte (*e.g.* WALENTOWSKI et al. 2007: 38) und ihr markanter Rückgang im schweizerischen Wallis (BIGLER et al. 2006: 330) auf eine möglicherweise gegebene starke Anfälligkeit hin.

Bei einer integrierten Betrachtung der verschiedenen Ergebnisse ist festzustellen, dass bei den betrachteten Klimaprojektionen Rheinland-Pfalz der Kiefer auch weiterhin klimatisch günstige Räume anzubieten hat. In den Höhenlagen (vor allem in der Eifel und im Hunsrück), in denen heutzutage die Kiefer weniger vertreten ist und wo beispielsweise Schneebruch oft vorkommen kann, deuten Modellierungen der prozessbasierten physiologischen Reaktion nach dem Modell BALANCE sowie Einschätzungen der klimatischen Eignung (nach Vorkommen und Bonität) auf eine signifikante Verbesserung ihrer Leistungsfähigkeit hin. Als Folge der projizierten gemäßigten saisonalen Temperaturerhöhung könnten bei der Kiefer vergleichbare Ergebnisse, wie sie aus dendrochronologischen Untersuchungen von OLEKSYN et al. (1998: 138) und FRIEDRICH et al. (2009: 735) bekannt sind, eintreten, die infolge des Anstiegs von Winter- bzw. Februartemperaturen einen erhöhten Radialzuwachs belegen. Im Pfälzerwald, wo die Kiefer in Rheinland-Pfalz ihren Vorkommensschwerpunkt hat, zeigt sich, je nach Emissionsszenario, bei der physiologischen Modellierung ein stabiler bis deutlich erhöhter jährlicher durchschnittlicher Höhenzuwachs. Hier setzt die Kiefer, die projizierte verlängerte Vegetationszeit, vor allem beim Emissionsszenario A1B-trocken, in aktives Wachstum um. Darüber hinaus haben andere klimatische Eingangsgrößen – wie Luftfeuchtigkeit oder Windgeschwindigkeit – positive Einfluss auf den Zuwachs der Kiefer, wie es bereits auch RÖHLE et al. (2010: 32) bestätigen. Nach Durchführung der integrierten Simulation von zahlreichen Mischungstypen von Kiefer mit Buche, Fichte, Eiche und Douglasie in SILVA unterscheiden sich die Verläufe der gesamten Derbholzproduktion bis Ende des Jahrhunderts nur wenig von der Referenzsituation. Dieser eher positive Trend ist auch an der Einschätzung gemäß den Klimaeignungskarten wieder zu erkennen, indem bei beiden Emissionsszenarien bis 2100, trotz einer Eignungsabnahme, den Pfälzerwald weiterhin als „geeignet“ (bis hin zu „gut geeignet“ auf den Kuppen) und somit als stabil auftretend sowie mit Ertragsoptionen um die Klasse II dynamisch-gutachtlich bewertet wird. Dennoch werden wiederum solche Aussagen von den hier z.T. angewendeten Verschneidungen von bioklimatischen Parametern nicht ausgewiesen. Die Anwendung des Parameters „Jahrestemperatur“ in den 2-D Bioklima-Hüllen und des Indikators der „Winterlichkeit“ weisen, im Vergleich zum natürlichen Verbreitungsgebiet, auf erhöhte Januar- und Wintertemperaturen hin, die abseits der Höhenlagen die Konkurrenzfähigkeit der Kiefer in Frage stellen könnten (SYKES & PRENTICE 1995: 425). Jedoch sehen mehrere Autoren (FRIEDRICH et al. 2009: 733, LEBOURGEOIS et al. 2010: 18, ZANG et al. 2011: 104) eher die sommerliche Wasserbilanz (als Folge der Sommertemperaturen und -niederschläge) als einen limitierenden Faktor für Wachstum und

Vitalität der Kiefer. Die im Hinblick darauf sinnvollere Betrachtung der 2-D Bioklima-Hüllen „Sommertemperatur x Sommerniederschlag“ und des Indikators für „Sommerlichkeit“ (über die Juli- bzw. Sommertemperaturen) zeigen, dass sich die Stufen „Montan“, „Submontan“ und „Kollin“ in Rheinland-Pfalz als Teil der natürlichen potenziellen klimatischen Nische der Kiefer einbringen.

Nach denselben bioklimatischen Parametern werden jedoch in Rheinland-Pfalz am Ende des Jahrhunderts die planare Stufe (mit den großen Flusstälern des Rheins und der Mosel) sowie der niederschlagsarme kolline Bereich des Nahetals außerhalb der klimatische Nische der Kiefer sein. Die Klimaeignungskarte für die Kiefer sowie die klimasensitive Waldwachstumssimulation untermauern diese Entwicklungstendenz. Bei der Betrachtung der Ergebnisse der Modellierung von BALANCE zeigt die Kiefer in den großen Flusslandschaften sowie in der Nordpfalz unter den projizierten klimatischen Veränderungen eine Reduktion beim durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwachs von bis zu 50%, die sich wiederum im Verlauf der 100-jährigen Waldwachstumssimulation, von SILVA vor allem in den Kiefern-Mischbeständen, je nach Landschaft, unterschiedlich widerspiegelt. In der Rheinebene, wo die Kiefer stark vertreten ist, ist im Verhältnis zur Referenzsimulation nur mit einer sehr geringen Abnahme der gesamten Derbholzproduktion zu rechnen, was allerdings im Gegensatz zur nördlichen planaren Stufe steht, wo die Kiefer gleichermaßen große Flächen besiedelt und wo eine deutliche Abnahme erwartet werden kann. Relativ deutliche prozentuale Veränderungen in der Nordpfalz gewinnen jedoch aufgrund der dortigen geringen Flächenanteile nicht sehr an Bedeutung. Nach der Analyse von Vorkommen und Bonität stellt sich ebenso anhand der Klassifizierung nach Jahresmitteltemperatur und des Niederschlags in der Vegetationszeit eine Abnahme der klimatischen Eignung der Kiefer in den oben genannten Regionen bis zum Ende des Jahrhunderts ein. Im Verhältnis zur heutigen Situation mit „gut geeigneten“ und „geeigneten“ Gebieten werden geringere Vorkommen und Erträge die Kiefer der Einstufung „bedingt geeignet“ zuordnen. Die relative Abnahme der klimatischen Eignung der Kiefer ist jedoch im Vergleich zu den übrigen vier Hauptbaumarten am schwächsten; bis zum Ende des Jahrhunderts werden auch unter dem extremen Emissionsszenario A1B-trocken nahezu keine Waldflächen in die niedrigste Eignungsstufe „nicht geeignet“ eingeordnet.

Wie bereits für die vorher skizzierten Baumarten wurde die Veränderung des *Standort-Leistungs-Bezuges* (ALBERT & SCHMIDT 2010b) für ganz Deutschland auf der Ebene der Punkte der Bundeswaldinventur modelliert bzw. für das Emissionsszenario A1B-trocken in die Zukunft projiziert. Hierbei stellen die Autoren für die montanen, submontanen und die kollinen Lagen des Pfälzerwaldes fest, dass sich eine unveränderte *Standorts-Leistungsfähigkeit* für die Kiefer von “I.5 Ertragsklasse (und besser)“ ergibt. Dagegen ist, wie auch in der vorliegenden Arbeit, eine deutliche Abnahme der Leistungsfähigkeit der Kiefer vom nördlichen Pfälzerwald bis zum Nahetal, im Moseltal und mit signifikanter Bedeutung auch in der Rheinebene zu erkennen. In den genannten Gebieten, einschließlich des Haardtrandes, wird die projizierte Kiefern-Leistungsfähigkeit mit z.T. nur noch „II.5 Ertragsklasse (und schlechter)“ bewertet. Nach BOEUF & GAUTIER (2009: 12) wird in den an Rheinland-

Pfalz angrenzenden elsässischen Waldflächen die Vulnerabilität der Kiefer infolge von Wasserstress, ausgehend von der Referenzsituation, bis zum Ende des Jahrhunderts von „Optimum“ bis zu „Vulnerabel“ ansteigen.

Dieses gilt aufgrund von Trockenheitssituationen in Teilen der Vegetationszeit, die bei Kiefer in den genannten Regionen zu Problemen führen können. So zeigten dendrochronologische Analysen eine eindeutige Reaktion der Kiefer gegenüber den Klimabedingungen, indem sich starke Wachstumseinbußen, besonders in Jahren mit Trockenheitsbedingungen, abzeichneten (*e.g.* OLEKSYN et al. 1998: 138, BIGLER et al. 2006: 337, FRIEDRICH et al. 2009: 733, ZANG et al. 2011: 106). Die gute Fähigkeit, die Transpiration über die Stomata zu regulieren und eine strategisch günstige Nadelmorphologie zählen zu den Anpassungsmechanismen (KÄTZEL et al. 2008: 47), die den Radialzuwachs der Kiefer zwar beschränken, aber sie im Vergleich zu anderen Baumarten deutlich trockenheitsresistenter (ZANG et al. 2011: 106) machen. Hierzu zählen laut den o.g. Autoren sowie auch nach KLEMMT et al. (2009: 464) die rasche Wiedererholung des Wachstums in den Jahren nach den Trockenereignissen, ebenso wie die Fähigkeit der Kiefer, laut SCHRÖDER et al. (2009: 22), noch in hohem Alter auf günstige Klimaverhältnisse mit Zuwachs zu reagieren. BIGLER et al. (2006: 338) weisen auf ausgeprägte Wachstumseinbußen bei mehreren Trockenjahren hintereinander hin. Die von diesen Autoren diskutierte Hypothese einer Komplexkrankheit nennt die Trockenheit als einen auslösenden Faktor für das seit Beginn des 20. Jahrhunderts prägnante Absterben von Kiefern in den Trockentälern des Schweizer Kantons Wallis. Als wichtiger Sekundärschädling für die verbreitete Mortalität der Kiefer wird die Mistel (*Viscum album*) von RIGLING et al. (2006: 4) genannt. Unter trockenen Verhältnissen verbraucht der Halbparasit mehr Wasser als die bereits trockenheitsbedingt gestresste Baumart. Bei WERMELINGER et al. (2008: 245) wird ebenfalls eine deutliche Beziehung zwischen dem Kiefernabsterben im Wallis und einem Insektenbefall festgestellt. Neben den abgeschwächten Abwehrmechanismen der Kiefer unter Trockenstress (*e.g.* ein reduzierter Harzgehalt) profitieren Insektenarten wie der Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cynea*) von den erhöhten Temperaturen, der zusammen mit dem Sechszähnigen Kiefernborkenkäfer (*Ips acuminatus*) als eine der schädlichsten Arten in diesem Zusammenhang von WERMELINGER et al. (2008) benannt wurde. Gerade in Rheinland-Pfalz (DELB 2013, SCHRÖTER et al. 2012: 17) werden der Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea*) und der Zwölfzähnige Kiefernborkenkäfer (*Ips sexdendatus*) trotz ihrer heutigen marginalen Befallssignifikanz mit großer Aufmerksamkeit verfolgt, denn auf vielen labilen Standorten ist ihr Schadpotenzial im Klimawandel vermutlich erhöht. Große Bedeutung hat bereits seit den neunziger Jahren der Mistelbefall an vielen Standorten der Rheinebene und mit zunehmender Tendenz auch im Pfälzerwald gewonnen. DELB (2013) bringt dies in Verbindung mit einer erhöhten Samenverbreitungsrate durch Vögel und im Zeichen des Klimawandels mit erhöhten Winter- und Frühjahrstemperaturen, die die Samenkeimung der Mistel begünstigen. Der Autor betont die zunehmend vorteilhaften Bedingungen für Pilzbefall durch das wärmebegünstigte Diplodia-Triebsterben (*Sphaeropsis sapinea*), welches die Kiefer schon in großem Ausmaß im Bienwald befallen hat und in der letzten Dekade nach Hagelstürmen (die in den letzten Jahren häufiger auftraten) z.T. auch zum Absterben brachte. Die Einschleppung und Etablierung des Schädlings Kiefernholznematode (*Bursaphelenchus xy-*

lophilus) ist im Zusammenhang mit dem Klimawandel aufmerksam zu beobachten. Das pathogene Potenzial dieses Fadenwurms ist bei durchschnittlichen Temperaturen über 20° C in den Monaten Juli und August erhöht (DELB 2013).

Dennoch gibt es verschiedene morphologische Eigenschaften, die die Kiefer im Vergleich zu den übrigen Hauptbaumarten vorteilhafter gegenüber extremen Wetterereignissen erscheinen lassen. So gilt die Kiefer als relativ sturmfest (SPELLMANN 2008: 67, VON LÜPKE 2009: 70) aufgrund ihres tiefreichenden Wurzelsystems und als frosttolerant (OLEKSYN et al.1998: 138, ROLOFF & GRUNDMANN 2008: 17, LEBOURGEOIS et al. 2010: 18). Zwar sind Waldbrände gegenwärtig kein besonders bedeutsamer Risikofaktor in den rheinland-pfälzischen Wäldern, ihre mögliche zukünftige Bedeutung im Klimawandel wird jedoch zurzeit in einem Kooperationsprojekt mit der geo-mathematischen Abteilung der Universität Kaiserslautern (EBERLE 2012) untersucht. Hierbei zählt die Kiefer trotz evolutionärer Schutzsmechanismen gegen Feuer (WALENTOWSKI et al. 2007: 38) zu den brandgefährdeteren Baumarten (KÄTZEL et al. 2008: 48, VON LÜPKE: 2009: 70). Dank ihrer Überlebens- und Selektionsmechanismen ist die Kiefer aber als *r-Stratege* fähig, sich schnell an wechselnde Umweltbedingungen anzupassen und es ist deshalb gerechtfertigt, sie als „Überlebenskünstler" im Sinne von KÄTZEL et al. (2008: 46) zu bezeichnen. Diese Anpassungsfähigkeit der Kiefer, die ihre genetische Reaktionsnorm als Grundlage hat, zeigt sich gemäß physiologischen Untersuchungen jedoch zwischen Individuen und Herkünften unterschiedlich, und sollte deswegen nicht verallgemeinert werden (KÄTZEL et al. 2008: 59). Während aufgrund biochemischer und molekularer Untersuchungen eine hohe genetische Differenzierung vor allem auf der Populationsebene festgestellt wurde, deutet PROBST (2011b: 33) darüber hinaus jedoch auf einen sukzessiven Verlust von förderlichen lokalen Genotypen infolge der massiven Aufforstung mit z.T. unbekannten Herkünften in den vergangenen Jahrhunderten hin. Genetische Untersuchungen auf Populationsebene im Pfälzerwald, wo gerade die Kiefer ihren hiesigen Schwerpunkt besitzt, konnten jedoch auf eine hohe genetische Variabilität verweisen (Ausnahmen sind deutlich homogene „Krüppelkiefer"-Bestände) (QUACK 2001: 41), die letztendlich den notwendigen Spielraum für künftige Anpassungen liefern dürfte (KÄTZEL et al. 2008: 59).

Über eine standortsgerechte Herkunftswahl und angepasste waldbauliche Maßnahmen können stabile Kiefernwälder im Klimawandel gestaltet werden. Angesicht einer erhöhten Anfälligkeit von Kiefernreinbeständen gegenüber Insekten-Massenvermehrungen (WALENTOWSKI et al. 2007: 38) und der Forderung nach einer zielgerichteten Risikostreuung ist ein Umbau von Kiefernreinbeständen in strukturreiche, ungleichaltrige Mischwälder erforderlich (RIGLING et al. 2006: 14, REIF et al. 2010a: 53). Wegen ihrer eher schwachen Konkurrenzkraft weist SPELLMANN (2008: 76) hierbei auf einen nicht zu hohen Anteil von Beimischung hin, wobei eine Förderung der natürlichen Verjüngung von Vorteil sei. Als eine der wirtschaftlich wichtigsten Baumarten Europas (inklusive Rheinland-Pfalz), die sich schon in den vergangenen Dekaden unter der atmosphärischen Verschmutzung besonders anfällig Nadelbaum zeigte (BIGLER et al. 2006: 331), steht sie heute vor der Klimawandelherausforderung. Neben dem o.g. Absterben im Wallis, deutlichen Leistungsverschlechterungen in Brandenburg (SPELLMAN 2008: 65) und der bioklimatisch bedingten nordostwärts gerichteten Migrationstendenz

(SYKES & PRENTICE 1995) zweifeln Experten an ihrer künftigen Eignung (BOLTE et. al. 2009a: 273, REIF et al. 2010a: 32) und stellen beispielsweise das Überleben von isolierten Populationen unter sich ändernden Klimaverhältnissen in Spanien oder Schottland in Frage (PROBST 2011b: 33). Mögliche Veränderungen in den Wechselbeziehungen zwischen Baumarten dürfen nicht ausgeblendet werden. Die im Verlauf der Vegetationsgeschichte auf bestimmten „Grenzstandorten“ von der Konkurrenz kraftvollerer Laubbaumarten verdrängte Kiefer (WALENTOWSKI et al. 2007: 37, FRIEDRICHS et al. 2009: 730) kann ggf. von einer projizierten Eignungs- bzw. Konkurrenzkraftabnahme der Buche (s. 7.1.1) profitieren. Obwohl die Kiefer in Rheinland-Pfalz im Vergleich zu ihrem potenziellen natürlichen Vorkommen (BOHN & NEUHÄUSL 2003) bereits heute überrepräsentiert ist, kann dennoch laut des dargestellten Standes der Forschung und im Vergleich zu den übrigen betrachteten Hauptbaumarten mit einer Zunahme ihrer Bedeutung in verschiedenen Regionen gerechnet werden.

7.1.5 Douglasie

In Rheinland-Pfalz, als der deutschen Region mit dem größten Douglasienanteil, ist das Interesse hinsichtlich der künftigen Eignung dieser *gebietsfremden* Baumart im Zuge der erwarteten Klimaverhältnisse beträchtlich. Beeindruckende Zuwächse (STIMM & DONG 2001: 176ff.), die von anderen heimischen Baumarten nicht erreicht werden (FAWF 2003: 42ff.), verbunden mit einem bisher eher geringen Produktionsrisiko, unterstützten ihre landesweite Verbreitung. Da genetische Tests von MAURER (2005: 180) die erhebliche Repräsentanz von *Pseudotsuga menziesii* in der Varietät *menziesii* – auch als Herkunft *Grüne*- oder „Küstenvarietät" bezeichnet – in Rheinland-Pfalz belegt haben, konzentrieren sich die folgenden Betrachtungen auf diese Herkunft.

Die integrierte Betrachtung der verschiedenen Ergebnisse reiht künftig weiterhin große Teile von Rheinland-Pfalz unter die für die Douglasie geeigneten Bedingungen ein. Ähnlich wie bei den übrigen Hauptbaumarten sind es vor allem die montanen, submontanen und teilweise auch die kollinen Lagen auf denen die Douglasie im Verlauf des Jahrhunderts besser abschneiden kann. Nach der gutachtlichen dynamischen Betrachtung des Vorkommens und der Bonität der Douglasie auf der rheinland-pfälzischen Waldfläche bewahrt sie sich in den höchsten Lagen der montanen Stufe auch unter dem Emissionsszenario A1B-trocken die zweitbeste Einstufungskategorie der klimatischen Eignung – nämlich „gut geeignet". Ebenso zeigt sich diese Tendenz auch bei der Waldwachstumssimulation mit dem Modell SILVA für den Bereich der submontanen Lagen des Westerwaldes. Als Hauptbaumart in Mischung mit der Fichte hat die Douglasie einen „Puffereffekt" gegenüber der deutlich negativen Reaktion der Fichte. Unter gleichen Annahmen weisen die Waldwachstumssimulationen für die nördliche kolline Stufe vergleichbare Ergebnisse auf. Während der rheinland-pfälzische Taunus eine leicht negative Tendenz im Verlauf der gesamten Douglasienderbholzproduktion zeigt, ist auf den nord-westlichen kollinen Lagen eine positive Tendenz in Relation zur Referenzsimulation zu erwarten. In Höhenlagen, wo es bisher aufgrund geringerer Temperaturen zu Wachstumseinschränkungen kommen konnte, profitiert die Douglasie infolge der projizierten milderen Winter (FISCHER & NEUWIRTH 2012: 30, LARSON 2010: IX) und einer verlängerten Vegetationszeit (KÖLLING 2008: 15, KOWNATZKI et al. 2011: 26). FISCHER & NEUWIRTH (2012: 29) merken jedoch an, dass die somit erwartete Erhöhung der Fotosyntheseleistung eine entsprechende Wasserversorgung im Frühjahr benötigt. KÖLLING (2008: 15) und KOWNATZKI et al. (2011: 26) deuten den Niederschlag als einen Faktor, demgegenüber sich der Douglasien Zuwachs sehr sensibel zeigt.

Dagegen weisen die Projektionen zur bioklimatischen Hülle in der fernen Zukunft auf eine Abweichung von den Bedingungen der natürlichen klimatischen Nische der Douglasie schon ab den kollinen Lagen hin. Dabei ist ein Einfluss von erhöhten sommerlichen Temperaturen aber vor allem wegen der Abnahme der Niederschlagsmenge in der Vegetations- bzw. Sommerzeit zu erkennen. Nach der Waldwachstumssimulation mit SILVA sind dementsprechend ebenso für die kollinen niederschlagsarmen Lagen des nördlichen Pfälzerwaldes bis zu den Tallandschaften der Mosel und der Nahe Hinweise auf eine Produktionsabnahme wahrzunehmen. In der nördlichen planaren Stufe, in Beimischung mit Fichte, sind die Verläu-

fe der gesamten Derbholzproduktion der Douglasie sehr vom Emissionsszenario abhängig. Während sich beim Szenario B1-feucht nur eine leichte Differenzierung in Relation zur Referenz ergibt, ist beim Szenario A1B-trocken eine signifikante Reduktion von ca. -25% zu erwarten. Weniger vom Emissionsszenario abhängig, aber noch signifikanter ist die Abnahme um rd. 35% bei der Douglasie in Mischung mit der Buche in der südlichen niederschlagsarmen kollinen Stufe. Gemäß der Auswertung der klimatischen Eignung der Douglasie nach ihrem rheinland-pfälzischen Vorkommen und ihren Ertragsklassen wird für die zuletzt betrachteten Regionen eine z.T. große Eignungsabnahme eingeschätzt. Der im Referenzzeitraum „gut geeignete“ nördliche Pfälzerwald und Teile des Moseltals werden unter den Klimaprojektionen für die ferne Zukunft nur noch als „bedingt geeignet“ eingeschätzt, während demgegenüber die Rheinebene sogar von „geeignet“ nach „nicht geeignet“ abgestuft wird. Hierbei ist es allerdings wiederum wichtig, den im Verhältnis zur Referenzsituation gegebenen Einschätzungscharakter der Eignungsmatrizen zu betonen. Darüber hinaus fällt auch die Szenarioeinschätzung der klimatischen Eignung der Douglasie in den warmtrockenen und vor allem in den „neuen“ Klimaklassen besonders schwer. Das gegenüber anderen Baumarten vergleichsweise eher geringe Vorkommen und die noch nicht so lange forstliche Erfahrung erschweren die Einschätzung erheblich. Klar ist jedoch, dass in Klimaklassen, in denen geringere Niederschläge in der Vegetationszeit projiziert werden, die Bedeutung der Wasserspeicherkapazität des Standortes umso größer ist (KÖLLING 2008: 18). Zwar weisen die trocken geprägten Sommer im natürlichen Verbreitungsgebiet der Douglasie auf eine erhebliche Trockenheitstoleranz hin, doch ist ihr Vorkommen sehr von der standortsspezifischen lokalen Wasserbilanz abhängig (KOWNATZKI et al. 2011: 16). Zudem belegen dendrochronologische Analysen von GREISBAUER & GREEN (2010: 9) die primäre Bedeutung der jährlichen Niederschläge, je trockener die Standortsbedingungen sind. Von FISCHER & NEUWIRTH (2012: 29) wird die positive Wachstumskorrelation gegenüber erhöhten Sommerniederschlägen bei der Douglasie wie auch bei anderen heimischen Baumarten betont; abweichend stellt sich hingegen ihre Unempfindlichkeit bei überdurchschnittlichen Sommertemperaturen dar. Auch BÖGELEIN et al. (2012) deuten anhand ökophysiologischer Beobachtungen darauf hin, dass unter warmen und trockenen sommerlichen Bedingungen die Douglasie im Vergleich zur Buche eine beachtlich höhere Effizienz der Wassernutzung besitzt. Die Fähigkeit der geschickten Spaltöffnungsregulierung der Douglasie ist laut den Autoren hierbei bezeichnend. Ebenfalls auf dendroökologischer Basis wurden aber unter den extremen Trockenbedingungen des Jahres 2003 in unterschiedlichen Regionen deutliche Zuwachseinbußen bei der Douglasie festgestellt (EILMANN & RIGLING 2010: 10, PRIETZEL & BACHMANN 2011: 51, ZANG et al. 2011: 106). Trotzdem und im Vergleich zu anderen untersuchten heimischen Baumarten konnte laut ZANG et al. (2011: 106) und EILMANN & RIGLING (2010: 10) neben wesentlich geringeren Einbußen auch eine deutlich schnellere Erholung der Zuwachsleistung nach dem Jahr 2003 ermittelt werden. Diese Eigenschaften machen die Douglasie im Vergleich zu den anderen Baumarten außergewöhnlich trockenstressresistent. Bei ökophysiologischen Untersuchungen unter Trockenheitsbedingungen in Frankreich wurden Holzeigenschaften bei der Douglasie festgestellt, die als Anpassungsmechanismen ihres hydraulischen Systems interpretiert werden können. An überlebenden Individuen des extre-

men Jahres 2003 sowie an Individuen ihrer trockenen Ursprungsgebiete stellten MARTINEZ-MEIER et al. (2008) und ROZENBERG et al. (2012) fest, dass eine erhöhte Holzdichte wegen schmalerer Tracheiden im Spätholz, die zur Resistenz der Douglasie gegenüber Trockenheit beitragen können, beobachtet wurden. Die beteiligten komplexen physiologischen Mechanismen (MARTINEZ-MEIER et al. 2008: 841) sowie der genetische Hintergrund solcher lokalen Anpassungsprozesse sind weiterhin nicht genau geklärt (ROZENBERG et al. 2012: 94).

Bereits mit Blick auf die o.g. beobachteten lokalen Trockenheits-Anpassungsmechanismen bemerkten ROZENBERG et al. (2010: 15) die Schwierigkeit zu bestimmen, ob es sich um evolutive oder phänotypische Adaptionsprozesse bei der Douglasie handelt. Auch in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet zeigen sich bei der Douglasie bei nur relativ geringen geografischen Entfernungen phänologische lokalspezifische Anpassungseigenschaften, die ihren Charakter als „genetischer Spezialist" belegen (GOULD et al. 2010: 3). Diese günstigen Anpassungseigenschaften an aktuelle Bedingungen können nach genökologischen Untersuchungen von ST. CLAIR & HOWE (2007) aber auch ein hohes Risiko zur Fehlanpassung der Douglasie in sich tragen, welche unter sich verändernden Bedingungen unvorteilhaft wäre. Die Autoren weisen auf die hierbei betrachteten nordamerikanischen Douglasienwälder hin, bei denen ein genetischer Austausch zwischen lokalen Populationen die Variabilität innerhalb der Populationen erhöht. Sinngemäß betont KÖLLING (2008: 12) im Hinblick auf die deutschen Douglasienwälder: „Je stärker die klimatische Spezialisierung der Herkünfte, desto risikoreicher wird der Anbau der Douglasie bei dem hohen Tempo und dem ungewissen Ausmaß des Klimawandels". Zwar stellt WOLF (2012: 82) Unterschiede und Variationen im Austriebverhalten und in den Reaktionen zum Trockenstress zwischen deutschen Douglasien-Bestandsnachkommen und den Originalherkünften fest, doch sind Experten immer noch vorsichtig mit der Aussage zur Ausbildung neuer deutscher „Rassen". Darüber hinaus könnte eine denkbare Reduktion der Anpassungsunfähigkeit von (manchen) deutschen Sub-Populationen (aufgrund von „Verinselungseffekten") (LWF 2008: 93) über eine Populationsauffrischung durch neue Herkunftsimporte aus den natürlichen Verbreitungsgebieten vermieden werden (KÖLLING 2008: 19, ENSMINGER et al. 2010: 37). Trotz der in der Vergangenheit selten dokumentierten Ursprungsorte (LEINEMANN 1997: 147) der in preußische „Versuchsreviere für ausländische Nadelhölzer" in den achtziger Jahren des 19. Jahrhundert eingebrachten Douglasiensamen, (PETRI 1986: 859) belegen aktuelle Isoenzymanalysen die vorwiegende Präsenz der Küstenherkunftsform in den rheinland-pfälzischen Wäldern (MAURER 2005: 180). Zwar ist die genetische Differenzierung zwischen den rheinland-pfälzischen Saatguterntebeständen geringer, doch weisen Herkunftsversuche unter deutlich unterschiedlichen Standortsbedingungen auf eine gegebene Anpassungsfähigkeit der „rheinland-pfälzischen Douglasien" hin (MAURER 2005: 184). Unter kontinentaleren Bedingungen in Bulgarien schneiden sie im Vergleich mit anderen deutschen, bulgarischen und amerikanischen Herkünften mit am Besten ab (MAURER & HAASE 2011). Im Hinblick auf die hierzulande vorhandene Vitalität, Leistung und Variabilität ist (in der Reihenfolge) *geprüftes*, *qualifiziertes* und *ausgewähltes Vermehrungsgut,* vor allem aus Rheinland-Pfalz zu bevorzugen und sind Importe aus Amerika nicht zu empfehlen (Landesforsten Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht). Neben der erwähnten überlegenen Leistung der Küstenherkünfte (DONG & EDER 2005: 32,

STIMM & DONG 2001: 176ff.) zeigten sie auch in genetischen Untersuchungen eine deutlich höhere Vitalität und Resistenz gegenüber den Ursachen für Waldschäden in Rheinland-Pfalz (LEINEMANN 1997: 155).

Ab den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts weist die Douglasie ein abiotisch bedingtes Krankheitsbild auf, das nach den Ergebnissen von Nadel- und Bodenanalysen auf einen unausgeglichenen Nährstoffhaushalt mit deutlichem Manganüberschuss zurückzuführen ist (BLOCK 1997: 71). Dieses Problem hat aber in der gegenwärtigen Waldschutzsituation der Douglasie in Rheinland-Pfalz keine Relevanz. Weiterhin wird von Schäden durch die rußige Douglasienschütte berichtet, die aber nur ein begrenztes Ausmaß einnehmen (SCHRÖTER et al. 2012). Das Ausmaß und die Auswirkung dieser durch einen Pilz (*Phaeocryptopus gaeumannii*) verursachten Nadelkrankheit scheinen laut DELB (2013) einen Bezug zu feuchten Witterungsbedingungen im Frühsommer zu haben. Neben den damit verbundenen Zuwachseinbußen erwähnt METZLER (2010: 6) das Auftreten von möglichen Sekundärschäden durch Hallimasch (*Armillaria mellea*) oder Käfer. Damit verbunden weist DELB (2013) auf verschiedene mitteleuropäische Käfer- und Schmetterlingsarten hin sowie auf den möglicherweise aus dem Mittelmeerraum einwandernden Pinienprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa*), eine Gefahr, die im Zuge des Klimawandels zunehmen kann (vgl. DELB 2013). Hierzu ist zu bemerken, dass trotz der bisher geringen mit der Douglasie assoziierten Entomofauna in Europa (wegen ihres phylogenetischen Abstandes zur den europäischen Koniferen) und der bisherigen weitgehenden Abwesenheit von Schädlingsbefall auch nach extremen Trockenperioden oder Stürmen, die Douglasie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet mit mehr als 250 Arten assoziiert ist (ROQUES 2010: 20), davon zahlreiche Schädlinge. Infolgedessen wird von verschiedenen Experten (*e.g.* METZLER 2010: 8, MAURER & HAASE 2011, DELB 2013) die Bedeutung der restriktiven Kontrolle von importiertem Holz betont. Darüber hinaus gilt mit Blick auf die erhebliche Anpassungsfähigkeit von Schädlingsarten (*e.g.* ROQUES 2010: 20) und hinsichtlich der Aussage, „die Koevolution von Douglasie mit heimischen Organismen in unseren Breiten hat gerade erst begonnen“ (BLASCHKE et al. 2008: 61), dass Präventionsmaßnahmen wie auch eine richtige Standortswahl und wohlüberlegte Mischungsanteile und -formen bei der Bewirtschaftung der Douglasie eine wesentliche Rolle spielen (DELB 2013).

Neben der o.g. überzeugenden Leistung von Küstenherkünften (STIMM & DONG 2001: 176ff.) der Douglasie in Rheinland-Pfalz weisen PRETZSCH & SPELLMANN (1994) über langfristige Beobachtungen auf einen „weiten waldbaulichen Handlungsspielraum, der zur Erziehung stabiler, starkholzreicher und strukturreicher Bestände genutzt werden kann“ hin. In diesem Zusammenhang werden im Kontext des Klimawandels eine Z-Baum Orientierung, Ästung und Mischungsbestände zur Wert- und Starkholzproduktion (wie von Landesforsten Rheinland-Pfalz konzipiert (DONG & EDER 2005: 32)) von Experten als ein vorteilhaftes Vorgehen eingeschätzt (LWF 2008: 96). Zwar ist die Douglasie sehr wohl zum naturnahen Waldbau geeignet (BROSINGER & BAIER 2008: 36), doch neigt sie als herrschende bis vorherrschende Halbschattenbaumart zur Bildung von labilen Reinbeständen (WALENTOWSKI & FISCHER 2010: 18f.). Die Douglasie ist deshalb vor allem in Mischbeständen als vorteilhaft zu betrach-

ten und zwar aus vielfältiger Sicht: Ertragsleistung (vgl. *e.g.* KOWNATZKI et al. 2011: 26); finanzielle Risikostreuung (vgl. *e.g.* KNOKE 2008: 87, BEINHOFER & KNOKE 2011); Prävention von Waldschäden (vgl. oben) und Sturmstabilität (vgl. e.g. LARSON 2010: X).

Die Standortsgerechtigkeit ist aus waldbaulicher und naturschutzfachlicher Sicht die Voraussetzung für einen künftigen nachhaltigen Douglasienanbau. Die seit den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts aufgetretene kritische Stellung des Naturschutzes gegenüber dieser *gebietfremden* Baumart (MAKKONEN-SPIECKER & KOHNLE 2012: 69) wird heute unter der Annahme eines zunehmenden Anteils der Douglasie im Verlauf des Klimawandels (REIF et al. 2010a: 31) erneut und unter konkreten Aspekten diskutiert. Neben den negativen Wirkungen der Veränderung von charakteristischen Artenzusammensetzungen und des potenziell invasiven Verhaltens dieser Baumart (WALENTOWSKI 2008: 67) werden konstruktive Vorschläge/ Richtlinien von Naturschutzexperten (LWF 2008: 97) und Interessengruppen des Naturschutzes (Zusammenfassung bei KOWNATZKI et al. 2011: 8ff.) skizziert, die darauf abzielen, die Einbringung und Beimischung der Douglasie auf der Landschaftsebene zu regulieren. Darüber hinaus wird sich auch im Klimawandel ein Paradigmenwechsel im Waldbau ergeben. So werden die Empfehlungen zum Douglasienanbau, wie sie beispielsweise noch PETRI (1986: 861) zur Umwandelung von rheinland-pfälzischen Niederwäldern im Mosel- und Rheintal formulierte, heute von WALENTOWSKI & FISCHER (2010: 19) aufgrund der Naturschutz- und kulturellen Bedeutung dieser Wälder abgelehnt.

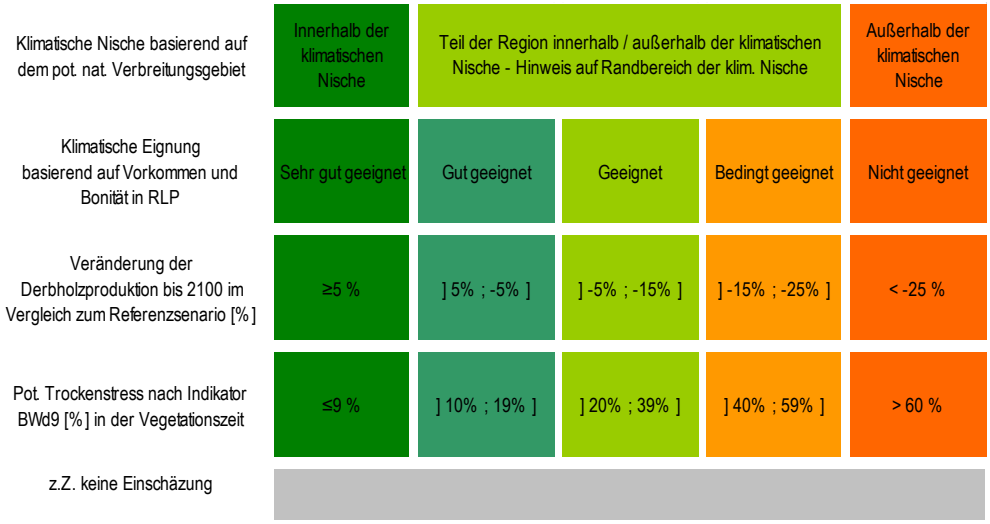
Im Lichte der vorhergehend diskutierten Aspekte sind der Douglasie generell gute Chancen im Klimawandel zuzuordnen. Darüber hinaus ist es legitim zu bemerken, dass die Douglasie hinsichtlich vieler Aspekte unproblematischer ist als die Fichte (THOMASIUS 1991: 323, LWF 2008: 97, BOLTE et al. 2009a: 272). Trotz der noch kurzen Geschichte der Douglasie innerhalb der deutschen Flora werden gegenüber der Fichte verschiedene ökologische Vorteile wie eine höhere Artenvielfalt infolge ihrer Bestandsstruktur genannt (LWF 2008: 97). Vorteilhafter als bei der Fichte zeigt sich auch das Verhalten der Douglasie gegenüber Extremereignissen, wie beispielsweise bei Trockenheitssituationen (PRIETZEL & BACHMANN 2011: 51, ZANG et al. 2011: 106), Insektenbefall (METZLER 2010: 7, DELB 2013**,** SCHRÖTER 2012: 16f.) und Stürmen (LWF 2008: 97, VON LÜPKE 2009: 70, LARSON 2010: X). Ebenfalls gemäß den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit schneidet die Douglasie im Rahmen regionaler Projektionen für die nahe und ferne Zukunft unter verschiedenen Emissionsszenarien trotz teilweiser Eignungsabnahme im Vergleich zur Fichte deutlich besser ab. Diese Tendenz lässt sich bei allen betrachteten Methoden aufzeigen, wobei bei der Gegenüberstellung der Zukunftsprojektionen eindeutig erkennbar wird, dass in der kollinen Stufe, in der die Fichte außerhalb ihrer klimatischen Nische vorkommt und aus klimatischer Sicht als *nicht geeignet* eingestuft wird, die besser geeignete Douglasie am meisten an Bedeutung gewinnen kann. Jedoch erscheint die Douglasie sowohl unter heutigen Bedingungen als auch nach den dargestellten Projektionen auf vielen Standorten, beispielweise in der planaren Stufe, kein pauschaler Ersatz für die Fichte zu sein. In den rheinland-pfälzischen Wäldern, die heute schon eine wichtige Rolle in der Sicherung der genetischen Ressourcen der Douglasie spielen

(MAURER 2005: 182), kann die wirtschaftliche und ökologische Bedeutung dieser auch ästhetisch bemerkenswerten Baumart im Zuge des Klimawandels zunehmen.

7.2 Integrierte regionale Betrachtung von Risiken- und Chancenräumen hinsichtlich der Hauptbaumarten

Nach der Betrachtung der baumartenspezifischen Risiken und Chancen fasst die folgende Matrix (Abbildung 7.1) die Entwicklungstendenzen der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten auf der regionalen Ebene in Rheinland-Pfalz zusammen. Diese Darstellung zielt auf eine integrierte Identifizierung von Risiko- und Chancenräumen je Hauptbaumart ab, ohne dass sie unmittelbar die originale Kartendarstellung mit einbezieht. Für 21 normativ gebildete Regionen wurde auf der simplifizierenden Grundlage der Ampelfarben eine Darstellung zur Entwicklung der klimatischen Nische, der klimatischen Eignung, der Derbholzproduktion und für die Buche auch hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit bis zum Ende des Jahrhunderts sowie über die vier betrachteten Zeiträume je Baumart zusammenfassend entwickelt. Die Ampelfarben zielen auf eine rasche Tendenzerkennung ab, haben aber je nach Methode eine unterschiedliche Bewertungsbedeutung (vgl. Legende). Während die Auswertungen zur klimatischen Nische und zur klimatischen Eignung eine Darstellung des Potenzials aller Baumarten und aller Regionen erlauben, ist die Einschätzung der Derbholzproduktion nur möglich für diejenigen Baumarten, die in den jeweiligen Landschaften „repräsentativ“ sind (s. Abschnitte 5.3.1.3 und 6.3). Darüber hinaus wurde eine Einschätzung der Waldstandortswasserverfügbarkeit in der vorliegenden Arbeit nur für die Buche vorgenommen (s. Abschnitte 5.4 und 6.4). Die Darstellung der drei betrachteten Zeiträume – Referenz (1971-2000), nahe Zukunft (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) – bezieht sich auf die entsprechenden Klimadatensätze bzw. -projektionen, die bei jeder Methode benutzt wurden (s. Tabelle 5.1). Trotz der partiell unterschiedlichen Datensätze kann hier gezielt die Entwicklungstendenz für mögliche Klimakorridore in der „unsicheren“ fernen Zukunft gezeigt werden.

Legende:



Ref: Referenzzeitraum – 1971-2000: Messdaten
N: Nahe Zukunft – 2021-2050: Emissionsszenario A1B-normal
F1: Ferne Zukunft 1 – 2071-2100: Emissionsszenario B1-feucht, A2-normal oder A1B-normal
F2: Ferne Zukunft 2 – 2071-2100: Emissionsszenario A1B-trocken

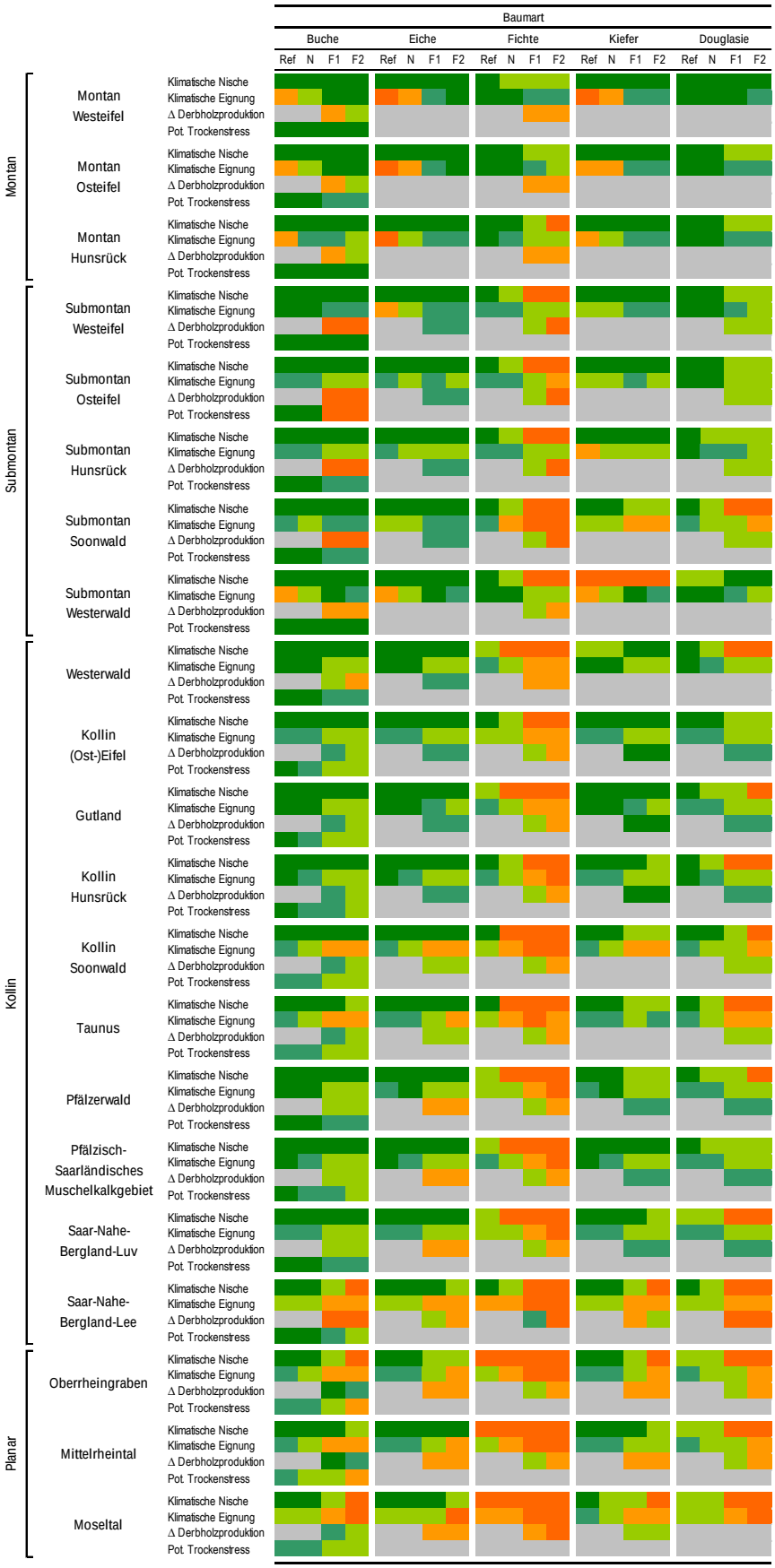


Abb. 7.1: Allgemeine Bewertung der Eignung der Hauptbaumarten im Verlauf des Jahrhunderts nach den verschiedenen angewandten Methoden in den unterschiedlichen Regionen in Rheinland-Pfalz.

Bei einer allgemeinen Betrachtung der oben dargestellten Matrix ist durch die Reihung der Höhenstufen (von Montan zu Planar), die eine Grundlage der normativen Definition der Regionen ist, ein Farbgradient, sprich ein Eignungsgradient, zu erkennen – von einer eher „grün-montanen“ zu ein eher „rötlich-planaren“ Färbung. Hierbei zeigen sich die großen Einflüsse der Geografie bzw. den Höhenlagen auf das Klima bzw. Klimawandel und die heutige sowie weiterhin auch auf die künftige Eignung der Baumarten aus.

Im Allgemeinen können in den montanen Regionen mit einer Erhöhung von Wintertemperaturen und einer Verlängerung der Vegetationszeit Chancen für die Buche, die Eiche oder die Kiefer entstehen. Ebenso sind in der submontanen Region trotz der projizierten Eignungsabstufung und möglicher Rückschläge bei der Derbholzproduktion weiterhin relativ günstige Standortsbedingungen für die Fichte anzunehmen.

Deutliche Risikosteigerungen sind aber der kollinen Stufe in Bezug auf die Fichte, aber auch für andere Baumarten zuzuweisen. Verluste bei der klimatischen Nische, Abstufungen bei der klimatischen Eignung bei heute konkurrenzstärkeren Baumarten können je nach weiter lokal differenzierten Standortsbedingungen zu einer Veränderung der ökologischen Verhältnisse beitragen, wodurch wiederum Arten wie Buche, Eiche oder Kiefer auch kleinräumig an Bedeutung gewinnen können.

Auch in der planaren Stufe sind die Konkurrenzverhältnisse sowie die Resistenz gegenüber Trockenheitssituationen Faktoren, die die Produktions- bzw. Überlebensfähigkeit einer Baumart künftig entscheiden können, denn bezogen auf alle Baumarten ist in der planaren Stufe (vor allem Täler des Rheins und der Mosel) allgemein ein erhöhtes Risiko anzunehmen. Die Bedeutung der Bodeneigenschaften, nämlich vor allem die Wasserspeicherfähigkeit auf den klimatisch unvorteilhaften Standorten, wird somit umso wichtiger. Hierbei können ggf. günstige Böden, ungünstige geringe Niederschlagsverhältnisse abpuffern, indem dennoch genug gespeichertes Bodenwasser für die Pflanzen zur Verfügung steht.

7.3 Diskussion der Methode

Die Art und die Qualität der Ergebnisse bei einer bestimmten Fragestellung hängen stark von der Qualität der verwendeten Methode ab. Unter den nachfolgenden Punkten werden Aspekte diskutiert, und zwar von der Datengrundlage bis zu den unterschiedlichen verwendeten Methoden, die die Auflösung, die Genauigkeit und letztendlich die Güte der Aussagen bestimmen.

Klimatische Grundlagen

Aufgrund der ungewissen globalen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Entwicklung und ihren Wirkungen auf das komplexe Klimasystem werden in der aktuellen Klimawandelforschung zahlreiche Modellierungsannahmen getroffen, die allesamt mit großen Unsicherheiten verbunden sind. Angesichts der von VINER (2002: 142) abgebildeten Kaskade der Unsicherheit ist die vorliegende Arbeit, wie einleitend angedeutet, als eine Fallstudie zu betrachten. Verschiedene Motive liegen hierbei zu Grunde. Entscheidend dafür ist jedoch, dass die verwendeten Klimaprojektionen auf einem Globalmodell (ECHAM5-MPI-OM) und auf einem Regionalmodell ($WETTREG_{2006}$) basieren. Die Globalprojektion aus dem Modell ECHAM5-MPI-OM ist die zurzeit noch einzige für den deutschen Raum verfügbare Projektion, mit der sich anschließend Regionalisierungen durchführen lassen (KRAUS 2012, mdl. Mitt.). Die Einbeziehung von lediglich einem regionalen Klimamodell ist wiederum den verfügbaren Ressourcen an Arbeitskapazität und Zeit geschuldet. Diese Tatsachen beeinflussen die Endergebnisse sehr wesentlich. Wie die Darstellungen der Modellensembles in den Abbildungen 3.3 und 3.4 offenbaren, liefert Wettreg2006, vor allen was die Temperatur am Ende des Jahrhunderts angeht, die moderatesten Klimaprojektionen für Rheinland-Pfalz. Aus diesem Grunde ist anzunehmen, dass auch die Endergebnisse wesentlich moderater sind, als sie es unter der Anwendung von Klimaprojektionen aus anderen Regionalmodellen sein würden.

Durch die Anwendung von Klimaprojektionen, basierend auf mehreren Emissionsszenarien, ist jedoch eine Spanne der möglichen Klimaentwicklung methodisch berücksichtigt worden. In Abhängigkeit von den für Rheinland-Pfalz verfügbaren Klimaprojektionen und nach der in Abschnitt 3.3.1.2 vorgestellten Analyse wurden für die nahe und die ferne Zukunft (bis zur Mitte und bis zum Ende des Jahrhunderts) die Untersuchungen mit verschiedenen Emissionsszenarien durchgeführt. Die Projektionen für die nahe Zukunft, die sich zwischen den Emissionsszenarien nur wenig unterscheiden (was vor allem die Temperatur anbelangt) und deswegen relativ weniger unsicher erscheinen, lassen für alle Baumarten im Allgemeinen eher geringere Veränderungen erwarten. Bei den Projektionen für die ferne Zukunft zeigen sich deutliche Veränderungen, welche in ihren Größenordnungen von den jeweiligen Emissionsszenarien abhängen. Bei einem relativ warmen und trockenen Klima (Emissionsszenario A1B-trocken) zeigen alle betrachteten Baumarten eine stärkere und tendenziell nachteiligere Reaktion als bei einem relativ kühlen und feuchten Klima (je nach Datenverfügbarkeit B2-feucht/ A2-normal oder A1B-normal). Neben den Einflüssen der Emissionsszenarien auf die

Größenordnung der Veränderung ist die Richtung dieser Veränderung sehr stark von den Höhenlagen des Landes abhängig. Während in den tiefen Lagen, in denen aktuell wärmere und trockenere Bedingungen bereits vorherrschen, einige der betrachteten Baumarten an die Grenze ihres Produktivität stoßen, ist in den Höhenlagen weiterhin ein größerer Spielraum zu erwarten. Der regionale Charakter der Klimaprojektionen liefert somit Ergebnisse mit regionaler Aussagekraft.

Verbunden mit einem impliziten Modellfehler in der Spiegelung der Realität ist bei der Betrachtung der Endergebnisse bei den Meilensteinen Bioklima-Hüllen, Klimaeignungskarten sowie Wasserhaushaltsverfügbarkeit ein möglicher Bias zu beachten, der hier allerdings nicht korrigiert werden konnte. Wie in Abschnitt 3.2.1 bereits erwähnt, ist die Anwendung der Messdaten für den Referenzzeitraum aus Sicht des möglichen Modellfehlers kritisch. Aufgrund der deduktiv basierten Methode mussten aber die Baumartenverbreitungs- bzw. Walddaten mit den Messdaten des Klimas verschnitten werden, um gezielt die Beziehungen zwischen Klima und Bestockung herauszustellen. Für den Referenzzeitraum wäre diesbezüglich eine zusätzliche Simulation durchzuführen gewesen, die die Kontrollläufe der verwendeten Zukunftsprojektionen (dementsprechend in den Realisationen trocken, normal und/ oder feucht) genutzt hätte, weil Simulationsergebnisse anhand von Zukunftsprojektionen in der Regel mit ihren Kontrollläufen zu vergleichen sind (*e.g.* LINKE et al. 2010: 2) – eine angemessene Vorgehensweise, auf die im Ausblick noch einmal eingegangen wird. Wie bereits mehrmals angedeutet, werden somit die ermittelten Veränderungen auf der Basis der klimatischen Nische, der Klimaeignung oder der Wasserverfügbarkeit, aber auch hinsichtlich der Waldwachstumsproduktivität als relative Größen und Entwicklungen zwischen der Referenzzeit und der betrachteten Zukunft (Änderungssignal) dargestellt und sind in diesem Sinne zu interpretieren. Absolutwertangaben dienen zusätzlich nur als Hinweise, beispielsweise im Hinblick auf die Realitätsnähe der ermittelten Werte.

Bioklima-Hüllen

Die Ableitung der geeigneten Bedingungen für eine Baumart erfordert normalerweise die Identifizierung von Schwellenwerten im Sinne limitierender Faktoren, die das Vorkommen oder das Überleben einer Art erklären. Die Herleitung einer solchen unbekannten „fundamentalen Nische“ (ELLENBERG 1996: 135) ist aber äußerst komplex. Unter der vorliegenden Fragestellung wird der Fokus der Ermittlung von klimatischen Schwellenwerten auf den Ansatz der potenziell natürlichen Verbreitungsgebiete nach BOHN & NEUHÄUSL (2003) ausgerichtet. Aufgrund der Tatsache, dass Baumarten auch außerhalb ihres potenziell natürlichen Areals leben und produktiv sein können, führt die Betrachtung dieses Verbreitungsgebiets, wie schon BOLTE et al. (2008: 800) andeuten, zu einer möglichen Unterschätzung ihrer Nische. Die Herleitung von klimatischen Schwellenwerten auf der Basis von weiteren Quellen, wie den Verbreitungskarten von europäischen Baumarten von EUFORGEN (2009) oder der kürzlich erschienenen Statistischen Ableitung von Baumarten in Europa von BRUS et al. (2011), führen zweifellos zu Abweichungen in der Abbildung der klimatischen Nischen. Je-

denfalls bleibt auf dieser Betrachtungsebene die wichtige Frage nach den vielfältigen unterschiedlichen Teilpopulationen mit ihrem differenzierten genetischen Hintergrund und ihren speziellen Ansprüchen unbetrachtet (BOLTE et al. 2008: 801).

Auch aus klimatischer Sicht hat die aktuelle Daten- bzw. Ressourcenverfügbarkeit innerhalb der vorliegenden Meilensteine zu einer gewissen Heterogenität in der Datengrundlage geführt. Während die klimatischen Schwellenwerte bezüglich der Verbreitungsgebiete der Baumarten über den WORLDCLIM-Datensatz (HIJMANS et al. 2005) gewonnen wurden, ist die Extrapolation der Hülle für den Raum Rheinland-Pfalz über den INTERMET Datensatz (vgl. Abschnitt 3.3) realisiert worden. Zu Grunde liegt dabei, dass trotz der annähernd gleichen räumlichen Auflösung (1 x 1 km) keiner der beiden Datensätze die betrachtete Fläche, die Zeiträume und die Klimaprojektionen vollständig abdecken kann. Bei einer Auswertung der Verschiedenheit der zwei Datensätze für den Referenzzeitraum (nur für den Raum Rheinland-Pfalz möglich) ergaben sich geringe gegenseitige klimaparameterabhängige Abweichungen (vgl. Darstellungen in Abbildung 3.7).

Der Versuch der Ermittlung der zutreffenden klimatischen Prädiktor(en) für jede der Hauptbaumarten von Rheinland-Pfalz stellte sich als mühsam heraus. Die normative Herleitung der vier zweidimensionalen Klimahüllen („Jahresmitteltemperatur x Jahresniederschlagssumme“, „Jahresmitteltemperatur x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit“, „Mitteltemperatur in der Vegetationszeit x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit“, „Sommermitteltemperatur x Sommerniederschlagssumme“) im Sinne der mittleren geeigneten klimatischen Bedingungen für die Baumarten stellte sich im Ergebnis baumartenunterschiedlich erfolgreich dar. Validiert über die Schwerpunkte des aktuellen Vorkommens der Baumarten in Rheinland-Pfalz (Abbildung 4.6) war zu bemerken, dass auf der einen Seite die Fichtenverbreitung über die 2-D Hülle „Jahresmitteltemperatur x Niederschlagssumme in der Vegetationszeit“ gut erklärbar war, während auf der anderen Seite die Verbreitung der Kiefer in Rheinland-Pfalz bei allen Typen von Klimahüllen nur unbefriedigend abgebildet werden konnte. Somit kann die Analyse der mittleren Klimabedingungen der Baumarten über die gleichzeitige Verschneidung aller zweidimensionaler Hüllen eine Auswertungsart sein, die einen *worst case* darstellen kann, weil hier nur diejenigen Flächen als Verbreitungsgebiet angenommen werden, die in der Überlagerung der vier Hüllendarstellungen von allen Hüllen belegt werden. Weiterhin wurden bei der thematischen Verschneidung von 1-dimensionalen Hüllen auch Indikatoren für sommerliche und winterliche klimatische Einschränkungen eingeführt. Die ebenfalls durchgeführte Verschneidung der 1-D Hüllen hat jedoch eine unmittelbar baumartenabhängige Bedeutung. Der Indikator „Winterlichkeit“ kann bei der Fichte für die Erfüllung ihrer Kühleansprüche (SYKES & PRENTICE 1995: 417) wichtige Indizien liefern, während er für die Traubeneiche Hinweise auf mögliche Frostgefahren (MAYER 1984: 106) liefern kann. Darüber hinaus liefert die Übertragung der Toleranzbereiche der Baumarten, bezogen etwa auf Aridität (nach DE MARTONNE 1926) oder Kontinentalität (RIGLEBS 1947) aufschlussreiche Hinweise zur Verbreitung der Baumarten. Die Anwendung von ungeeigneten Prädiktoren kann zum Misserfolg in der Darstellung der Wohlfühlbereiche der Baumarten führen und sollte deswegen sorgfähig interpretiert werden. In weitergehenden Forschungsansätzen

werden die Prädiktoren, trotz innovativer technologischer und statistischer Verfahren, wie sie CASALEGNO et al. (2010) erläutern, ebenso noch nach dem Muster „Versuch und Irrtum“ geprüft. Derartige Projektionen zur Abschätzung der Entwicklung der großräumigen Einsatzmöglichkeiten der Baumarten, aus denen sich wichtige Hinweise zu den künftigen Grenz- oder Rahmengebieten der Baumarten ableiten lassen, sind jedenfalls wertvolle Untersuchungsansätze (*e.g.* HIJMANS & GRAHAM 2006, AMMER et al. 2007, KÖLLING et al. 2009).

Klimaeignungskarten

Zusätzlich zur Betrachtung der vom Klima bestimmten Lebens- bzw. Überlebensfähigkeit einer Art unter neuen Bedingungen stellt sich auch die Frage nach der Leistungsfähigkeit dieser Art vor Ort. Über die Auswertung der Angebote an Wasser (Niederschlag) und Wärme (Temperatur) kann ein klimatischer Gradient der rheinland-pfälzischen Wälder ermittelt werden, der es ermöglicht, zusätzlich die Produktivität der Baumarten abzuschätzen. Die Betrachtung der Parameter Jahresmitteltemperatur, entsprechend der ursprünglich von KÖLLING et al. (2008) veröffentlichten Methode, und des Niederschlags, hier aber in der Vegetationszeit statt als Jahressumme, leitet zu einem angemessenen Ausdruck für die klimatische Wasserbilanz innerhalb der für die meisten Baumarten physiologisch aktiven Periode hin. Trotz der relativ geringen Fläche von Rheinland-Pfalz dient die landschaftliche und somit klimatische Differenzierung dazu, ein Waldklimamuster aus klimatisch unterschiedlichen Waldzonen erkennen zu lassen. Die Analyse des Vorkommens der Baumarten in jeder dieser klimatisch unterschiedlich geprägten Zonen liefert gemäß der ursprünglichen Methode (KÖLLING et al. 2008) deutliche Hinweise zur Lebensfähigkeit der Baumarten unter den dortigen Bedingungen. Hierbei lassen sich auch Effekte der forstwirtschaftlichen Praxis erkennen, indem Baumarten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes angebaut werden. Die zusätzliche Analyse der Bonitäten dieser Baumarten unter den entsprechenden Bedingungen vermittelt wertvolle zusätzliche Kenntnisse über ihre entsprechende Leistungsfähigkeit – ein entscheidender Faktor im Wirtschaftswald und für die Anbaueignung.

Weitere Faktoren können die Aussagekraft verstärken bzw. ihre Genauigkeit erhöhen. Die Berücksichtigung von Faktoren, wie die exakte Altersstruktur oder Mischungseffekte im Bestand, könnten die Analyseergebnisse für die Bonität der Baumarten präzisieren. Darüber hinaus haben weitere Standortfaktoren, wie die Bodeneigenschaften, eine signifikante Auswirkung auf das Vorkommen und die Bonität der Baumarten, sind hier aber nur indirekt einbezogen. Da die Zuordnung einer Eignungsstufe zu einer bestimmten Klimazone auf der Analyse von Beständen mit oft ungleichen Bodenverhältnissen basiert, wurde der Bodeneinfluss ausgeblendet bzw. als Konstante angenommen – das Klima war die Variable. Die Übertragung von Eignungsstufen auf Gebiete mit unterschiedlichen edafischen Verhältnissen ist wegen dieser Relativierung und wegen des somit vorwiegenden Einflusses der Klimas auf die Anbaueignung zulässig.

Teilschwächen des Bioklima-Hüllen Ansatzes werden vom Klimaeignungskarten-Ansatz ausgeglichen. Trotz eines sehr viel kleineren betrachteten Gesamtwaldgebietes werden

hierbei die Teilpopulationen (Herkünfte) der betrachteten Baumarten analysiert, die in den rheinland-pfälzischen Wäldern vorkommen und dort angepasst sind. Die somit erhobenen Analyseergebnisse spiegeln im Wesentlichen die Wohlfühlmuster wider, wie sie sich vor dem vorhandenen genetischen Hintergrund der Baumarten zeigen. Während der Meilenstein der Bioklima-Hüllen lediglich Aussagen zur möglichen Präsenz oder Absenz liefert, werden beim Ansatz der Klimaeignungskarten verschiedene Stufen gestaffelt präsentiert, von einer hohen absoluten Präsenz und einem hohen „Wohlfühlfaktor“ bis zu einer höchstwahrscheinlich nur geringen klimatisch bedingten Vitalität, die den Anbau begrenzt. Da die Abgrenzung und Zuordnung der Eignungsstufen auf die unterschiedlichen Klimazonen nicht immer nur über die numerische Auswertung unmittelbar darzustellen war, stellte sich die Einbeziehung von Expertenwissen in diesem Zuordnungsprozess als sehr wichtig dar. Im Rahmen der gegebenen Problemstellung war die wissenschaftliche Einbeziehung praxisbasierten Expertenwissens legitim und durch andere methodische Schritte nicht zu ersetzen (*e.g.* KÖLLING 2011: 50).

Waldwachstumssimulation

Neben der Anwendung von Ansätzen, die in deduktiver Art Schwellenwerte zum Vorkommen oder eine Abstufung der Anbaueignung einzuschätzen versuchen, ist der Einsatz von Simulationsmodellen, die mit empirischen Daten arbeiten, innerhalb der Fragestellungen zu den Klimawandelfolgen in Wäldern von Relevanz (*e.g.* LINDNER 1999: 2). Die im Rahmen dieses Meilensteins angewendete Kopplung eines physiologischen und eines empirisch basierten Modells bietet eine innovative, weil klimasensitive Waldwachstumssimulationsmöglichkeit (PRETZSCH et al. 2007: 18). Jedoch sind die komplexen physiologischen Prozesse innerhalb eines Baums oder die ökologischen Prozesse innerhalb eines Bestandes längst nicht vollständig verstanden, weshalb letztlich auch die Simulation in erster Linie Trendergebnisse liefert. Der dynamische Charakter der Auswertungen wird vor allem mit der Abbildung der physiologischen Reaktionen gegenüber Klimaveränderungen mittels des Modells BALANCE ermöglicht. Das Modell basiert auf funktionalen Beziehungen zwischen den verschiedenen Teilen der Bäume (von der Wurzel bis zur Krone) und der Umwelt (vom Bestandsklima bis zum Bestandswasserhaushalt), indem die Wachstumsreaktionen über die physiologischen Prozesse der Bäume bzw. des Bestandes generiert werden. Das Modell SILVA berücksichtigt anderseits weitere Aspekte, die das Waldwachstum stark beeinflussen, wie beispielsweise ökologische Prozesse (*e.g.* Konkurrenz) oder waldbauliche Optionen (*e.g.* Durchforstung). Die Anwendung von empirischen Modellen kann vor dem Hintergrund des Klimawandels, durch den sich durchaus neue, bisher unbekannte Verhältnisse und Prozesse ergeben können (*e.g.* MILLAR et al. 2007: 2149) dennoch adäquat sein. Manche der in den Modellen eingebundenen empirischen Beziehungen könnten ggf. ungültig werden (*e.g.* NOTHDURFT et al. 2012). Jedoch sind für die Parametrisierung von SILVA neben zahlreichen Beständen aus dem süddeutschen Raum, inkl. Rheinland-Pfalz, auch Bestände aus weiteren europäischen Gebieten einbezogen (PRETZSCH et al. 2002: 4). Dank einer solchen breiten Spanne von empirischen Bezügen zwischen Waldwachstum und Umweltverhältnissen spiegelt SILVA in gewisser Weise auch heute schon künftige Verhältnisse wider.

Die Auswertung des Wachstums der rheinland-pfälzischen Wälder im Verlauf des Jahrhunderts unter unterschiedlichen Klimaprojektionen verlangte eine geeignete Kenngröße, die die Ergebnisse der drei Simulationsszenarien darstellen kann. Die vielfältigen Parameter der Naturalproduktion, die SILVA in 5-Jahres-Schritten als Output liefert, ermöglichen verschiedene Berechnungen. Der Holzvorrat als Maß für die Produktion, das sich über Erhebungen der Bundes- und Landeswaldinventur gut validieren lässt, stellt aber lediglich den in jedem Moment aufstockenden Derbholzvorrat dar, ohne die Nutzungen von Durchforstungen zu berücksichtigen, die jedoch für die Beurteilung der gesamten nutzbaren Holzbiomasseproduktion von Bedeutung sind. Die Betrachtung und Berücksichtigung der Vornutzungen, addiert zum aufstockenden Vorrat, wird üblicherweise über die Berechnung der Gesamtwuchsleistung erreicht. Weil die vorliegenden Simulationen einen Zeitabschnitt von 100 Jahren (von 2000 bis 2100) umfassen und hierbei die möglichen Holznutzungen vor dem Jahr 2000 in Simulationsbeständen, die dann bereits existierten, nicht berücksichtigen können, ist hier eine entsprechende Berechnung dieser Mengen unmöglich. In diesem Zusammenhang wurde folglich im Rahmen der Simulation die gesamte Derbholzproduktion als Summe des vorhandenen Vorrats und der Summe aller Vornutzungen innerhalb des Zeitabschnitts der Simulation als geeignetes Maß für die Auswertung und den Vergleich der Produktivität der rheinland-pfälzischer Wäldern definiert. Diese so definierte Größe lässt sich somit nicht einfach und direkt validieren, beispielsweise über Ertragstafeln oder Ergebnisse der Bundes- und Landeswaldinventur. Dennoch war es über zahlreiche Stichproben möglich, Validierungen hinsichtlich der ermittelten Durchforstungsmengen, der Vorräte oder der Mortalität in verschiedenen Zeitabschnitten vorzunehmen und die Plausibilität der Ergebnisse weitgehend abzusichern.

Das Simulationsdesign trifft unterschiedliche Annahmen, die die gesamten Ergebnisse wesentlich beeinflussen können. Bei Generierung von unterschiedlichen Szenarien ist es aus wissenschaftlicher Sicht eine robuste Vorgehensweise, den Einfluss von Annahmen bzw. die Sensibilität eines Systems zu untersuchen. Weil es sich bei der vorliegenden Arbeit um eine Fallstudie zum klimatischen Einfluss handelt, umfassen die Simulationsszenarien lediglich die Variation der Klimabedingungen. Aspekte, wie die Variation der Baumartenzusammensetzung oder waldbauliche Managementoptionen, sind in Fragen des Waldwachstums essentiell und würden auf das Gesamtresultat zweifellos einen signifikanten Einfluss ausüben. Die Waldbestockung im Verlauf des Jahrhunderts wurde in der vorliegenden Simulation durch den heute stockenden Wald und den von der Forsteinrichtung definierten Waldentwicklungszielen (in folgenden Generationen) gesteuert. Die hierbei ausgeführten moderaten Durchforstungen zielen lediglich auf die Erhaltung bestimmter Grundflächenstrukturen in den Beständen ab, ohne dass hierbei Variationen hinsichtlich der Baumarten, Mischungstypen oder regional unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungen durchgespielt wurden. Die möglichst gezielte Erkennung von anfälligen oder robusten Waldtypen in Abhängigkeit von regionalen Besonderheiten und den Klimaveränderungen sollte herausgearbeitet werden.

Wasserhaushaltssimulation

Die Auswirkungen der projizierten Klimaveränderungen auf den Wasserhaushalt der Waldstandorte ist ein wichtiger Aspekt in der Einschätzung der Klimawandelfolgen im Wald. Auch wenn sich die Definition und objektive Quantifizierung von Schwellenwerten der Wasserversorgung oder Trockenheit als Wissenslücke darstellt (*e.g.* MCDOWELL et al. 2008: 720), ist die Simulation von hydrologischen Prozessen auf Waldstandorten sinnvoll.

Durch Schwellenwerte der Wasserverfügbarkeit im Wurzelraum ermöglicht der Indikator BWd9 die Einschätzung von verschiedenen Graden von Trockenstress. Basierend auf Literatur und Expertenkenntnissen ist die Festlegung solcher Schwellenwerte der sensibelste Teil des vorliegenden Meilensteins, welcher an sich umfassende Feld- und Laborvalidierungen benötigen würde. Der im Rahmen dieses Meilensteins vorgenommene Validierungsversuch über Daten einer Buchenbestandsversuchsfläche stellt sich als nicht ausreichend dar. Zwar liefern die zahlreichen Wachstumsdaten und die Dokumentation der durchgeführten Maßnahmen im Bestand gründliche Informationen über den Bestand, doch lässt sich das Klimasignal und sein Einfluss auf den Wasserhaushalt beispielsweise am Bestandswachstum nur unscharf erkennen. Weil notwendige Niveaus der Vitalität, der Leistung oder des physiologischen Stresses bei einem jeweils bestimmten Wassergehalt hierbei nicht bestimmt bzw. festgelegt werden konnten oder wurden, sind die vorliegenden Auswertungen als Hinweise zu potenziellem Trockenstress zu verstehen. Denkbar ist deswegen eine Umwandlung dieser Werte in ihre inverse Größe, wodurch so der sehr schwierig zu definierende Begriff „Stress“ vermieden werden könnte.

Die flächendeckende Projektion von potenziellen Trockenstresssituationen während der Vegetationszeit anhand der verfügbaren Datengrundlage stellt sich für die Erkennung von möglichen günstigen Räumen für die Buche als zweifellos brauchbar dar. Mit der Weiterentwicklung des Datenbestandes wird im Ausblick die Einbeziehung von lokalen Standortseigenschaften (*e.g.* nutzbare Feldkapazität und kleinräumige Klimadaten) die Genauigkeit der Aussagen deutlich erhöhen. Die Betrachtung von weiteren Baumarten steht ebenso als zu bearbeitende Aufgabe an. Die im vorhergehenden Abschnitt zur gegenseitigen Integration der Ergebnisse gemachten Aussagen zur Traubeneiche, die von den ermittelten Buchenergebnissen ausgingen, erscheinen aufgrund der mutmaßlichen hohen Trockenheitsresistenz dieser Baumart (*e.g.* MEINARDUS & BRÄUNING 2011: 11) vor allem in Gebieten, wo die Buche einen geringeren potenziellen Trockenstress vorweist, zulässig. Ein Vergleich mit den weiteren Hauptbaumarten ist jedoch nicht akzeptabel. Fichte, Kiefer und Douglasie haben als Nadelgehölze ausgeprägte unterschiedliche Eigenschaften, welche die hydrologischen Prozesse im Bestand auf differenzierte Art beeinflussen (*e.g.* MAYER 1984: 106). Bei der Simulation des Bestandswasserhaushalts ist ebenso wie bei der Waldwachstumssimulation eine künftige Berücksichtigung von Mischbeständen sowie von unterschiedlichen Altersstufen von Interesse. Hierbei ist eine Einbeziehung der bereits stratifizierten Waldtypen, bezogen auf die bereits abgegrenzten klimadiffenzierten forstlichen Landschaften, denkbar. Die Berücksichtigung von weiteren waldbaulichen Optionen, wie die Durchforstungsmodi oder die Länge der Umtriebszeit, ist über Szenariengenerierungen möglich und angesichts ihrer Wirkungen auf

den Wasserhaushalt und somit auf die Vitalität und Produktivität von Beständen unter sich ändernden Klimabedingungen relevant.

Gesamtes methodisches Vorgehen

Der angewendete Ansatz stützt sich auf verschiedene, zum Teil veröffentlichte Methoden, die unter analogen Rahmenbedingungen verwendet worden sind. Die Anpassung der Methoden an die Datenverfügbarkeit und die Weiterentwicklung ihrer Vorgehensweisen bringen verbesserte Qualitäten bei der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf den rheinland-pfälzischen Wald. Die Aussagen der vorliegenden Arbeit sind durch eine breite Datenbasis, die Fragen zur natürlichen und regionalen Baumartenverbreitung, zum Ertrag bzw. zur Wuchsleistung, zur Wasserverfügbarkeit, zur Physiologie und zur Ökologie klärt, fundiert. In der auf diesem Wege angestrebten Erhöhung der Belastbarkeit der Aussagen besteht die Originalität dieser Arbeit. Dennoch konnten wegen z.T. mangelnder Datenverfügbarkeit und Wissenslücken nicht alle relevanten Aspekte berücksichtigt werden. Gemeint sind vor allem abiotische sowie biotische Faktoren, die infolge des Klimawandels ebenso veränderungsfähig sind und die wiederum einen neuen Einfluss auf die Baumartenbiologie und Waldökologie ausüben können und die für die Ableitung treffender Anpassungsoptionen für die Forstwirtschaft an den Klimawandel von großer Bedeutung sind. Einige dieser Aspekte werden vor dem Hintergrund des Klimawandels und ihrer möglichen neuen Wechselwirkungen auf den Wald im folgenden Abschnitt kurz diskutiert.

7.4 Schlussdiskussion

Abiotische Faktoren

Das bereits erwähnte Fehlen einer digitalen, klima-dynamischen Standortskartierung im Zusammenwirken mit regionalen Klimaprojektionen schränkt (bis auf die Buche) in der vorliegenden Arbeit die Betrachtung der lokalen Wasserverfügbarkeit der Waldbestände unter sich ändernden Klimabedingungen erheblich ein. Hierzu dienen zunächst einmal die spezifischen Hinweise zum potenziellen Trockenstress für die Buche auf Grundlage der entsprechenden Karte sowie, wenn auch auf einer gröberen Maßstabsebene, die Karte zur nutzbaren Feldkapazität (bis 1 Meter Tiefe) (LGB-RLP 2009). Die Bedeutung der Wasserverfügbarkeit bei einem Standort ist bei der projizierten Tendenz zu erhöhten Temperaturen, bei denen auch die Transpiration die Wälder steigt (BORCHERT & KÖLLING 2003: 23, WATTENDORF et al. 2010: 206) groß. Wiederum ist der Anstieg der durchschnittlichen Temperaturen, wie unterschiedliche phänologische Studien an unterschiedlichen Pflanzen unserer Breitengrade zeigten (MENZEL 2006, ZIEGLER 2011: 12ff.), verantwortlich für eine *verlängerte Vegetationszeit*. Die Frage, wie effektiv die Baumarten diese Verlängerung zu einer Produktivitätserhöhung nutzen können, ist nicht nur verbunden mit einer erhöhten Fotosyntheseleistung, sondern ggf. auch mit einem erhöhten Respirationsbedarf der Pflanze, der einen potenziellen Produktionsgewinn bei nicht erfülltem, erhöhten Wasserbedarf auch kompensieren oder sogar übertreffen kann (vgl. DEUTSCHER BUNDESTAG 1994: 531). Deshalb ist mit negativen Wachstumsauswirkungen in wärmeren Umgebungen durchaus zu rechnen, gegenüber positiven Auswirkungen in kühleren Umgebungen (IPCC 2007: 13) – wie in den nördlichen Breiten (LINDNER et al. 2010: 699) oder in den Höhenlagen (DOBBERTIN & GIUGGIOLA 2006: 40ff.) Derart positive oder negative Reaktionen sind nicht in gleichem Maß für alle Baumarten zu erwarten (OLEKSYN et al. 1998: 138). Die erhöhte Konzentration von Kohlendioxid in der Atmosphäre kann wiederum nach Modellsimulationen von REYER et al. (2012: 56) einen Düngungseffekt auf die Wälder ausüben. Obwohl diese Variable in der vorliegenden Arbeit nicht direkt berücksichtigt wurde, deutet die Sensibilitätsanalyse der physiologischen Simulationsergebnisse bezogen auf junge Fichtenbestände mit dem Modell BALANCE einen solchen Düngungseffekt an (Abschnitt 6.3.1.1). Die signifikanten Erhöhungen etwa bei der Netto-Primärproduktivität oder beim gesamten Biomassezuwachs in Relation zum Anstieg der CO_2-Konzentration sind allerdings nur bis zu einem Schwellenwert von 600 ppm zu beobachten, danach fällt die Reaktion deutlich geringer aus. LASCH et al. (2002: 166) bemerken dazu, dass Wachstumsgewinne auch von geeigneten Standortbedingungen abhängig sind, indem nach ZWEIFEL et al. (2006: 1445) oder EEA (2012: 175), die Wasserversorgung die ganz zentrale Rolle spielt. Wiederum deuten LINDNER et al. (2010: 699) auf Grundlage verschiedener Quellen an, dass baumartenunterschiedlich, der erhöhte CO_2-Gehalt in der Luft zu einer Steigerung der Effizienz der Wassernutzung im Baum führen kann.

Neben der wachsenden Notwendigkeit, sich mittel- bis langfristig an die Veränderungen der atmosphärischen Bedingungen anzupassen, werden die Baumarten auch mit kurzfristigen

extremen Witterungsereignissen konfrontiert, was Stress, Schäden oder sogar Tod nach sich ziehen kann (ROLOFF & GRUNDMANN 2008: 4). Außer den baumartspezifischen möglichen Auswirkungen von Trockenperioden (unter 7.1 diskutiert), können temperaturbezogen vor allem extreme Sommerhitze (BOLTE & IBISCH 2007: 573) sowie extreme Winter- oder Spätfroste (ROLOFF & GRUNDMANN 2008: 6) zur Schädigung von Geweben und zur erhöhten Mortalität vor allem von Jungpflanzen beitragen. Auch Niederschlag kann in Form kurzer und starker Ereignisse zu Waldschäden führen (ZEBISCH et al. 2005: 87). Zwar sind Waldbrände heutzutage kein bedeutender Risikofaktor in rheinland-pfälzischen Wäldern, wegen künftig möglicher häufigerer Hitze- und Dürreperioden kann ihre Bedeutung im Klimawandel jedoch zunehmen (SCHUNK et al. 2009: 31). Mit scheinbar zunehmender Häufigkeit (DELB 2013) lösen Sturmereignisse großflächige Sturmwürfe und -brüche aus, die in Rheinland-Pfalz ebenfalls zu bedeutenden ökonomischen Verlusten (HANKE 2005: 26) führen können. Hierbei ist die Vulnerabilität der Bestände sehr von ihren orografischen und mikroklimatischen Verhältnissen abhängig (KNOERZER 2004: 113), aber nach ALBRECHT et al. (2010: 105) noch viel mehr von ihren Baumartenzusammensetzungen, Dimensionen und den ausgeübten waldbaulichen Maßnahmen

Biotische Faktoren

Infolge sich verändernder mittlerer Standortsbedingungen oder aufgrund von bereits oben genannten Ereignissen muss mit einem Verlust an Vitalität und Widerstandskraft der Baumarten gerechnet werden und somit mit einer erhöhten Vulnerabilität der Bestände gegenüber *biotischen* baumartenspezifischen *Schädlingen* (7.1). Großflächige Zerstörungen (*e.g.* nach Stürmen oder Dürreperioden) können der Auslöser von Epidemien infolge von Insekten-Massevermehrungen sein (PETERCORD 2009: 61). Begünstigend kann sich hier die Veränderung des Temperatur- und Niederschlagsregimes auf die Bedingungen heute bereits heimischer, aber ggf. auch fremder schaderregender Pilz- und Insektenarten auswirken (ENGESSER et al. 2008). Nach DELB (2013) sind im Hinblick auf den Klimawandel und aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge und ihrer Veränderungen (wie beispielsweise der Wirt-Parasit Beziehung) Prognosen zur Entwicklung von Waldschädlingen äußerst schwierig zu entwickeln. Veränderungen von langfristig etablierten ökologischen Gleichgewichten, die rascher als die Sukzessionsdynamik ablaufen, können zu Zusammenbrüchen natürlicher Prozesse führen (THOMASIUS 1991: 317), die Baumarten (VON LÜPKE 2009: 69) und Waldgesellschaften (WALENTOWSKI et al. 2009: 12, WOHLGEMUTH et al. 2006: 9) gefährden. Deswegen ist die Betrachtung von synökologischen Aspekten im Hinblick auf die Interaktionen bei den Artengemeinschaften von besonderer Bedeutung (AMMER et al. 2005: 63). Unklar ist dennoch, wie sich solche Interaktionen und Konkurrenzbeziehungen zwischen Arten umstellen können, denn gegenüber den veränderten Lebensbedingungen sind auch die Ressourcenallokationen baumartenunterschiedlich und nach wie vor vorwiegend unbekannt (AMMER 2009: 200, RÖTZER et al. 2012). Hierzu kann als Beispiel die aktuelle Baumartensubstitution in den Trockentälern des Wallis herangezogen werden, in denen kieferndominierte Wälder durch Flaumeiche verdrängt werden (RIGLING et al. 2006).

Genetik

Bei starken klimatischen Veränderungen bleiben Pflanzenpopulationen im Allgemeinen drei Möglichkeiten: Aussterben, Auswanderung oder Anpassung (vgl. GÖMÖRY et al. 2012: 401). Neben der auf einer Makro-Skala erwarteten nord-ostwärtigen Verlagerung (SYKES et al. 1996, PEARSON et al. 2002, BOX & MANTHEY 2006) von verschiedenen Baumartenpopulationen hat die Forstwirtschaft eine wichtige Rolle beim künstlichen Transfer von Vermehrungsgut im Zusammenhang mit der Unterstützung der Migration von Teilpopulationen inne (MÁTYÁS 2006: 44, KONNERT 2007: 39, HOEGH-GULDBERG et al. 2008: 346). *In situ*-Anpassungen einer Baumart hängen hierbei von der intrinsischen genetischen Reaktionsnorm jedes Individuums ab (KÄTZEL 2008: 10), was wiederum über evolutive oder phänotypische Mechanismen bestimmt wird (ROZENBERG et al. 2010: 14). Weil evolutive Prozesse abhängig sind von geschlechtlich-genetischen Neukombinationen, werden r-Strategen, wie die bereits erwähnten Pionierbaumarten (*e.g.* Kiefer) im Gegensatz zu k-Strategen (*e.g.* Buche oder Eiche) ihre genetische Reaktionsnorm schnell variieren können (KÄTZEL 2008: 10f.). Nach den in Kapitel 7.1. diskutierten Erkenntnissen zur genetischen Variabilität der rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten deutet sich eine allgemein relative große genetische Variabilität innerhalb der Bestände (bzw. Teilpopulationen) an, was nach GÖMÖRY et al. (2012: 402) die Voraussetzung für natürliche Selektion sei. Im Allgemeinen ist aber bei ortsgebundenen und langlebigen Organismen, wie es Bäume sind, und bezüglich der projizierten Schnelligkeit des Klimawandels diese genetische Anpassung zu langsam (MÁTYÁS 1996: 45), weshalb die phänotypische Plastizität eines Individuums von primärer Bedeutung ist (MÁTYÁS 2006: 41, ROZENBERG et al. 2010: 14,). Nach KÄTZEL (2008: 12) sind allerdings spezifische Anpassungsmechanismen gegenüber bestimmten Witterungsextremen (wie Trockenheit, hohe Temperaturen oder Fröste) zum Überleben der Individuen relevanter, als gegenüber anderen Ereignissen (wie Waldbrände oder Orkane) – die physiologische Plastizität innerhalb der Populationen ist insofern entscheidend. Laut ST. CLAIR & HOWE (2007: 1447) stellt sich neben der Frage der Angepasstheit der aktuellen Population auch die Frage, ob die aktuelle Population eine Verjüngung generieren kann, die gegenüber dem künftigen Klima noch besser angepasst sein wird. KÄTZEL (2008: 11) gibt zu bedenken, dass die Wälder im Klimawandel viel dynamischer reagieren werden, als es statische Methoden, die nur die heutigen klimatischen Ansprüche und Wachstumsreaktion der Baumarten berücksichtigen (wie in der vorliegenden Arbeit), auszudrücken vermögen. Darüber hinaus deutet HAMRICK (2004: 328f.) auf die erhöhte Fähigkeit der Waldbäume hin, als Folge ihrer Langlebigkeit und ihrer in der Regel hohen genetischen Vielfalt innerhalb der Population sowie aufgrund eines hohen Pollen- und des damit verbundenen Genflusses resistent und resilient gegenüber Umweltänderungen zu reagieren. Deswegen sind genökologische Studien mit einer Modellierung der phänotypischen Veränderungen unter klimainduziertem selektivem Druck wertvoll zur Einschätzung der künftigen klimatischen Angepasstheit von Populationen (ST. CLAIR & HOWE 2007: 1441).

Waldbaubasierte Anpassung

Trotz gegebener Wissenslücken, Unsicherheiten und diverser unbekannter Größen ist die Forstwirtschaft zeitlich nicht in der Lage, auf regionale bis lokale und spezifische wissenschaftsbasierte Anleitungen zu warten. Vorhandene Managementtechniken müssen weiterhin angewendet werden, um unter den neuen Umweltzuständen nach wie vor eine nachhaltige Waldbewirtschaftung zu erzielen bzw. sicherzustellen (JANOWIAK et al. 2010: 11). Hierzu sind resiliente Wälder hinsichtlich ihrer Leistungs- und Funktionsfähigkeit nachhaltig zu erhalten (VON LÜPKE 2009: 68, Wagner 2004: 109). Resiliente Wälder verfügen über die Elastizität, sich nach einer Störung so wieder regenerieren (VON LÜPKE 2004: 365), dass das System wieder funktionsfähig wird.

Durch die Vielfalt waldbaulicher Maßnahmen (VON LÜPKE 2009: 73) und die intensive Bewirtschaftung unserer Wälder ist die Risikominderung (BROSINGER & TRETTER 2007: 21) durch aktive Anpassungsoptionen möglich (BOLTE et al. 2009b: 479). SCHÜTZ (2009: 72) weist darauf hin, dass auch im Zuge des Klimawandels die Hauptprinzipien des Waldbaus ähnlich wie bisher bleiben werden, denn im wesentlichen wird Resilienz über eine stabile und gesunde Bestockung erreicht. Hierbei können Konzepte wie die „klimaplastischen Wälder" von JENSSEN et al. (2007: 2) an Bedeutung gewinnen, bei denen „Wälder, die eine größere Amplitude von Umweltbedingungen in unterschiedlicher Richtung abpuffern können und die sich einem dauerhaft ausbildenden Trend aus sich heraus, weitgehend in Selbstorganisation oder zumindest mit einem geringen Aufwand an forstlicher Begleitung, anpassen können" als Ziel angesehen werden. Untrennbar damit verbunden ist eine stärkere Berücksichtigung von Störungen wie Waldbrände, Schädlinge, Krankheiten oder Witterungsextreme (RIGLING et al. 2008: 321, BOLTE et al. 2011: 29f.) und Ereignisse oder Reaktionen, die bisher fremd sind (MILLAR et al. 2007: 2149). Die in Rheinland-Pfalz, wie auch in anderen Bundesländern heutzutage weit verbreitete naturnahe Waldbewirtschaftung liefert laut SCHÜTZ (2009: 68) dank ihrer „immer bezweckten gesunden, angepassten, stabilen, strukturierten und vielfältigen Bestockung" eine gewisse Sicherheit in Bezug auf die kommenden unsicheren Zeiten. Doch WAGNER & FISCHER (2007: 6) heben hervor, dass naturnahe Systeme mit gegebenen Umweltbedingungen und einem aktuellen Störungsregime ein Gleichgewicht bilden und deswegen im Klimawandel *per se* „kein Garant für Resistenz und Elastizität" sind. Wenn sich bisherige Leitbilder verändern, gehen auch Referenzen verloren (BRANG et al. 2008: 363) und stellen die Forstwirtschaft vor eine enorme Herausforderung, die vermutlich neue Prinzipien erfordert (HARTARD & SCHRAMM 2009: 14). WAGNER & FISCHER (2007: 7f.) weisen darauf hin, dass eine „neue naturnahe Referenz derzeit nicht bestimmt werden" kann. Infolge dessen sollte sich der Waldbau umso weniger auf eine neue (unbekannte) Klimax ausrichten, sondern mehr auf die Funktionalität der Bestände. Naturnahe Prinzipien einer standortgerechten Baumartenzusammensetzung, die Bevorzugung der Naturverjüngung und einer vielfältigen Bestandsstruktur sollten wegen ihrer allgemeinen Gültigkeit noch breiter und dynamischer gestaltet werden (BRANG et al. 2008: 371).

Baumartenwahl

Im Zeichen des Klimawandels erinnert KÖLLING (2008: 20) an eine alte forstwirtschaftliche und besonders zutreffende Regel: „Vorsicht ist die Mutter der Baumartenwahl“. Die Baumartenwahl als „Schlüssel zur Störungsresistenz von Wäldern und ihrer Anpassungsfähigkeit“ (BRANG et al. 2008: 369) steht der Herausforderung unsicherer Standortsveränderungen und der Erfüllung verschiedener Zielsetzungen (Funktionen und Dienstleistungen) gegenüber (BOLTE et al. 2009b: 476). Konkrete Empfehlungen zur Baumartenwahl sind jedoch sehr schwierig (FRISCHBIER et al. 2010: 28), weil diese sehr standortsspezifisch sind und, wie HERRIGEL & GROß (2012: 56) andeuten, das „Gesetz des Örtlichen“ die regionalen oder allgemeinen Aussagen relativiert. Im Rahmen der hier vorliegenden regionalen Betrachtung der heutigen und künftigen möglichen Entwicklung der Eignung der Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz, ist deswegen keine lokale Baumartenempfehlung denkbar. In Abhängigkeit von den lokalen Eigenschaften, der Lage, von Klima und Boden sowie der Ausgangssituation (WALENTOWSKI et al. 2009: 12) sind standortsgerechte Baumarten diejenigen, die sich gut entwickeln, sich natürlich regenerieren und dem Standort nicht schaden (BRANG et al. 2008: 365). Mit Hinblick auf langfristige Veränderungen der Standortseigenschaften ist zu berücksichtigen, dass Baumarten am Rand ihrer Nische ein erhöhtes Risiko haben (GEBUREK 2006: 13, VON LÜPKE 2009: 69) und dass Baumarten ausgewählt werden sollen, deren Ansprüche in den nächsten wenigstens drei bis vier Dekaden voll erfüllt werden können (KOHNLE et al. 2008: 50). Mehrere Autoren (*e.g.* GEBUREK 2006: 14, KONNERT 2007: 39) verdeutlichen dazu die große Bedeutung der Herkünfte für einen standortsgerechten Waldbau. Auf diese Weise werden heimische oder standortsheimische Baumarten oft bevorzugt, da der Wert der lokalen Population, Herkunft, als vorteilhaft angesehen wird (AMMER et al. 2005: 65, RIGLING 2008: 322, REIF et al. 2010: 263, GÖMÖRY et al. 2012: 405). Jedoch auf besonderen Standorten, die schon heute labil sind oder sich künftig als problematisch darstellen, kann die Wahl eingeschränkt sein (LEITGEB & ENGLISCH 2006: 10). Hierbei sollte aus einer forstwirtschaftlichen Sichtweise der Einsatz von gebietsfremden, wärme- und trockenheitsangepassten Baumarten und Herkünften kein Tabu sein (THOMASIUS 1991: 323, BRANG et al. 2008: 365), obwohl daraus ein Konfliktpotenzial mit dem Naturschutz entstehen kann (HARTARD & SCHRAMM 2009: 5f., REIF et al. 2010b: 263, BOLTE et al. 2011: 30, MILAD et al. 2012: 10). Auch beim künstlichen Transfer von forstlichem Vermehrungsgut, das aus genetischer Sicht als eine „Unterstützung und Beschleunigung der natürlichen Migration“ gesehen werden kann (KONNERT 2007: 39), sollten die positiven und negativen Wirkungen analysiert werden, um ökologische Probleme zu vermeiden (BOLTE et al. 2009b: 478). Wegen des begrenzten Standes des Wissens sollte hierbei mit Vorsicht (KÖLLING 2007: 37) und nur in begrenztem Umfang agiert werden (VON DER GOLTZ 2004: 378, WALENTOWSKI et al. 2009: 12).

Mischwald

Aufgrund ihrer höheren Resistenz gegenüber Störungen und Resilienz nach Störungen sind Mischwälder anpassungsfähiger (VON LÜPKE 2009: 69) und zusammen mit ihren ökonomischen und ökologischen Vorteilen gegenüber Reinbeständen (BOLTE et al. 2009b: 476) be-

stimmt sich ihre Bedeutung im Zuge des Klimawandels (WAGNER & FISCHER 2007: 7). Als entscheidend bezeichnet VON LÜPKE (2009: 70f.), dass hierbei vielmehr als die Anzahl der Baumarten, ihre ökologischen Eigenschaften von Bedeutung sind, indem eine optimale Risikoverteilung die verschiedenen Stadien der Sukzession in der Mischung berücksichtigt werden sollte. Während spätsukzessionale Arten gegen Störungen resistent sind, sichern die Pionierbaumarten die Resilienz des Systems. Ihre Ausbreitungspotenz ist nach Katastrophenereignissen die Sicherung des Bestandswiederaufbaus (WAGNER & FISCHER 2007: 7). Ebenso ist die Elastizität der Bestände bei einer größeren Nischenvariation (PRETZSCH 2004: 392) und Standortsamplitude (THOMASIUS 1991: 323) der Mischbaumarten erhöht. Eine intensive Mischung erhöht zwar die Stabilität (VON LÜPKE 2003: 370, SCHÜTZ 2009: 72), doch kann sie zu einer naturfremden Artenzusammensetzung führen (JANSEN & DÖRING 2004: 362), die je nach Konkurrenzverhältnissen vermehrte Pflegeeingriffe zur Mischungsregulierung benötigt (VON LÜPKE 2009: 73). Um ggf. Pflegekosten zu vermeiden und aufgrund eines großen Forschungsbedarfs hinsichtlich künftiger Konkurrenzverhältnisse und Mischungsformen (HARTARD & SCHRAMM 2009: 8) ist, abgesehen von der Betrachtung der vertikalen Mischungsform, die horizontale Mischungsform (die räumlich getrennte Verteilung der Baumarten) von Bedeutung, um Konkurrenzprobleme zwischen den Baumarten zu vermeiden (WAGNER & FISCHER 2007: 7, BRANG et al. 2008: 366). Die Mischungsform spielt deswegen eine große Rolle bei der waldbaulichen Kompromissfindung zwischen dem wirtschaftlichen Aufwand und dem Gewinn (KOHNLE et al. 2008: 52). Hierzu sind gruppen- bis horstweise Mischungen gute Kompromisse zwischen den ökonomischen und den ökologischen Aspekten, bei denen zu berücksichtigen ist, dass je konkurrenzschwächer eine Baumart ist, desto größer ihre Mischungseinheit sein sollte, um die Kontaktzone zu verkleinern (VON LÜPKE 2003: 370, KÖLLING et al. 2009: 51). Auch aus der forstökonomischen Sicht weist KNOKE (2004: 345ff.) auf die Baumartenmischung als eine risikomindernde Strategie mit einem Diversifikationseffekt hin. Die gegenüber dem Reinbestand denkbaren Zuwachseinbußen bei Mischbeständen werden neben dem oben erwähnten Risikostreuungsvorteil von unterschiedlichen anderen Wechselwirkungen auf unterschiedlichen Skalen kompensiert. Beispiele können der naturschutzgerechte Umbau von Monokulturen (MILAD 2011: 839) oder die Minderung des Treibhauseffektes durch die Erhöhung der Wirkung des Waldes als C-Senke sein (PRETZSCH 2004: 394).

Bestandsstruktur, -verjüngung und Umtriebszeit

Neben der Baumartenwahl und der Mischungsregulierung existieren im Waldbau verschiedene weitere „Werkzeuge“, die das Bestandsinnenklima zu steuern helfen (BOLTE & IBISCH 2007: 574). Um die Mischung zu regulieren, aber auch die Resilienz zu erhöhen und damit das Risiko zu vermindern, sind schwache, aber häufige Pflegeeingriffe im Bestand erwünscht (SCHÜTZ 2009: 72, WALENTOWSKI et al. 2009: 12). Die Steuerung des Lichtangebotes ist hierbei eine wichtige Einflussgröße, die die Verjüngung sehr beeinflusst. Diese empfindliche Entwicklungsphase (RIGLING et al. 2008: 318), in der die Anpassungsmöglichkeiten am wirkungsvollsten sind (VON LÜPKE 2009: 68), dient nach Schadenssituationen als Vor-

ratssicherung für den Bestandswiederaufbau (KOHNLE et al. 2008: 52f.). Dieses „kostenlose Selektionspotenzial“ (BROSINGER & TRETTER 2007: 23) der natürlichen Verjüngung stößt aber im Zuge des Klimawandels auf vielen Standorten an seine Grenzen (BOLTE & IBISCH 2007: 574). Hierbei ist dann ggf. eine Unterstützung mit künstlicher Verjüngung durch Pflanzungen oder Saat wärme- oder trockenheitsangepassterer Baumarten und Herkünfte sinnvoll (BOLTE & IBISCH 2007: 575, BRANG et al. 2008: 367, VON LÜPKE 2009: 69, BOLTE et al. 2011: 30). Eingriffe sollen rechtzeitig und konsequent durchgeführt werden, um die Vitalität der Einzelbäume zu erhöhen, denn vitale Bäume können auch unter Klimastress zurecht kommen (BROSINGER & TRETTER 2007: 23). Auch die Entstehung einer Bestandstruktur mit unterschiedlichen Altersstadien fördert erhöhte Stabilität, da die unterschiedlichen Entwicklungsstadien, unterschiedlich empfindlich gegenüber unterschiedlichen Störungen sind (VON LÜPKE 2009: 71). Weil die Mehrzahl von natürlichen Risikofaktoren mit dem Alter der Bäume/ Bestände korreliert ist, wird die Verkürzung der Umtriebszeit als Anpassungsmaßnahme (KOHNLE et al. 2008: 52, BOLTE et al. 2009a: 277) angesehen. Abgesehen von stark gefährdeten, instabilen bzw. labilen Beständen (BRANG 2008: 369) ist diese Maßnahme jedoch eher nicht sinnvoll (SCHÜTZ 2009: 72), da sie ein erhöhtes Konfliktpotenzial in Sachen Naturschutz bedeuten kann (REIF et al. 2010b: 264, MILAD et al. 2012: 17). Letztendlich ist aber auch auf der Landschaftsebene eine Diversifizierung der Betriebsformen denkbar. Auf besonderen Standorten können Kurzumtriebsformen, wie die Niederwälder, günstig und vorteilhaft sein (KONOLD 2008, BECKER et al. 2012: 10).

Strategische Ziele und strategisches Management

Wie zuvor skizziert stehen waldbauliche Techniken und Vorgehensweisen als mögliche Anpassungsoptionen im Klimawandel zur Verfügung. Anpassungsplanungen sollen den Wald als ein Interaktionssystem auf der Landschaftsebene betrachten (Bolte et al. 2009b: 479), bei dem aufgrund unbekannter dynamischer Entwicklungsmöglichkeiten die Unsicherheit als expliziter Teil der Strategie einbezogen sein sollte (Wagner & Fischer 2007: 2). Waldbauliche Entscheidungen sind, unabhängig von der Klimawandelproblematik, schon immer aufgrund der Länge der Umtriebszeit untrennbar mit Unsicherheit verbunden gewesen, was Bücking (2002: 165) u.a. als ein Unsicherheits-Dilemma skizziert. Bei einem heute schon erhöhten Unsicherheitsgrad ist es jedoch wichtig, bei Produktionszielen die Flexibilität zu behalten (Bolte et al. 2009a: 277), indem langfristige Bindungen möglichst vermieden werden bzw. Handlungsoptionen offen gehalten werden (Bücking 2002: 166). Die heute schon geforderte aktive Anpassung an den Klimawandel (Ammer 2009: 202, Walentowski 2009: 11) braucht unterschiedliche Management-Intensitäten, die kurzfristige und langfristige Ansätze umfassen (Millar et al. 2007: 2146). Sofortige radikale Maßnahmen sind dennoch zu vermeiden (Spathelf et al. 2008: 1254), vor allem, wenn sie nur Klima-basiert wären (Brang et al. 2008: 369). Wissenschaftlich basierte vorbeugende Maßnahmen einer kontinuierlichen Anpassung sind zu bevorzugen (Rigling et al. 2008: 317, Kohnle et al. 2008: 50). Im Sinne eines adaptiven Managements und besonders in den relativ intensiv bewirtschafteten Wäldern Zentral-Europas sind heute schon (waldbauliche) Maßnahmen zur Anpassung der Wälder an den

Klimawandel einsetzbar (Rigling et al. 2008: 319, Bolte et al. 2009b: 479). Nach einer möglichst frühen Identifizierung von sensitiven oder labilen Waldtypen, Beständen oder Prozessen (Rigling et al. 2008: 317) ist aus ökonomischer Sicht die Priorität zum Handeln auf die ertragsmäßig besseren Standorte zu legen (HERRIGEL & GROß 2012: 52). Je nach Ausgangssituation und Anpassungsphilosophie wird, wie es BOLTE et al. (2009a: 272) für die deutschen Bundesländer feststellen, aktiver Waldumbau von Reinbeständen und ein Ausbau naturnaher Mischwälder betrieben. Zur Streuung des Risikos muss ein Kompromiss zwischen einem Gewinn an Betriebssicherheit und dem Verzicht auf potenziell maximalen Ertrag eingegangen werden (KOHNLE et al. 2008: 52). Im Sinne eines adaptiven Managements sind hierbei die Beobachtung der Systementwicklung, das Ausprobieren von Neuem (BRANG et al. 2008: 371) sowie die Neu-Bewertung und Neu-Priorisierung, in die auch neue wissenschaftliche Erkenntnisse eingebracht werden können, notwendig (MILLAR et al. 2007: 2150).

8 Schlussbetrachtung und Ausblick

Aus den dargestellten Ergebnissen, ihrer Integration und entsprechenden Diskussion wird erkennbar, wie sich die Baumartenreaktionen in Abhängigkeit von ihren Eigenschaften und der sich verändernden Bedingungen der Standorte im Zuge des Klimawandels verändern und voneinander unterscheiden. Bei der Betrachtung von verschiedenen wichtigen Aspekten des Themenkomplexes werden breit gefächerte und neue Erkenntnisse gewonnen. Erkennbare, ähnlich gerichtete regionale Trends bezüglich der Baumartenreaktionen im Rahmen dieser verschiedenen Aspekte erhöhen somit die Belastbarkeit der erzielten Gesamtergebnisse.

Eine zusammenfassende Betrachtung weist bei den Hauptbaumarten Buche und Eiche auf eine weiterhin relativ solide Leistung in Rheinland-Pfalz hin. Die Höhenlagen können aufgrund von Temperaturerhöhungen künftig günstigere Standorte werden, während die Veränderungen bei der Wasserbilanz in Teilen der kollinen und planaren Stufe zu Leistungs- und Vitalitätsverlusten führen können. In solchen Gebieten, wo die Buche an ihre Trockengrenze stößt, können sich die Chancen für die trockenheitstolerantere Eiche erhöhen. Ebenso können die Temperaturerhöhungen in den Höhenlagen für bessere Leistungen der Kiefer sorgen, während dagegen negative sommerliche Wasserbilanzen in den Tieflagen vitalitäts- und wachstumslimitierend sein können. Dennoch schneidet die Kiefer bei der gesamten Betrachtung, relativ zu anderen Hauptbaumarten, am besten ab, was ihr zusammen mit ihrem Charakter als Pionierbaumart ein erhöhtes Potenzial zuweist. Ergebnisse für die Fichte weisen für Rheinland-Pfalz in Übereinstimmung mit anderen Regionen Deutschlands auf eine deutliche Abnahme ihrer Leistung und Vitalität hin. Abseits der hierbei nicht explizit berücksichtigten Standortswasserverfügbarkeit, findet die Fichte nur in den Höhenlagen weiterhin günstige Wachstumsbedingungen vor. Die Douglasie schneidet in direktem Vergleich trotz ihrer ebenfalls allgemeinen Eignungsabnahme deutlich besser ab als die Fichte. In Folge ihrer relativ hohen Trockenheitstoleranz kann die Douglasie in der kollinen Stufe als Ersatzbaumart für die Fichte wahrgenommen werden.

Eine generelle und durchaus in ihrer Größenordnung ähnlich gerichtete regionalspezifische Reduktion der klimatischen Nischen, der Klimaeignungen und der Leistungsfähigkeit bzw. Produktivität können, zusammen gesehen, durchaus zu einem Vitalitätsverlust der Baumarten führen und in manchen Fällen ggf. auch der Waldökosysteme, zumal sich auch die Vulnerabilität gegenüber baumartenspezifischen Schädlingen deutlich erhöhen kann. Dieser Aspekt sowie Extremwetterereignisse (*e.g.* Hitze, Dürre, Hagel, Stürme) sind unter Umstän-

den weit folgenschwerer als die Veränderungen von mittleren Standortsverhältnissen, an die sich die Baumarten in Abhängigkeit von ihrer genetischen Ausstattung ggf. anpassen können. Die regionale Betrachtung des präsentierten Ergebniskomplexes deutet auf den wesentlichen Einfluss der Höhenlagen hin. Die Höhenlagen (montan und submontan) bleiben für manche Baumarten stabile und geeignete Standorte und werden für andere infolge der projizierten Temperaturerhöhung als neue Chancenräume erkennbar. In den Tieflagen (planar) wird aufgrund einer sich ändernden (negativen) Wasserbilanz zu erwarten sein, dass weniger trockenheitstolerante Baumarten an ihre Grenzen stoßen können. Der Eignungsverlust mancher Baumarten kann in dieser Stufe sowie in den Mittelgebirgen im Bereich der kollinen Stufe zu ökologischen Vorteilen anderer führen, indem sich beispielsweise die Konkurrenzverhältnisse verschieben. Ergebnisse aus Forschungsprojekten von Nachbarregionen – Elsass, Baden-Württemberg, Hessen und Nordrhein-Westfalen (entspr. BOEUF & GAUTIER 2009, FVA BADEN-WÜRTEMBERG 2012, ALBERT & SCHMIDT 2010b, SCHULTZ & ASCHE 2008) – sind trotz der Unterschiede in den verwendeten methodischen Ansätzen und Annahmen im Wesentlichen hinsichtlich ihrer Aussagen (Tendenzen und Größenordnungen von Veränderungen) analog.

Die somit erarbeiteten Erkenntnisse sind, konform mit eingangs formulierten Zielen, Grundlagen für die weitergehende Waldbauplanung in den rheinland-pfälzischen Wäldern. Festzustellen ist, dass in bestimmten Regionen der Bedarf an einer aktiven Anpassung der Waldzusammensetzung oder der Produktionsziele zu erkennen ist. Die strategische regionale Planung kann somit fundiert mögliche Folgen des Klimawandels auf die Wälder (bezogen auf ihre Richtung und Größenordnung) berücksichtigen. Aus Sicht der Waldlandschaftsökologie unterstützen verschiedene Maßnahmen und Optionen eine aktive Waldanpassung an den Klimawandel, indem die Erhöhung der Resilienz der Wälder und somit eine Risikominimierung übergeordnete Ziele sind. Angesichts des hier schon diskutierten Unsicherheitscharakters des Klimawandels und dessen Folgen ist eine Umsetzung von *No-Regret-Strategien* zu begünstigen. Maßnahmen die e.g. zum Erhalt der Arten- und Strukturvielfalt oder zur Minimierung von Bodenstörungen beitragen *sind* auch unabhängig vom Klimawandel ökologisch und ökonomisch sinnvoll (OGDEN & INNES 2009). Unter den im Abschnitt 7 ausführlich diskutierten Aspekten ist herauszuheben, dass sich mögliche Handlungsoptionen auf die strategische Planung und waldbauliche Vorgehensweise stützen sollten. Allgemein gültige Maßstäbe für die Gestaltung einer standorts- und klimagerechten Waldlandschaft sind:

i. eine langfristig risikostreuende Waldbauplanung und

ii. die Prinzipen der naturnahen Waldbewirtschaftung.

Neben den vorliegenden Grundlagen für eine angemessene Anpassung der Wälder an den Klimawandel kann man für ein allgemeines Top-Down-Handlungskonzept Folgendes zusammenfassen:

1. Im Rahmen einer regionalen Planung der künftigen Waldnutzung sind die bisher schon in der Forstwirtschaft betrachteten Aspekte der Unsicherheit, des Risikos und der Fle-

xibilität in die Waldplanungsstrategie verstärkt einzubeziehen. Da das Anbaurisiko unter dem erhöhten Unsicherheitsgrad der Klimaentwicklung schwieriger zu bewerten ist, ist es laut BÜCKING (2002: 166) und VON DETTEN (2011: 462) umso wichtiger, langfristig flexible Produktionsziele mit entsprechenden Handlungsoptionen zu haben. Auch die Diversifizierung des Managementansatzes ist, wie bei CEC (2009: 85) erläutert, eine Art der Risikostreuung und dient der Erweiterung der Vielfalt auf dem Landschaftsniveau.

2. Über eine Intensivierung des Waldbaus kann die Einführung, Beobachtung und Verbesserung von Anpassungsmaßnahmen (RIGLING et al. 2008: 319), im Sinne eines *adaptiven Managements* ermöglicht werden. Darüber hinaus tragen rechtzeitige und konsequente Bestandseingriffe zur Erhöhung der Vitalität von Einzelbäumen und infolgedessen zur Risikominimierung bei (BROSINGER & TRETTER 2007: 23, WALENTOWSKI et al. 2009: 12). Von Seiten der Forstpraktiker ist somit eine neue bzw. verstärkte Sensibilität gegenüber den dynamischen Veränderungen erforderlich. Nur gut ausgebildete Praktiker in den Bereichen Waldbau und Standortskunde sind in der Lage, „klimasensitive“ örtliche Entscheidungen zu treffen (SCHÜTZ 2009: 72).

3. Die Bedeutung der natürlichen Verjüngung ist im Zeichen des Klimawandels erhöht. Sie ist eine kostengünstige Variante der Bestandsverjüngung, die das Anpassungs- und Selektionspotenzial verbessert (VON LÜPKE 2009: 68). Die Verjüngungsschicht dient darüber hinaus nicht nur als Vorratssicherung bei Schadensfällen (BROSIGER & TRETTER 2007: 23), sondern zur Verbesserung der Bestandsstruktur und somit ihrer Stabilität etwa gegenüber Sturmereignissen. Die Neuauflage von historischen Betriebsarten wie die Stockausschlagwirtschaft bzw. die Niederwälder erscheinen wegen ihres zeitlichen Kurzumtriebsvorteils im Zeichen künftiger unsicherer Verhältnisse durchaus attraktiv. Aus verschiedenen Gründen können solche Systeme auf etlichen Waldstandorten von Rheinland-Pfalz als geeignet angesehen werden (KONOLD 2008, BECKER et al. 2012:10). Eine ebenfalls geeignete Maßnahme, mit den Unsicherheiten und Ungewissheiten im Zuge des Klimawandels (bzw. seiner Folgen) umzugehen, ist die konsequente Förderung von Mischwäldern (WAGNER & FISCHER 2007: 476). Im Sinne einer Risikoverteilung sollte die Vielfalt im Wald über die Mischung der Baumarten mit ihren verschiedenen oköphysiologischen Eigenschaften (VON LÜPKE 2009: 70f.) und öko-klimatischen Ansprüchen (PRETZSCH 2004: 392) begünstigt werden. Vom Landschafts- bis zum Bestandsniveau sollte gemäß den identifizierten Risiko- und Chancenräumen, die Nutzung von vielfältigen Mischungen aus Baumarten, die gerade eine in der Mitte liegende Eignung als Charakteristik aufweisen, angestrebt werden. Dabei ist sicherlich die Mischungs- und Konkurrenzregulierung durch Pflegeeingriffe (VON LÜPKE 2009: 73) sowie durch eine geeignete Mischungsform (gruppen- bis horstweise) (BRANG et al. 2008: 366) von besonderer Bedeutung. Der naturschutzgerechte Umbau von Monokulturen (MILAD 2011: 839) in Laub-Mischbestände ist auch aus ökonomischer Sicht wegen des Diversifikationseffekts bei den Holzsortimenten eher positiv zu werten (KNOKE 2004: 345ff.).

4. Die regionale Betrachtung der Klimawandelfolgen ermöglicht keine unmittelbaren Aussagen zur lokalen Baumartenwahl. Da die Baumartenempfehlung immer standortspezifisch sein muss, ist zusammen mit den gewonnenen Erkenntnissen zu den Chancen- und Risikoräumen der Baumarten die Einbeziehung der lokalen Kenntnisse und örtlichen Erfahrungen erforderlich. Die (zeit- und klima-)dynamische Komponente der Baumartenwahl hat zu bedenken, dass Baumarten, die heute schon am Rand ihres öko-klimatischen Wohlfühlbereichs existieren, ein unter künftigen Bedingungen noch höheres Risiko haben können. Anhand des Produktionsziels ist für die Erfüllung der Holznachfrage die Kombination aus Wertholz und Massenwaren zu beachten. Bei der Herkunftswahl sollten aufgrund der großen Unsicherheit bei der Klimaentwicklung lokale oder lokal angepasste Herkünfte bevorzugt werden (AMMER et al. 2005: 65). Daran schließt sich der Hinweis auf ein hohes Maß an genetischer Variation der rheinland-pfälzischen Hauptbaumarten-Teilpopulationen an (MAURER & TABEL 2000: 230, QUACK 2001: 41, MÜLLER-STARCK & MAURER 2004: 89ff.) – ein Ausdruck des möglichen phänotypischen und genetischen Anpassungspotenzials (KÄTZEL et al. 2008: 59) dieser Bestände.

5. Bezüglich der allgemeinen Folgen des Klimawandels sowie der im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnen Erkenntnisse ist es wichtig, den Dialog mit der Öffentlichkeit und innerhalb des Forstwirtschaftssektors zu intensivieren (RIGLING et al. 2008: 319). Die Sensibilisierung und der Informationsaustausch über die Unsicherheitsfaktoren sind Voraussetzung für die Akzeptanz von Anpassungsmaßnahmen. Der Wissens- und Erfahrungstransfer zwischen Forschern und Praktikern ist darüber hinaus in beide Richtungen zu fördern.

Die im Rahmen von KlimLandRP durchgeführte Stakeholderanalyse (vgl. MATTHES et al. 2013) eröffnete die Möglichkeit eines Dialogs zwischen der Praxis (vertreten durch Akteure der Forstwirtschaft und der Holzindustrie) und der Forschung. Interviews und Workshops mit verschiedenen Akteuren ließen erkennen, dass der Klimawandel innerhalb dieses Sektors wahrgenommen wird, obwohl unterschiedliche Grade von Aufmerksamkeit festzustellen waren. Neben der Darlegung von Sichtweisen ist die Erkennung und die Abstimmung von weiterem spezifischen Forschungsbedarf innerhalb eines solchen Dialogprozesses von Bedeutung. Vielfältige Forschungsaspekte und Fragen zu den künftigen Folgen des Klimawandels auf die Wälder von Rheinland-Pfalz bleiben auch nach Abschluss von KlimLandRP weiterhin offen. Vor dem Hintergrund vorhandener Wissenslücken (Unsicherheit der künftigen Klimaentwicklung und der Zusammenhänge zwischen Umwelt und Baumbiologie bzw. Waldökologie) und wegen des Charakters des vorliegenden Projektes (zeitlicher Umfang und Ressourcen) gibt es folgenden Forschungsbedarf: Vulnerabilität bzw. Wirkungen von Extremwetterereignissen auf Wälder; Wachstumsreaktionen bei erhöhtem atmosphärischen CO_2-Gehalt; genetisch- und phänotypisch bedingte Anpassungspotenziale von Baumarten und entsprechenden Provenienzen unter sich ändernden Standortsbedingungen; Vulnerabilität und Wirkungen von Schadorganismen auf die Wälder unter künftigen Klimabedingungen; Wald-

brandgefahr infolge klimatischer Änderungen und sich ggf. verändernder Bestockung; Potenziale von gebietsfremden Baumarten und Provenienzen in Rheinland-Pfalz unter künftigen Klimaverhältnissen; u.v.m.

Viele grundsätzliche Aspekte und Zusammenhänge sind ohne experimentelle Beobachtung und eines mittel- bis langfristigen Monitorings nicht ohne Weiteres zu klären. Für die Beantwortung von speziellen Fragen sind Beobachtungen und Resultate aus bestehenden Versuchsflächen und Waldklimastationen wertvoll (BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008: 206). Eine dringende Intensivierung des forstlichen Umweltmonitorings (LANDTAG RHEINLAND-PFALZ 2009: 78) stützt sich auf die Notwendigkeit, die Wirkungen des Klimawandels auf die Wälder flächendeckend und im Detail zu identifizieren und den Erfolgsgrad von Anpassungsmaßnahmen zu erkennen (CEC 2009: 85). Ein europaweit harmonisiertes Umweltüberwachungssystem würde das Wissensspektrum auf diversen relevanten Ebenen erweitern. Ebenso sorgt ein Austausch auf internationaler Ebene zur Bereicherung der Fachdiskussionen und trägt zur Gewinnung von Forschungs- und Arbeitssynergien bei (RIGLING et al. 2008: 319). Auf Bund-Länderebene dient die Abstimmung zwischen forstlichen Versuchsanstalten zur Identifizierung von gemeinsamem Forschungsschwerpunkten, aus denen heraus Synergien resultieren sollten (BOLTE et al. 2009a).

Auch künftig werden Themen sicherlich auf der Basis modellgestützter Szenarienanalysen in der Art „was wäre wenn“ bearbeitet. Basierend auf einer Erweiterung und Vertiefung der im Rahmen von KlimLandRP gewonnenen Erkenntnisse, gelten auf der Grundlage neuer Emissionsszenarien (MOSS et al. 2010), zusätzlicher Klimamodelle (Ensembleauswertung) sowie neuer verfügbarer Datengrundlagen (wie der digitalen dynamischen Standortkartierung nach GAUER et al. 2012) weitergehende belastbare Aussagen von der regionalen bis ggf. zur lokalen Ebene erarbeitet werden. Es sollten auch Erkenntnisse darüber gewonnen werden, welche Bedeutung Bewirtschaftungsformen für die Waldentwicklung in einzelnen forstlichen Landschaften haben können. Bei den Untersuchungen sollen nicht nur der Wirtschaftswald und die Hauptbaumarten betrachtet werden. Auch die Grenzertragsstandorte, bei denen sich zukünftig die generelle Frage nach einer dauerhaften Bestockung stellt und Waldnaturschutzobjekte müssen neue Themenschwerpunkte sein. Gleichzeitig soll – sofern methodisch möglich – eine integrierende Betrachtung zukünftiger Extremwetterereignisse und lokaler Sturmgefährdung Aussagen zum Risiko und zu Anpassungsoptionen verfeinern. Neben der Analyse abiotischer Risiken sollen begonnene Untersuchungen zum Auftreten forstlicher Schadinsekten und der komplexen Wirt-Parasit Interaktionen (DELB 2013) gezielt weiter verfolgt und vertieft werden.

Ein aktives Handeln wird im Forstsektor von Rheinland-Pfalz schon auf unterschiedliche Art und Weise praktiziert. Mittels eines innovativen interaktiven Entscheidungsunterstützungssystems (BOERBOOM & ALAN 2012) soll die künftige regionale Waldbauplanung klimadynamisch gestaltet werden, indem die vorliegenden Ergebnisse mit weiteren Auswertungen verschnitten werden und letztendlich für Entscheidungsfindungen zur Verfügung stehen (VOGT et al. 2012). Letztlich kann, ähnlich wie in der 1980er Jahren die Forschung zum Phänomen des „Waldsterbens“, die Klimawandelfolgenforschung in Wäldern einen großen Impuls zur

Verständnisverbesserung hinsichtlich der Ökologie, der Biologie, der Physik und der Chemie des Waldes liefern. Eine erhöhte Schwierigkeit ist allerdings, die Folgen des Klimawandels von den Folgen der Veränderung nicht-klimatischer Faktoren (wie *e.g.* Managementoptionen oder Luftschadstoffeintrage) zu unterscheiden (EEA 2012: 137). Die vorliegende Fallstudie liefert sicherlich einen Beitrag zur regionalen bis nationalen Klimawandelfolgenforschung. Festzuhalten ist, dass man die Zukunft trotz der Unsicherheiten positiv beeinflussen kann.

9 Zusammenfassung

Im Rahmen des interdisziplinären Landesprojektes KlimLandRP (*Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz*) wurden, basierend auf projizierten Klimaveränderungen, die Folgen des Klimawandels auf unterschiedliche Umweltelemente und Landnutzungen in Rheinland-Pfalz untersucht. Die klimatischen Verhältnisse bestimmen nicht nur die Vegetationsverbreitung auf der Globalskala, sondern auch die ökologischen Bedingungen in Waldbeständen und die physiologischen Prozesse im Baum selbst. Der Klimawandel ist daher für den Forstsektor ein Thema, das auf politischer, wissenschaftlicher sowie praktischer Ebene wahrgenommen wird.

Abschnitt 1 beinhaltet die *Einleitung,* in der die Ermittlung der möglichen Folgen von klimainduzierten Standortsveränderungen in der Waldlandschaft von Rheinland-Pfalz als übergeordnete Zielsetzung definiert wird. Auf Basis verschiedener Klimaprojektionen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts sollen szenarienbasierte flächendeckende Analysen über die möglichen Reaktionen der in Rheinland-Pfalz flächenbedeutsamen Baumarten dargestellt werden.

Abschnitt 2 liefert auf gestraffte Weise einen Überblick über den *Stand des Wissens* im Themenkomplex „Wald und Klimawandel“. Der Klimawandel wird hierbei als vorwiegend anthropogen verursachtes Phänomen beschrieben, das über unterschiedliche Szenarien der Globalentwicklung weiter in die Zukunft projiziert wird. Die Notwendigkeit der Simulation des Klimas auf der Globalskala und der Interpretation von Wirkmodellausgaben auf regionalem Maßstab macht es nötig Annahmen zu treffen, die ihrerseits jedoch auch zu einer gewissen Unsicherheit der Aussagen beitragen. Der Einfluss von klimatischen Veränderungen auf die Vegetation wird über paläoökologische bis hin zu aktuellen Studien belegt. Die Asynchronität zwischen der Geschwindigkeit des aktuellen Klimawandels und des angenommenen Anpassungspotenzials der Baumarten ist hierbei als Hauptproblem festzustellen. Abgesehen von Nachweisen für das „Zukunftsjahr 2003“ werden auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen mögliche, vor allem negative, Folgen des Klimawandels für den Wald von Experten unterstellt. Angesichts der enormen Wissenslücken wird welt-, deutschland- und landesweit auf verschiedenen Ebenen des Problemkomplexes geforscht sowie Synergien hierzu aufgebaut.

Auf den *Klimawandel in Rheinland-Pfalz* wird in **Abschnitt 3** näher eingegangen. Rheinland-Pfalz ist heute durch ein westeuropäisch-atlantisches Klima geprägt, das durch eine reich diversifizierte Geografie des Landes klimatische Kontraste aufweist wie beispielsweise

warm-trockener Oberrheingraben *vs.* rauer und niederschlagsreicher Hunsrück. Folglich, zeigt auch der Klimawandel hierzulande regional deutlich unterschiedliche Ausprägungen. Grundsätzlich wird in diesem Abschnitt die Wichtigkeit der Betrachtung von unterschiedlichen Zukunftsprojektionen demonstriert. Durch die Ensembledarstellung wird erkennbar, dass je nach Klimamodell Projektionen für den Raum Rheinland-Pfalz zum Teil stark voneinander abweichen können. Im Rahmen der Möglichkeiten der vorliegenden Arbeit wurde lediglich eine Kombination aus dem Globalklimamodell ECHAM5-MPI-OM und dem regionalen Klimamodell $WETTREG_{2006}$ genutzt. Jedoch wurden hierbei Klimaprojektionen für die nahe Zukunft (2021-2050) und die ferne Zukunft (2071-2100) auf der Grundlage mehrerer IPCC Emissionsszenarien (IPCC-SRES) angewendet. Eine Analyse der forstlich relevanten Parameter „Niederschlag in der Vegetationszeit“ und „Jahresmitteltemperatur“ bei unterschiedlichen Emissionsszenarien unterstützt die Identifizierung von Klimaprojektionen, die eine Spannweite der möglichen Klimaentwicklung im Sinne eines *best case* und eines w*orst case* darstellen. Als Referenz wurde das beobachtete Klima (Messdaten) des Zeitraumes 1971-2000 benutzt.

Der *Wald in Rheinland-Pfalz*, wird in **Abschnitt 4** betrachtet. Der Wald als dominierende Bodennutzungsart in Rheinland-Pfalz ist mit ca. 75% überwiegend in öffentlichem Besitz. Aufgrund der reichen orografischen und edafischen Differenzierung des Landes sowie der Nutzungstradition sind unterschiedliche Waldausprägungen vorhanden. Die flächenrepräsentativsten Baumarten (Hauptbaumarten) – die Untersuchungsobjekt dieser Arbeit – sind Buche *(Fagus sylvatica)*, Traubeneiche *(Quercus petraea),* Fichte *(Picea abies),* Kiefer *(Pinus sylvestris)* und Douglasie *(Pseudotsuga menziesii)*.

Ein Überblick über die Grundprinzipien des *methodischen Ansatzes* wird in **Abschnitt 5** einleitend gegeben. Ausgehend von den Standort- und Waldeigenschaften werden Annahmen zu den Ansprüchen der Baumarten als Basis zur Erkennung der aktuellen Konflikträume verwendet. Durch die anschließende Anwendung von Klimaprojektionen können die zukünftigen Konflikträume identifiziert und somit Grundlagen für Handlungsoptionen auf der Waldlandschaftsebene abgeleitet werden. Vier unterschiedliche methodische Konzepte werden hierbei mit vier Meilensteinen bearbeitet.

In **Unterabschnitt 5.1** wird die Methode der *Bioklima-Hüllen* vorgestellt. Basierend auf den potenziell natürlichen Verbreitungsgebieten der Baumarten werden klimatische Schwellenwerte („Hüllen“) anhand eines weltweiten Klimadatensatzes gewonnen. Verschiedene bioklimatische Prädiktoren werden für die Hauptbaumarten erprobt, indem drei Arten von Hüllen erstellt werden: *i)* zweidimensionale Hüllen zur Darstellung von mittleren klimatischen Ansprüchen (*i.e.* Kombinationen aus Temperatur und Niederschlag in jahreszeitlicher oder vegetationszeitlicher Betrachtung); *ii)* eindimensionale Hüllen als Indikatoren für winterliche bzw. sommerliche thermische Einschränkungen (*i.e.* Verschneidung aus Januar-Minimum mit der Wintertemperatur und Verschneidung aus Juli-Maximum mit der Sommertemperatur); *iii)* Hüllen für bioklimatische Indizes zur Darstellung von Toleranzbereichen beispielsweise bezüglich der Aridität oder Kontinentalität (aus der Literatur gewonnene Indizes).

Die Ableitung der Baumarteneignung entlang eines Klimagradienten des rheinland-pfälzischen Waldes wird in **Unterabschnitt 5.2** als deduktiver Ansatz über *Klimaeignungskarten* dargestellt. Mit einer Matrix aus Kombinationen von „Jahresmitteltemperatur“ und „Niederschlag in der Vegetationszeit“ werden das Vorkommen und die Bonität der Hauptbaumarten analysiert. Hierfür werden zwei Datensätze verwendet: die der rheinland-pfälzischen Forsteinrichtung sowie die der Bundes- und Landeswaldinventur. Die Analyse und Gewichtung des Vorkommens und der Bonität sowie die sich anschließende Expertenbegutachtung liefern die Auswertung der klimatischen Eignung der Baumarten entlang der Klimagradienten – die sogenannte „Eignungsmatrix“.

In **Unterabschnitt 5.3** wird die Methode der *Waldwachstumssimulation* vorgestellt. Weil die Qualität und Übertragbarkeit einer Simulation von den Eigenschaften und der Repräsentativität der Eingangsdaten abhängt, wurde in erster Linie eine Stratifizierung der forstlich-klimatischen Landschaftsräume und der Waldtypen durchgeführt, um repräsentative Waldlandschaftseinheiten zu identifizieren. Die Simulation ist in drei Schritte gestaffelt: *i)* die prozessbasierte Simulation des Wachstums der Baumarten bei unterschiedlichen klimatischen Bedingungen mit dem Modell BALANCE; *ii)* die Anpassung der Funktion des potenziellen Wachstums im Modell SILVA durch die Ausgabeparameter von BALANCE; sowie *iii)* die Simulation des Wachstums der verschiedenen repräsentativen Waldlandschaftseinheiten für den Zeitraum 2000-2100 mit dem Modell SILVA.

Die in Zusammenarbeit mit Modul Wasser von KlimLandRP und der Außenstelle der Forsteinrichtung entwickelte Methodik der *forstlichen Wasserhaushaltssimulation* wird in **Unterabschnitt 5.4** erläutert. Die Simulation von hydrologischen Prozessen in einem 100-jährigen Buchenbestand wird anhand von 12 Standortsvarianten, das sind vier Klassen der nutzbaren Feldkapazität sowie drei Reliefsituationen, an Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes unter verschiedenen Klimaprojektionen durchgeführt. Für die Auswertung des Bodenwassergehalts im Wurzelraum wurde der Indikator „BWd9“ entwickelt.

Eine vollständige Darstellung der *Ergebnisse* der vier Meilensteine ist in **Abschnitt 6** zu finden.

In **Unterabschnitt 6.1** werden die Bioklima-Hüllen der Hauptbaumarten in Rheinland-Pfalz dargestellt. Die übertragenen Hüllen von *Buche* und von *Eiche* auf das Klima von Rheinland-Pfalz zeigen in Abhängigkeit von den verschiedenen Klimaprojektionen nur eine geringe Differenzierung. Trotz kleiner Einschränkungen in der Oberrheinebene am Ende dieses Jahrhunderts befinden sich beide Arten weiterhin innerhalb ihrer natürlichen klimatischen Nische. Im Gegensatz dazu zeigen die Darstellungen der 2-D und 1-D Klimahüllen für die *Fichte*, dass sich diese Baumart dann in großen Teilen von Rheinland-Pfalz außerhalb ihrer natürlichen klimatischen Nische vorfinden wird. Im Wesentlichen zeigt die *Kiefer* bei den verschiedenen Hülle-Darstellungen ähnliche Muster wie die *Fichte*. Für die *Douglasie* ist im Verlauf des Jahrhunderts ein anteiliger Verlust ihrer natürlichen klimatischen Nische hierzulande festzustellen, indem sich lediglich die Höhenlagen weiterhin als geeignet zeigen. Beim Vergleich der Klimahülle des gesamten Küstenherkunftsbereichs („Küstenvarietät“) und der des

darin liegenden Teilbereichs der für Rheinland-Pfalz verwendeten Provenienzen („Erntegebiet“) zeigt sich allerdings nur eine geringe Differenzierung.

Aufschlussreiche Ergänzungen zu diesen Präsenz/ Absenz-Auswertungen liefern die *Klimaeignungskarten* in **Unterabschnitt 6.2**. Diese Karten weisen darauf hin, dass beachtliche Waldflächenanteile im Verlauf des Jahrhunderts hier bisher nicht gekannte Klimaverhältnisse erfahren werden. Bei absehbaren zukünftigen Veränderungen der Eignung in den unterschiedlichen Regionen ist bemerkenswert, dass auf den Höhenlagen im Verlauf des Jahrhunderts die *Buche*, die *Eiche* und die *Kiefer* eine deutliche Verbesserung ihrer Eignung erfahren können. In den Tieflagen ist bei allen Hauptbaumarten generell ein Eignungsverlust erkennbar. Während die *Fichte* relativ zu den anderen Baumarten am schlechtesten hinsichtlich ihrer Eignungsentwicklung abschneidet, zeigt sich die *Kiefer* dagegen deutlich robuster. Thematische GIS-basierte Analysen unterstützen dabei die Erkennung von Chancen- oder Risikoräumen.

Ergebnisse aus der *Waldwachstumssimulation* werden für die verschiedenen Simulationsschritte in **Unterabschnitt 6.3** dargestellt. Resultate der Waldwachstumssimulation des Modells BALANCE zeigen hier eine tendenzielle Abnahme des jährlichen durchschnittlichen Höhenzuwachses. Diese Abnahme ist tendenziell umso größer, je extremer die klimatischen Verhältnisse des entsprechenden Emissionsszenarios sind. Die Größenordnungen dieser Reaktionen hängen stark von der Baumart und von der betrachteten Landschaft ab. Positive Reaktionen ergeben sich hingegen in verschiedenen Landschaften vor allem bei der *Kiefer*. Aus den mit SILVA simulierten zahlreichen Parametern der Naturalproduktion ergibt sich über die Summe des bestockenden Derbholzes und des bis zum jeweiligen Zeitpunkt geernteten Derbholzes die „gesamte Derbholzproduktion“ – das ist die für diese Auswertung verwendete Größe. Überblickdarstellungen zeigen beispielsweise die landschaftsunterschiedlich geprägten Veränderungen: während sich auf der Lee-Seite des Pfälzer Berglandes oder des Westerwaldes signifikante Abnahmen der gesamten Derbholzproduktion von rund 20% ergeben, erreichen die Veränderungen im Pfälzerwald und im kollinen Bereich der Eifel und des Hunsrücks weniger als 10% Verlust. In der allgemeinen Betrachtung können größere Reduktionen bei der gesamten Derbholzproduktion bei *Fichte* bis 24% und *Buche* bis 18% ausgemacht werden. Eine eher geringere Abnahme ist bei *Kiefer* mit bis zu 14% festzustellen. Im Vergleich zum Referenzklima können auf der gesamten Waldfläche von Rheinland-Pfalz Abnahme von 12-15% ermittelt werden.

Die Resultate der *forstlichen Wasserhaushaltssimulation* werden in **Unterabschnitt 6.4** vorgestellt. Anhand von Schwellenwerten der Wassergehalts im Wurzelraum bewertet der eigens entwickelte Indikator BWd9 die Intensität und die Länge von Trockenphasen für *Buche* in der Vegetationszeit. Der Indikator wird hierbei in Abhängigkeit von definierten Klimaregionen, der nutzbaren Feldkapazität und des Reliefs auf die Waldfläche unter verschiedenen Klimaprojektionen regionalisiert. Bei der Darstellung des potenziellen Trockenstresses für die *Buche* in der Vegetationszeit nach BWd9 kann die heutige, als Referenz verwendete Situation der *Buche* als gut bezeichnet werden, da nur Teile der kollinen und planaren Stufe leicht erhöhten potenziellen Trockenstress erleben werden. Für die ferne Zukunft sind nur in den

Höhenlagen des Landes Zustände mit sehr geringem potenziellem Trockenstress als konstante Größe zu erwarten. Mittlere potenzielle Trockenstresswerte sind jedoch als eher häufig anzunehmen. Höchste Werte lassen sich in Teilen der Rheinebene, der Nordpfalz sowie im Nahe- und Moseltal erkennen.

In **Abschnitt 7** – *Diskussion* – eine Integration der verschiedenen Ergebnisebenen wird durchgeführt, um möglichst belastbare Aussagen für die künftige Waldnutzung auf Landschaftsebene erreichen zu können.

Eine baumartenspezifisch integrierte Übersicht der Ergebnisse wird in **Unterabschnitt 7.1** diskutiert. Eine zusammenfassende Betrachtung weist *Buche* und *Eiche* eine weiterhin relativ solide Leistungsperspektive in Rheinland-Pfalz zu. Die Höhenlagen können aufgrund von Temperaturerhöhungen für diese Baumarten sowie für die *Kiefer* günstiger werden, während die Veränderungen in der Wasserbilanz in Teilen der kollinen und der planaren Stufe zu Leistungs- und Vitalitätsverlusten dieser Arten führen können. Relativ zu den Hauptbaumarten schneidet die *Kiefer* dennoch bei der gesamten Betrachtung am besten ab, was ihr zusammen mit ihrem Charakter als Pionierbaumart ein erhöhtes Zukunftspotenzial zuweist. In Übereinstimmung mit anderen Regionen Deutschlands lassen die Ergebnisse für die *Fichte* in Rheinland-Pfalz auf eine deutliche Abnahme ihrer Leistung und Vitalität schließen. Es ist anzunehmen, dass die *Fichte* nur noch in den Höhenlagen weiterhin günstige Wachstumsbedingungen vorfinden wird. Die *Douglasie* schneidet trotz ihrer ebenfalls allgemeinen Eignungsabnahme deutlich besser ab als die *Fichte*.

Der präsentierte Ergebniskomplex belegt in **Unterabschnitt 7.2** den erheblichen Einfluss der geografischen Situation bzw. der Höhenlagen auf die Klimawandelfolgen. Hinsichtlich ihrer Eignung bleiben die submontanen und montanen Höhenlagen für einige dieser Baumarten weiterhin stabile Räume. Infolge der projizierten Temperaturerhöhung werden sich diese für andere als neue Chancenräume auftun. In den planaren Tieflagen ist aufgrund einer vermuteten Abnahme in der Wasserbilanz zu erwarten, dass weniger trockenheitstolerante Baumarten an ihre Grenzen stoßen werden. Die Eignungsverluste einiger Baumarten können in dieser Stufe sowie in den kollinen Bereichen der Mittelgebirge zu ökologischen Vorteilen für andere Baumarten führen.

Unterabschnitt 7.3 beinhaltet die Reflexion über die Stärken und Schwächen der verwendeten Datengrundlagen und durchgeführten Methoden.

In **Unterabschnitt 7.4** wird aufgezeigt, dass gewonnene Aussagen durch Berücksichtigung weiterer abiotischer und biotischer Aspekte verstärkt oder relativiert sein können.

Im letzten Teil dieser Arbeit – **Abschnitt 8** – werden *Schlussbetrachtungen* über die gewonnenen Ergebnisse angestellt Trotz der individuellen methodischen Schwächen werden dennoch unterschiedliche wichtige Facetten des Themenkomplexes betrachtet. Die Belastbarkeit von Aussagen wird wesentlich dadurch erhöht, weil die Ergebnisse der vier Meilensteine auf ähnliche und gleichgerichtete Regionaltrends hinweisen. Essenziell ist die Aussage, dass sich die Reaktionen der betrachteten Baumarten in Abhängigkeit ihrer spezifischen Eigenschaften und der veränderten Standortsbedingungen im Zuge des Klimawandels in den ver-

schiedenen Regionen unterscheiden. Der zusammenfassende Überblick macht deutlich, dass die angestrebte Zielsetzung, denkbare Folgen von klimainduzierten Standortsveränderungen in der Waldlandschaft von Rheinland-Pfalz zu ermitteln, durch die gewonnenen Erkenntnisse in einem ersten Ansatz erreicht wurde. Es wurden aktuelle und künftige Chancen- und Risikoräume identifiziert, die als Grundlage für Anpassungsoptionen im Rahmen der regionalen Waldbauplanung in Rheinland-Pfalz dienen können. Der Bedarf einer aktiven Anpassung der Waldzusammensetzung oder der Produktionsziele in bestimmten Regionen ist deutlich geworden. Angesprochen wird darüber hinaus, dass weiterhin auf Basis der allgemeingültigen Prinzipen einer naturnahen Waldbewirtschaftung die Anpassung des Waldes an den Klimawandel insbesondere durch die Erhöhung der Resilienz der Wälder und mittels einer risikostreuenden, langfristig orientierten Waldbauplanung erreicht werden kann.

10 Öffentlichkeitsarbeit und Produkte

10.1 Vorträge/ Präsentationen

VASCONCELOS, A.C. & MATTHES, U. (2008): Das Modul Wald im Projekt KlimLandRP. *Internes Kolloquium Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz.* 25. Nov. 2008 Trippstadt.

REITER, P., GRIGORYAN, G., GAUER, J., CASPER, M. & VASCONCELOS, A.C. (2009): Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Rheinland-Pfalz. *Workshop großskalige hydrologische Modellierung.* 25-27. Nov. Dresden.

MATTHES, U., SAUER, T. & VASCONCELOS, A.C. (2010): Klimawandel in Rheinland-Paflz. *BUND-Jungend.* 07. Mai 2010. Mainz

KONOLD, W. & VASCONCELOS, A.C. (2011): Wie könnte sich der Klimawandel auf die rheinland-pfälzischen Wälder auswirken? *Abschlusstagung des Projekts* KLIMLANDRP. 29. Sept. 2011. Neustadt/Wstr.

VASCONCELOS, A.C. & MATTHES, U. (2012): Risiken und Chancen für die heimischen Baumarten im Rheingraben – am Beispiel Rheinland-Pfalz. *Regionalkonferenz des Bundes und der Länder Baden-Württemberg, Hessen und Rheinland-Pfalz: „Der Oberrheingraben im Klimawandel – eine Region passt sich an“.* 26.-27. März 2012. Karlsruhe.

VASCONCELOS, A.C., MATTHES, U. & KONOLD, W., (2012): Eignung und Wachstum von Hauptbaumarten unter klimatischen Veränderungen – Integration verschiedener methodischer Ansätze zur künftigen Baumarten- und Waldtypeneignung in Rheinland-Pfalz. In: TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN (Hrsg.): *Forstwissenschaftliche Tagung „Wald-Umwelt-Energie“.* 19.-22. Sept. 2012. München und Freising.

VASCONCELOS A.C. (2012): Suitability and Growth of Main Tree Species in Rhineland-Palatinate (Germany) under Climate Change – Integration of Several Assessment Methods. *FORESTCLIM Final Conference*. 13.-15. Nov. 2012. Liverpool (Großbritannien).

VOGT, P., EGIDI, H., BOERBOOM, L., SCHÜLER, G., ONTRUP, G., MATTHES, U. & VASCONCELOS A. (2012): ReFoRP – Regional Multifunctional Forest Planning in Rhineland Palatinate. *FORESTCLIM Final Conference*. 13.-15. Nov. 2012. Liverpool (Großbritannien).

10.2 Posterpräsentationen

VASCONCELOS, A.C., KONOLD, W. & MATTHES, U. (2008): Multifunktionale Wälder im Klimawandel – Risiken, Chancen und Anpassungsoptionen für Rheinland-Pfalz. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *Forstwissenschaftliche Tagung: „Ressourcenknappheit und Klimaänderung – Herausforderung für die Forstwirtschaft*". 24.-27. Sept. 2008. Freiburg.

SAUER, T., GRIGORYAN, G. & VASCONCELOS, A. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und die Wasserqualität in Rheinland-Pfalz. *Tagung der Johann Heinrich von Thünen-Instituts: „Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel*". 15.-16. Juni 2009. Braunschweig.

MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2009) Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz: Leben im Klimawandel durch Anpassung und zukunftsorientiertes Landschaftsmanagement. *Landesgartenschau.* Bingen.

VASCONCELOS, A.C., MATTHES, U. & WECKFORT, G. (2010): Biodiversität des Waldes in Rheinland-Pfalz – Wie vielfältig sind unsere Waldlandschaften? *Messe Angel, Jagen und Natur.* Pirmasens.

VASCONCELOS, A.C., KONOLD, W. & MATTHES, U. (2010): KLIMLANDRP – Climatic suitability maps for the main tree species in Rhineland-Palatinate (Germany). *FORESTCLIM Midterme Conference: "European Forestry. Fit for Climate Change?*" 20.-22. Sept. 2010. Nancy (Frankreich).

MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2010): Douglas-fir in Rhineland-Palatinate – structural diversity and future perspectives. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *International Conference: "Opportunities and Risks for Douglas fir in Changing Climate".* 18.-20. Okt. 2010. Freiburg.

RÖTZER T., MOSHAMMER, R., VASCONCELOS, A.C., MATTHES & U., PRETZSCH, H. (2012): Combining process based and empirical growth models: design and application. *COST FP0603 Final Meeting: "Forest models for research and decision support in sustainable forest management*". 1.-2. März 2012. Pierroton (Frankreich).

VASCONCELOS, A.C., KONOLD, W. & MATTHES, U. (2012): Climate Change and Forestry in Rhineland-Palatinate (Southwest-Germany): an assessment of regional impacts. *International Conference: "Tackling Climate Change – the contribution of forest scientific knowledge*". 21.-24. Mai 2012. Tours (Frankreich).

10.3 Wissenschaftliche Zwischen- und Abschlussarbeiten im Rahmen von KlimLandRP

BEDBUR, I. (2009): Pionierbaumarten- Chancen, Verbreitung und Potentiale im Klimawandel in Rheinland-Pfalz. *Unveröffentlichte Diplomarbeit.* Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Forst- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät, Institut für Landespflege.

KONRAD, R. (2009): Die Folgen des Klimawandels für die Baumart Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) im Moseltal. *Unveröffentlichte Masterarbeit.* Fachhochschule Bingen.

STÄNGLE, S.M. (2009): Eignung der Hauptbaumarten im Pfälzerwald bei einem prognostischen Szenario der Klimaveränderung. *Unveröffentlichte Bachelorarbeit.* Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Forst- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät, Institut für Landespflege.

HANSEN, J.M. (2010): Climate change impacts on wet forest sites and their significance for nature conservation in Rhineland-Palatinate - Analysis in a wet forest stand in the Soonwald. *Unveröffentlichte Masterarbeit.* Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Forst- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät, Institut für Landespflege.

DRÖSZUS, J. (2011): Baumarteneignung im Klimawandel – Welche Informationen liefert die Anwendung der Methode „BAE“? *Unveröffentlichte Diplomarbeit.* Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Forst- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät, Institut für Landespflege.

STEINMETZ, A. (2012): Die Edelkastanie (*Castanea sativa*) im Klimawandel. *Unveröffentlichte Bachelorarbeit.* Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Institut für Biowissenschaft.

10.4 Publikationen

MATTHES, U., VASCONCELOS, A.C., KONOLD, W., GRIGORYAN, G., CASPER, M., SAUER, T., SPIES, E.-D., TINTRUP, G., TRAPP, M., BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A., KRAUS, C. & BÜCKING, M. (2009): Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz. Projekt zur Vulnerabilitätsanalyse und zur Entwicklung landesspezifischer Strategien zur Anpassung. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 43 (2): 57-69.

STÄNGLE, S.M., VASCONCELOS, A.C., MATTHES, U. & KONOLD, W. (2010): Zur Einschätzung der Eignung von Hauptbaumarten im Pfälzerwald im Klimawandel – ein methodischer Ansatz. *Forst und Holz* 65(7/8): 28-33.

BEDBUR, I., MATTHES U. & KONOLD, W. (2010): Pionierbaumarten- Chancen, Verbreitung und Potentiale im Klimawandel in Rheinland-Pfalz. *Forst und Holz* 65(7/8): 20-27.

GRIGORYAN, G., CASPER, M., GAUER, J., VASCONCELOS, A.C. & REITER, P.P. (2010): Impact of climate change on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate, Germany. *Advances in Geosciences* 27: 37-43.

MATTHES, U., SAUER, T. & VASCONCELOS, A.C. (2010): Projekt Klima- und Landschaftswandel – Erste Zwischenergebnisse. *Forstinfo der Landesforsten Rheinland-Pfalz* 3(10): 6-8.

MATTHES, U. (2012): Der Klimawandel – Zur künftigen Baumarteneignung in Rheinland-Pfalz. *Der Waldbesitzer* 213.

MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2012): Zur zukünftigen Baumarteneignung in Rheinland-Pfalz in Zeiten des Klimawandels. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 46 (2): 72-87.

VASCONCELOS, A.C. (2012): Klimawandel – Mögliche Auswirkungen auf die Buche. *Forstinfo der Landesforsten Rheinland-Pfalz* 3(12): 21-24.

10.5 Rundfunk und Fernsehen

MATTHES, U. (2011): Rheinland-pfälzische Wälder im Klimawandel. *SWR Fernsehen „Im Grünen“* (12.04.2011).

10.6 Teilnahme an Fachtagungen/Symposien

VASCONCELOS, A.C. (2008): *BMU-Konferenz „Deutsche Anpassungsstrategie an der Klimawandel – Erwartungen, Ziele und Handlungsoptionen“*. 15.-16. April 2008. Berlin.

MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2008): *12. Statusseminar des Kuratorium für forstlich Forschung.* 8. Mai 2008. Freising.

MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2008): *Stimmt das Klima? – Naturschutz im Umbruch.* 15.-19. Sept. 2008. Karlsruhe.

MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2008): *Wald & Klima – Was tun?* 9. Okt. 2008. Baden Baden.

VASCONCELOS, A.C. (2009): *Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft für Forstliche Standorts- und Vegetationskunde.* 6.-9. Mai 2009. Höchst im Odenwald.

VASCONCELOS, A.C. (2009): *Fichtenwälder im Klimawandel.* 10. Juli 2009. Freising.

VASCONCELOS, A.C. (2010): *FORESTCLIM Partner Meeting.* 7.-8. April 2010. Strasbourg (Frankreich).

VASCONCELOS, A.C. (2011): *Workshop REAR EDGES - Wenn es Baumarten zu heiß wird.* 11.-12. April. Freising.

VASCONCELOS, A.C. (2011): *Niederwälder in Rheinland-Pfalz – Neue Perspektiven für eine historische Waldnutzungsform.* 26. Sept. 2011. Bad Breisig am Rhein.

11 Literatur

AG BODEN = AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Schweizerbart. 5. Auflage. Stuttgart. 392 S.

AG WALD = ARBEITSGRUPPE WALD UND KLIMAWANDEL DER DEUTSCHEN ANPASSUNGSSTRATEGIE (2010): *Fichtenrisikokarte*. Entwurf des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI) – schriftliche Mitteilung.

AK STANDORTSKARTIERUNG = ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): *Forstliche Standortsaufnahme*. IHW-Verlag. 5.Auflage. München. 352 S.

ALBERT, M. & SCHMIDT, M. (2010a): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* **259 (4)**: 739-749.

ALBERT, M. & SCHMIDT, M. (2010b): Dynamik der Standort-Leistungs-Beziehungen von Fichte, Buche, Eiche und Kiefer. „Jahrestagung des Deutschen Verbands Forstlicher Forschungsanstalten“. 17.-19. Mai 2010. Körbecke a. Möhnesee. Tagungsband: 66-81.

ALBERT, M. & SCHMIDT, M. (2012): Standort-Leistungs-Modelle für die Entwicklung von waldbaulichen Anpassungsstrategien unter Klimawandel. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* **46 (2)**: 57-71.

ALBRECHT, A., KOHNLE, U., HANEWINKEL, M. & BAUHUS, J. (2010): Storm damage of Douglas-fir and Norway spruce in Southwest Germany: Stability of Douglas-fir and the impact of silviculture on the vulnerability of conifers. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and Rrisks for Douglas Fir in Changing Climate*“.* 18.-20 Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 65

AMERELLER, K., KÖLLING, C., BOLTE, A., EISENHAUER, D.-R., GROß. J., HANEWINKEL, M., PROFFT, I. & RÖHE, M. (2009): Die "20 Freisinger Punkte" – Eine gemeinsame Basis der deutschsprachigen forstlichen Ressortforschung. *LWF Aktuell* **73:** 46-48.

AMMER, C. (2009): Welche Baumarten trotzen dem Klimawandel? In: AGRARBÜNDNIS E. V. (Hrsg.): *Landwirtschaft 2009, der kritische Agrarbericht –Hintergrundberichte und Positionen zur Agrardebatte – Schwerpunkt: Landwirtschaft im Klimawandel*. ABL-Verlag. Kassel: 199-203.

AMMER, C., ALBRECHT, L., BORCHERT, H., BROSINGER, F., DITTMAR, C., ELLING, W., EWALD, J., FELBERMEIER, B., GILSA, H. v., HUSS, J., KENK, G., KÖLLING, C., KOHNLE, U., MEYER, P., MOSANDL, R., MOOSMAYER, H.-U., PALMER, S., REIF, A., REHFUESS, K.-E. & STIMM, B. (2005): Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Mitteleuropa – Kritische Anmerkungen zu einem Beitrag von RENNENBERG et al. (2004). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **176 (4)**: 60-67.

AMMER, C., BOLTE, A. & KÖLLING, C. (2007): Diskussionspapier zur Aussagekraft der Klimahüllen. *Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde*. Göttingen.

ARAÚJO, M.B. & LUOTO, M. (2007): The importance of biotic interactions for modelling species distribution under climate change. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 743-753.

ARCHAUX, F. & WOLTERS, V. (2006): Impact of summer drought on forest biodiversitiy: what do we know? *Annals of Forest Science* **63 (6)***:* 645-652.

ASCHE, N. (2001): Forstliche Standortklassifikation mit digitalen Werkzeugen – Eine Fallstudie im Kartiergebiet Bad Driburg: *http://www3.lanuv.nrw.de/ Bilder_und_Dokumente/PDF_Dokumente/Fachbeitraege_Abteilung _4/forstklassifizierung.pdf* (22.04.2010).

ASCHE, N. & SCHULZ, R. (2011): Gefährdung von Fichtenflächen als Folge eines erwarteten Klimawandels. *AFZ - DerWald* **66 (15)**: 28-31.

BACKES, K. & LEUSCHNER, C. (2000): Leaf water relations of competitive *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* trees during 4 years differing in soil drought. *Canadian Journal of Forest Research* **30 (3)**: 335-346.

BADECK, F.-W., LASCH, P. & SUCKOW, F. (2004): Wirkungen des Klimawandels – Erkenntnisse der Klimaforschung zu Wasserhaushalt und Wald. In: HOEPPNER, K., LESSNER, C.: *Klimawandel - Wie soll der Wald der Zukunft aussehen?* Brandenburgischer Forstverein. Eberswalde: 26-36.

BEAUMONT, L.J., HUGHES, L. & POULSEN, M. (2005): Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* **186**: 250-269.

BECKER, G. (Hrsg.) (2012): *Schutz durch Nutzung – Ein Raum-Zeit-Konzept für die multifunktionale Entwicklung der Stockausschlagwälder in Rheinland-Pfalz* – Abschlussbericht. Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Freiburg. 268 S.

BEHERENS, T. & SCHOLTEN, T. (2002): DGMK20+: Erstellung der Digitalen Geomorphographischen Karte für das Bundesland Rheinland-Pfalz im Maßstabsbereich 1:25.000 bis 1:50.000. *Dokumentation Giessen*. Giessen. 8 S.

BEIERKUHNLEIN, C. & FOKEN, T. (2008): *Klimawandel in Bayern – Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten*. Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung Universität Bayreuth. Bayreuth. 501 S.

BEINHOFER, B. & KNOKE, T. (2011): Vorteilhafte Douglasienanteile unter variierenden Rahmenbedingungen. *AFZ-DerWald* **66**: 15-17.

BFH = BUNDESFORSCHUNGSANSTAHLT FÜR FORST- UND HOLZWITSCHAFT (2001): *Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldiventur II (2001-2002)*. Bundesministerim für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.). Bonn. 108 S.

BIGLER, C., BRAEKER, O.U., BUGMANN, H., DOBBERTIN, M. & RIGLING, A. (2006): Drought as inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* **9**: 330-343.

BLASCHKE, M., BUßLER, H. & SCHMIDT, O. (2008): Die Douglasie – (k)ein Baum für alle Fälle. *LWF Wissen* **59**: 57-62.

BLOCK, J. (1997): Schadsituation der Douglasie in Rheinland-Pfalz. In: FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* **41**. Trippstadt: 46-75.

BLOCK, J. (2008): Buche - Mutter des Waldes oder Problembaumart? *Annales Scientifiques Réserve de biosphère transfrontalière des Vosges du Nord-Pfälzerwald* **14**: 59-77.

BMUNR = BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel: *http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/das_gesamt_bf.pdf* (20.08.2011).

BMVEL = BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2004): *Die zweite Bundeswaldinventur – BWI² – Das Wichtigste in Kürze*. Bonn. 87 S.

BOERBOOM, L.G.J. & ALAN, Ö.O. (2012): Implementation, challenges and future directions of integrating services from the GIS and decision science domains – a case of Distributed Spatial Multi-Criteria Evaluation. *Open Source Geospatial Foundation Journal* **10**: 49-54.

BOEUF, R. & GAUTIER, L. (2009): Changements climatiques - Identification et Cartographie du degré de vulnérabilité au stress hydrique des principales essences forestières d'Alsace selon une approche synécologique: *http://www.forestclim.eu/uploads/media/ article_boeuf.pdf (15.01.2010*).

BÖGELEIN, R., HASSDENTEUFEL, M., THOMAS, F.M., WERNER, W. (2012): Comparison of leaf gas exchange and stable isotope signature of water-soluble compounds along canopy gradients of co-occurring Douglas-fir and European beech. *Plant Cell Environment* **35(7)**: 1245-57.

BOHN, U. & NEUHÄUSL, R. (2003): *Karte der natürlichen Vegetation Europas*. Maßstab 1:2.500.000. Teil 1: Erläuterungstext mit CD-ROM; Teil 2: Legende; Teil 3: Karten. Landwirtschaftsverlag. Münster.

BOLTE, A. (2005): Zur Zukunft der Buche in Mitteleuropa. *AFZ - DerWald* **20**: 1077-1078.

BOLTE, A. & CZAIJKOWSKI, T. (2008): Unterschätzen wir die Anpassungsfähigkeit der Buche an den Klimawandel? In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „Forstwissenschaftliche Tagung Ressourcenknappheit und Klimaänderung: Herausforderung für die Forstwirtschaft". 24.-27. Sep. 2008. Freiburg. Tagungsband: 44.

BOLTE, A. & IBISCH, P. (2007): Neun Thesen zu Klimawandel, Waldbau und Waldnaturschutz. *AFZ - DerWald* **62**: 572-576.

BOLTE, A., AMMER, C., LÖF, M., MADSEN, P., NABUURS, G.-J., SCHALL, P., SPATHELF, P. & ROCK, J. (2009b): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* **24**: 473-482.

BOLTE, A., EISENHAUER, D.-R., EHRHART, H.-P., GROß, J., HANEWINKEL, M., KÖLLING, C., PROFFT, I., ROHDE, M., RÖHE, P. & AMERELLER, K. (2009a): Klimawandel und Forstwirtschaft – Übereinstimmungen und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer. *Agriculture and Forestry Research* **4 (59)**: 269-278.

BOLTE, A., IBISCH, P., MENZEL, A. & ROTHE, A. (2008): Was Klimahüllen uns verschweigen. *AFZ - DerWald **15***: 800-803.

BOLTE, A., WELLBROCK, N. & DUNGER, K. (2011): Welche Maßnahmen sind umsetzbar? *AFZ - DerWald* **2**: 27-30.

BORCHERT, H. & KÖLLING, C. (2003): Welche waldbaulichen Konzequenzen werden derzeit diskutiert? *LWF Aktuell* **37**: 23-29.

BOX, E.O. & MANTHEY, M. (2006): Conservation of Deciduous Tree Species in Europe: Projecting Potenzial Ranges and Changes. In: GAFTA, E. & AKEROYD, J.R. (Hrsg.): *Nature Conservation: Concepts and Practice.* Springer. Berlin: 241-253.

BÖSCH, B. (2001): Neue Bonitierungs- und Zuwachshilfen. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „Tagung Wissenstransfer in Praxis und Gesellschaft". 5.-6. Juli 2001. Freiburg. Tagungsband: 266-276.

BRANG, P., BUGMANN, H., BÜRGI, A., MÜHLETHALER, U., RIGLIN, A. & SCHWITTER, R. (2008): Klimawandel als waldbauliche Herausforderung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **10**: 362-373.

BROSINGER, F. & BAIER, R. (2008): Chancen, Grenzen und offene Fragen des Waldbaus mit der Douglasie in Bayern. *LWF Wissen* **59:** 33-38.

BROSINGER, F. & TRETTER, S. (2007): Waldbau im Zeichen des Klimawandels. *LWF Aktuell* **60**: 21-23.

BRUS, D.J., HENGEVELD, G.M., WALVOORT, D.J.J., GOEDHART, P.W., HEIDEMA, A.H., NABUURS, G.J. & GUNIA, K. (2011): Statistical mapping of tree species over Europe. *European Journal of Forest Research* **131 (1)**: 145-157.

BÜCKING, M. (2002): Über Flexibilität als Entscheidungskriterium im produktionswirtschaftlichen Bereich des Forstbetriebes. Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität. Verlag Dr. Kessel. Freiburg. 202 S.

BÜCKING, M., MOSHAMMER, R. & ROEDER, A. (2007): Wertholzproduktion bei der Fichte mittels kronenspannungsarm gewachsener Z-Bäume. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFLAZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pflaz **62***. Trippstadt. 295 S.

BURSCHEL, P. & HUSS, J. (1987): *Grundriß des Waldbaus – Ein Leitfaden für Studium und Praxis*. Parey. Hamburg, Berlin. 352 S.

CASALEGNO, S., AMATULLI, G., CAMIA, A., NELSON, A. & PEKKARINEN, A. (2010): Vulnerability of *Pinus cembra L.* in the Alps and the Carpathian mountains under present and future climates. *Forest Ecology and Management* **259 (4)**: 750-761.

CASPER, M., GRIGORYAN, G., HEINEMANN, G. & BIERL, R. (2013): *Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP) – Methoden und Ergebnisse des Moduls Wasser*. Universität Trier, Fachbereich Physische Geographie. Trier. In Vorbereitung.

CEC = COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2009): White Paper: Adapting to climate change – Towards a European framework for aktion. *Commission staff working document (SEC (2009) 387/2)*. Brüssels. 132 S.

CIAIS, P., REICHSTEIN, M., VIOVY, N., GRANIER, A., OGÉE, J., ALLARD, V., AUBINET, M., BUCHMANN, N., BERNHOFER, C., CARRARA, A., CHEVALLIER, F., DE NOBLET, N., FRIEND, A.D., FRIEDLINGSTEIN, P., GRÜNWALD, T., HEINESCH, B., KERONEN, P., KNOHL, A., KRINNER, G., LOUSTAU, D., MANCA, G., MATTEUCCI, G., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J.M., PAPALE, D., PILEGAARD, K., RAMBAL, S., SEUFERT, G., SOUSSANA, J.F., SANZ, M.J., SCHULZE, E.D., VESALA, T. & VALENTINI, R. (2005): Europe-wide reduktion in primary productivitiy caused by the heat and drought in 2003. *Nature* **437**: 529-533.

CULHAM, A. (2010): Bioclimatic Niche Modelling. "Workshop Phyloclimatic Modelling". 17.-18. Juni 2010. Leiden (Niederlande).

CZAJKOWSKI, T. & BOLTE, A. (2006): Unterschiedliche Reaktion deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf Trockenheit. *Allemeine Forst- und Jagdzeitung* **177**: 30-40

DALE, V.H., JOYCE, L.A., MCNULTY, S., NEILSON, R.P., MATTHEW, P.A., FLANNIGAN, M.D., HANSON, P.J., IRLAND, L.C., LUGO, A.E., PETERSON, C.J., SIMBERLOFF, D., SWANSON, F.J., STOCKS, B.J. & WOTTON, M.B. (2001): Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience* **51 (9)**: 723-734.

DELB, H., BLOCK, J. & KEILEN, K. (1999): Konsequenzen aus der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 für den Waldschutz in Rheinland-Pfalz. In: FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* **45**. Trippstad: 222-240.

DELB, H: (2013): *Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP) – Methoden und Ergebnisse des Moduls Wald (Teil B)*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Waldschutz. Freiburg. In Vorbereitung.

DENGLER, A. (1990): Waldbau auf ökologischer Grundlage – Zweiter Band: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. Parey. 6. Auflage. Hamburg, Berlin. 314 S.

DETTEN, R. V. (2011): Sustainability as a guideline for strategic planning? – The problem of long-term forest management in the face of uncertaintiy. *European Journal of Forest Research* **130**: 451-465.

DEUTSCHER BUNDESTAG (Hrsg.) (1994): Schutz der grünen Erde – Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder. *Dritter Bericht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutscher Bundestages*. Bonn. 702 S.

DOBBERTIN, M. & GIUGGIOLA, A. (2006): Baumwachstum und erhöhte Temperaturen. *Forum für Wissen:* 35-45.

DONG, P.H., CHYLARECKI, H., EDER, W.H., RICHARD, K. , KLUMPP, R.T. & MAURER, W.D. (2005): Zum Anbau und Wachstum der Douglasie. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* **55**. Trippstadt. 224 S.

DROBYSHEV, I., NIKLASSON, M., EGGERTSSON, O., LINDERSON, H. & SONESSON, K. (2008): Influence of annual weather on growth of pedunculate oak in southern Sweden. *Annals of Forest Science* **65 (5)**: 1-14.

DWD = DEUTSCHER WETTERDIENST (2010): Phänologische Uhr für Rheinland-Pfalz: Leitphasen, mittlerer Beginn und Dauer der phänologischen Jahreszeiten – Zeiträume 1961-1990 und 1991-2009 im Vergleich.

EBERLE, S. (2012). Mathematical Modelling of Forest Fire. "Workshop at der Global Fire Monitoring Center". 2. März 2012. Freiburg.

EBERT, H.-P. (2006): Die Behandlung von häufig vorkommenden Baumarten (Hauptbaumarten). *Schriftenreihe der Hochschule für Forstwirtschaft* **10**. Rottenburg a. Neckar. 261 S.

EILMANN, B. & RIGLING, A. (2010): Douglas-fir – a substitute species for Scots pine in dry inner-Alpine valleys? In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate". 18.-20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 10.

ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* Ulmer. 5.Auflage. Stuttgart. 1095 S.

ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts*. Ulmer. Stuttgart. 507 S.

ENGESSER, R., FORSTER, B., MEIER, F. & WERMELINGER, B. (2008): Forstliche Schadorganismen im Zeichen des Klimawandels. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **159 (10)**: 344-351.

ENSMINGER, I., HEß, M., MÜLLER, T., WILDHAGEN, H. & SCHMID, K. (2010): *Adaptation of Douglas-fir provenance to drought stress*. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate". 18.-20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 37-39.

EK = EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010): Grünbuch: Waldschutz und Waldinformation – Vorbereitung der Wälder auf den Klimawandel. *KOM (2010) 66*. Brüssel. 17 S.

EUFORGEN = EUROPEAN FOREST GENETIC RESOURCES PROGRAMME (2009): Distribution maps: *www.euforgen.org* (12.09.2009).

FALK, W. & MELLERT, K.H. (2011): Species distribution models as a tool for forest management planning under climate change: risk evaluation of *Abies alba* in Bavaria*. Journal of Vegetation Science.* **22 (4)**: 621-634.

FAWF = FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (2003): *Vorläufige Referenztafeln für die Forsteinrichtung.* Trippstadt. 56 S.

FVA BADEN-WÜRTEMBERG = FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (2012): Baumarteneignung Fichte, Buche und Traubeneiche bei Klimawandel – Übersichtskarten 1:50.000: *http://www.fva-bw.de/indexjs.html?http://www.fva-bw.de/forschung/bui/klimakarten.html* (20.05.2012).

FELTON, A., FISCHER, J., LINDENMAYER, D.B., MONTAGUE-DRAKE, R., LOWE, A.R., SAUNDERS, D., FELTON, A.M., STEFFEN, W., MUNRO, N.T., YOUNGENTOB, K., GILLEN, J., GIBBONS, P., BRUZGUL, J.E., FAZEY, I., BOND, S.J., ELLIOTT, C.P., MACDONALD, B.C.T., PORFIRIO, L.L., WESTGATE, M. & WORTHY, M. (2009): Climate change, conservation and management: an assessment of the peer-reviewed scientific journal literature. *Biodiversity and Conservation* **18**: 2243-2253.

FISCHER, S. & NEUWIRTH, B. (2012): Klimasensitivität der Douglasie in Eifel und Kellerwald. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **183 (1/2)**: 23-33.

FONTES, L., BONTEMPS, J.-D., BUGMANN, H., OIJEN, M. v., GRACIA, C., KRAMER, K., LINDNER, M., RÖTZER, T. & SKOVSGAARD, J.P. (2010): Models for supporting management in a changing environment. *Forest Systems* **19**: 8-29.

FRANKE, J. & KÖSTNER, B. (2007): Effects of recent climate change trends on the distribution of potenzialnatural vegetation in Central Germany. *International Journal of Biometeorology* **52**: 139-147.

FREER-SMITH, P.H., BROADMEADOW, M.S.J. & LYNCH, J M. (2009): *Forestry & Climate Change*. CABI. London. 253 S.

FRIEDRICHS, D., TROUET, V., BÜNTGEN, U., FRANK, D.C., ESPER, J., NEUWIRTH, B. & LÖFFLER, J. (2009): Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees* **23 (3)**: 729-739.

FRISCHBIER, N., PROFFT, I. & ARENHÖVEL, W. (2010): Die Ausweisung klimawandelangepasster Bestandeszieltypen für Thüringen. *Forst und Holz* **65 (2):** 28-35.

FRÖHLICH, D., ZIMMERMANN, L. & SCHULZ, C. (2012): Potenzielle Sturmwurfgefährdung der Wälder Bayerns. In: TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN (Hrsg.): „Forstwissenschaftliche Tagung Wald-Umwelt-Energie". 19.-22. Sept. 2012. München und Freising. Tagungsband: 80.

GAUER, J. (2009): Böden als Waldstandorte. In: BLUME, H.-P., FELIX-HENNINGSEN, P., FISCHER, W. R., FREDE, H.-G., HORN, R. & STAHR K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*. Wiley-VCH. Weinheim.

GAUER J. (2010): schriftliche Mitteilung vom 11. Sept. 2010.

GAUER, J. (2011): Je wärmer, desto mehr Regen braucht die Roteiche. *Forst und Natur* **45**: 24-27.

GAUER, J. & ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezierke – mit Karte 1:1.000.000. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standosrtkunde und Forstpflanzenzüchtung*. Stuttgart. 324 S.

GAUER, J., BEHRENS, T., GRIGORIYAN, G. & STEINRÜCKEN, U. (2012): Methodik für ein dynamisches, quantitatives Standortskartierungsverfahren unter den Bedingungen des Klimawandels. „*ForeStClim Final Conference*“. 14.-15. Nov. 2012. Liverpool. Tagungsband: 16.

GAUER, J., FEGER, K.-H. & SCHWÄRZEL, K. (2011): Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **13**: 7-16.

GEBHARDT, T., SCHULZ, C., MATYSSEK, R. & AMMER, C. (2010): Die Fichte im Zeichen des Klimawandels – Beugen Durchforstungseingriffe Trockenschäden vor? *Forstarchiv* **81**: 86-87.

GEBUREK, T. (2006): Klimawandel – Forstliche Maßnahmen aus genetischer Sicht. *BFW-Praxisinformation*: 12-14.

GLATZER, K. & SCHRAMM, E. (2010): Klimabezogener Umbau der Eichenwälder mit mediterranen Eichen – Eine vorläufige Wirkungs- und Folgenabschätzung. *BiK-F Knowledge Flow Paper* **5**.

GOLTZ, H. V. D. (2004): Risiko Klimawandel - der Dauerwald als Lösungsstrategie. In: DEUTSCHER FORSTVEREIN E.V. (Hrsg.): „Jahrestagung Forstwirtschaft im Dialog...gemeinsam die Zukunft gestalten“. 25.-28. Sep. 2003. Mainz. Tagungsband: 377-381.

GÖMÖRY, D., LONGAUER, R., HLÁSNY, T., PACALAJ, M., STRMEN, S. & KRAJMEROVÁ, D. (2012): Adaptation to common optimum in different populations of Norway spruce (*Picea abies* Karst.). *European Journal of Forest Research* **131**: 401-411.

GOULD, P., HARRINGTON, C. & ST. CLAIR, B. (2010): Going the distance: Testing seed transfer of coast Douglas-fir within its native range. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate“. 18.-20 Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 3.

GRIESBAUER, H.P. & GREEN, D.S. (2010): *Climatic and regional patterns in Douglas-fir climate-growth relationships in British Columbia, Canada*. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate“. 18.- 20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 65.

GRIGORYAN, G. (2012): schriftliche Mitteilung vom 10. Jan. 2012.

GRIGORYAN, G. (2012): mündliche Mitteilung vom 20. Feb. 2012, Trier.

GRIGORYAN, G., CASPER, M.C., GAUER, J., VASCONCELOS, A.C. & REITER, P.P. (2010): Impact of climate change on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate. *Advances in Geosciences* **27**: 37-43.

GROTE, R. & PRETZSCH, H. (2002): A model for individual tree development based on physiological processes. *Plant Biology* **4**: 167-180.

GUGGER, P.F., SUGITA, S. & CAVENDER-BARES, J. (2010): Phylogeography of Douglas-fir based on mitochondrial and chloroplast DNA seqeunces: testing hypotheses from the fossil record. *Molecular Ecology* **19**: 1877-1897.

HAASE, B., MAURER, W.D., VORNAM, B., GAILING, O., FINKELDEY, R. & LEINEMANN, L. (2011): Untersuchung genetischer Variation im Hinblick auf Anpassungsvorgänge entlang eines Umweltgradienten in einem Eichen-Niederwaldvorkommen in Rheinland-Pfalz. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): „28. Internationale Tagung der Arbeitsgemeinschaft für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung“. 4.-6. Nov. 2009. Treis-Karden (Mosel): Tagungsband: 166.

HAMRICK, J.L. (2004): Responses of forest trees to global environmental changes. *Forest Ecology and Management* **197**: 323-353.

HANKE, G. (2003): Klimawandel - Herausforderung für Rheinland-Pfalz aus der Sicht der Forstwirtschaft. In: BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND & LANDESVERBAND RHEINLAND-PFALZ E.V. (Hrsg.): „Tagung Klimawandel – Herausforderung für Rheinland-Pfalz“. 08. Nov. 2003. Bingen a. Rhein.

HANKE, G. (2005): Klimawandel – Herausforderung aus waldökologischer und waldbaulicher Sicht. *LÖBF - Mitteilungen* **2**: 25-28.

HARTARD, B. & SCHRAMM, E. (2009): Biodiversität und Klimawandel in der Debatte um den ökologischen Waldumbau – eine Diskursfeldanalyse. *BiK-F Knowledge Flow Paper* **1**: 1-18.

HAßDENTEUFEL, M., BÖGELEIN, R., WERNER, W. & THOMAS, F.M. (2010): Interactions between Douglas-fir and European beech – what do growth parameters indicate In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate". 18.-20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 30.

HEIKKINEN, R.K., LUOTO, M., ARAÚJO, M.B., VIRKKALA, R., THUILLER, W. & SYKEM, M.T. (2006): Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* **30 (6)**: 1-27.

HERMANN, R.K. & LAVENDER, D.P. (1999): *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco: *http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/Volume_1/pseudotsuga /menziesii.htm* (03.12.2012).

HERRIGEL, D. & GROß, J. (2012): Handlungsrahmen für den Waldumbau – ein Werkzeug der Waldentwicklungsplanung unter sich ändernden Klimabedingungen. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* **46 (2)**: 51-56.

HETTESHEIMER, B., BÖHMER, O. & WITZ, M. (2009): Qualifizieren-Dimensionieren – Waldbaustrategie. *Informationsbroschüre der Landesforsten RLP.*

HIJMANS, R. & GRAHAM, C.H. (2006): The ability of climate envelopes models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology* **12**: 2272-2281.

HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G. & JARVIS, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* **25**: 1965-1978.

HILL, J., STELLMES, M., JOHANNES, S., WILLY, W., FRANTZ, D. & STERN, O. (2011): Assessing the Sensitivity of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) Stands to Severe Drought Based on Measurements from Earth Observation Satellites.In: EUROPEAN ASSOCIATION OF REMOTE SENSING LABORATORIES (Hrsg.): "31st Symposium and Workshop on Operational Remote Sensing in Forest Management". 2.-3. Juni 2011. Prague (Czech Republic). Tagungsband: 1-9.

HOEGH-GULDBERG, O., HUGHES, L., MCINTYRE, S., LINDENMAYER, D.B., PARMESAN, C., POSSINGHAM, H.P. & THOMAS, C.D. (2008): Assisted Colonization and Rapid Climate Change. *Science* **321 (5887)**: 345-346.

HUTCHINSON, G.E. (1957): Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* **22 (2)**: 415-427.

IPCC = INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2001): Climate Change 2001: Synthesis Report (Summary for Policymakers). 34 S.

IPCC = INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007): Climate Change 2007: Syntesis Report (Summary for Policemakers). 22 S.

JANOWIAK, M.K., SWANSTON, C.W., NAGEL, L.M., WEBSTER, C.R., PALIK, B.J., TWERY, M.J., BRADFORD, J.B., PARKER, L.R., HILLE, A.T. & JOHNSON, S.M. (2010): Silvicultural Decisionmaking in an Uncertain Climate Future: A Workshop-based Exploration of Considerations, Strategies, and Approaches. *United States Department of Agriculture - Forest Service.* Delaware (Vereinigte Staaten von Amerika). 18 S.

JANSEN, M. & DÖRING, C. (2004): Auswirkungen der geplanten Mischbestandswirtschaft in der Waldlandschaft Solling. In: DEUTSCHER FORSTVEREIN E.V. (Hrsg.): „Jahrestagung Forstwirtschaft im Dialog ... gemeinsam die Zukunft gestalten". 25.-28. Sep. 2003. Mainz. Tagungsband: 356-363.

JANSEN, M., DÖRING, C., AHRENDS, B., CZAJKOWSKI, T., PANFEROV, O., ALBERT, M., SPELLMANN, H., NAGEL, J., LEMME, H., HABERMANN, M., STAUPENDAHL, K., MÖHRING, B., BÖCHER, M., STORCH, S., KROTT, M., NUSKE, R. S., THIELE, J., NIESCHULZE, J., SABOROWSKI, J. & BEESE, F. (2008): Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen – Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems "Wald und Klimawandel" (DSS-WuK). *Forstarchiv* **79**: 131-142.

JENSSEN, M. (2009): Der klimaplastische Wald im Nordostdeutschen Tiefland – forstliche Anpassungsstrategie an einen zu erwartenden Klimawandel. In: MINISTERIUM FÜR INFRASTRUKTUR UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.): *Wald im Klimawandel - Risiken und Anpassungsstrategien.* Eberswalder Forstliche Schriftenreihe **42**. Eberswalde: 101-117.

JENSSEN, M., HOFMANN, G. & POMMER, U. (2007): Die natürlichen Vegetationspotenziale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: GESELLSCHAFT DEUTSCHES ARBORETUM E.V. (Hrsg.): *Beiträge zur Gehölzkunde*. Hansmann. Hemmingen: 17-29.

JRC = JOINT RESEARCH CENTRE (2012): Tree species maps – species habitat suitability: *http://efdac.jrc.ec.europa.eu/climate* (08.04.2012).

KAHN, M. & PRETZSCH, H. (1997): Das Wuchsmodell SILVA – Parametrisierung der Version 2.1 für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **168**: 115-123.

KARL, S., SCHULTZE, B. & SCHERZER, J. (2012): Untersuchungen zu Wasserhaushalt und Klimawandel für die Forstbestände der FORESTCLIM-Versuchsanlage Merzalben (Pfälzerwald) – Erweiterung des Auswertungszeitraums um das Jahr 2011. UDATA. Neustadt a.d. Weinstraße. 116 S.

KÄTZEL, R. (2008): Klimawandel – Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* **42 (1)**: 9-15.

KÄTZEL, R., LÖFFLER, S. & MÜLLER, K. (2008): Zur physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldkiefer. In: NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hrsg.): „Fachtagung Baum des Jahres 2007 - Die Waldkiefer". 23.-24. Mai 2007. Gartow. Tagungsband: 43-62.

KLEMMT, H.-J. & EWALD, J. (2011): Wachstum der Fichte nach Waldtypen. *AFZ - DerWald* **24**: 22.

KLEMMT, H.-J., HEINDL, M., WERNER, R., HUSSENDÖRFER, E. & PRETZSCH, H. (2009): Auswirkungen von Trockenjahren auf das Wachstum von Mischbeständen. *AFZ - DerWald* **9**: 461-464.

KLIMAWIKI = KLIMAWANDEL BILDUNGSSERVER (2012): Klimaszenarien: *http://klimawiki.org/klimawandel/index.php/Klimaszenarien* (26.02.2011).

KNOERZER, D. (2004): Was ist eine Sturmwurffläche? – Versuch einer Antwort auf eine nur scheinbar triviale Frage. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **175 (6)**: 109-117.

KNOKE, T. (2004): Die Begründung von Mischbeständen: Eine Möglichkeit zur Minderung von Risiko?. In: DEUTSCHER FORSTVEREIN E.V. (Hrsg.): „Jahrestagung Forstwirtschaft im Dialog...gemeinsam die Zukunft gestalten". 25 -28. Sep. 2003. Mainz. Tagungsband: 344-355.

KNOKE, T. (2008): Zur Rolle der Douglasie in einem finanziell optimierten Baumarten-Portfolio. *LWF Wissen* **59**: 83-87.

KNOKE, T. (2009): Die ökonomische Zukunft der Fichte. *LWF Wissen* **63**: 16-21.

KODRA, E., STEINHAEUSER, K. & GANGULY, A.R. (2011): Persisting cold extremes under 21st century warming scenarios. *Geophysical Research Letters* **38**: 1-5.

KOHLER, M., NÄGELE, G. & BAUHUS, J. (2008): Kann die Stabilität von Fichtenbeständen gegenüber extremen Trockenheitsereignissen durch frühe und starke Durchforstungseingriffe erhöht werden? In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „Forstwissenschaftliche Tagung Ressourcenknappheit und Klimänderung: Herausforderung für die Forstwirtschaft". 24.-27. Sep. 2008. Freiburg.

KOHNLE, U., HEIN, S. & MICHIELS, H.-G. (2008): Waldbauliche Handlungsmöglichkeiten angesichts Klimawandel. *FVA-einblick+* **1**: 50-53.

KONNERT, M. (2007): Bedeutung der Herkunft beim Klimawandel. *LWF Aktuell* **60**: 38-39.

KONOLD, W. (2008): Wald, Klimawandel, Naturschutz. *„63.* Jahrestagung des Deutschen Forstvereins e.V.". 18. Okt. 2008. Baden-Baden.

KOWNATZKI, D., KRIEBITZSCH, W.-U., BOLTE, A., LIESEBACH, H., SCHMITT, U. & ELSASSER, P. (2011): Zum Douglasienanbau in Deutschland – Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitsicher Sicht. Sonderheft **344** des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI). Braunschweig. 78 S.

KÖBLE, R. & SEUFERT, G. (2001): Novel maps for forest tree species in Europe. "8th European Symposium on the Physico-Chemical Behaviour of Air Pollutants: A Changing Atmosphere!". 17.-20. Sept. 2001. Turin (Italien).

KÖLLING, C. (2006): Waldbau im Klimawandel – Eine Herausforderung für die Forstliche Standortserkundung. *LWF Forstinfo* **3**: 1-4.

KÖLLING, C. (2007): Bäume für die Zukunft. *LWF Aktuell* **60**: 35-37.

KÖLLING, C. (2008): Die Douglasie im Klimawandel: Gegenwärtige und zukünftige Anbaubedingungen in Bayern. *LWF Wissen* **59**: 12-21.

KÖLLING, C. (2011): Klimawandel – eine Herausforderung für Forstwirtschaft und Forstwissenschaft. *AFZ - DerWald* **66 (13)**: 14-17.

KÖLLING, C. & AMMER, C. (2006). Waldumbau unter den Vorzeichen des Klimawandels – Zahlen der Bundeswaldinventur zeigen Anpassungsschwerpunkte. *AFZ - DerWald* **61**: 1086-1089.

KÖLLING, C., BACHMANN, M., FALK, W., GRÜNERT, S. & WILHELM, G. (2008a): Soforthilfe Baumarteneignung-Anbaurisiko-Klimawandel. *Technischer Report der Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*. Freising. 64 S.

KÖLLING, C., KONNERT, M. & SCHMIDT, O. (2008b): Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel. Antworten auf 20 häufig gestellte Fragen. *AFZ - DerWald* **63 (15)**: 804-807.

KÖLLING, C., KNOKE, T., SCHALL, P. & AMMER, C. (2009): Überlegungen zum Risiko des Fichenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Fosrtarchiv* **80 (2)**: 42-54.

KÖLLING, C., WALENTOWSKI, H. & BORCHERT, H. (2005): Die Buche in Mitteleuropa. *AFZ - DerWald* **13**: 696-700.

KÖRNER, C. (2011): Eichen und Eschen als Klimawandel-Gewinner: Wie heimische Laubbäume auf die zunehmende Trockenheit reagieren: *www.scinexx.de* (14.06.2012).

KÖRNER, C. (2012): Was steuert das Pflanzenwachstum? *Biologie in unserer Zeit* **42 (4)**: 238-243.

KRAMER, H. (1988): *Waldwachstumslehre: Ökologische und anthropogene Einflüsse auf das Wachstum des Waldes, seine Massen- und Wertleistung und die Bestandessicherheit*. Parey. Hamburg, Berlin. 374 S.

KRAMER, H. & AKÇA, A. (1987): *Leitfaden für Dendrometrie und Bestandsinventur.* J.D. Sauerländer's. 2. Auflage. Frankfurt a. Main. 287 S.

KRAMERA, K., DEGENB, B., BUSCHBOMB, J., HICKLERC, T., THUILLERD, W., SYKESC, M.T. & WINTERA, W. D. (2010): Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change – Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* **259 (11)**: 2213-2222.

KRAUS, C. (2011): Gebiete mit gleicher Niederschlagscharakteristik in Rheinland-Pfalz. *Internes Arbeitspapier der Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht für das KlimLandRP Projekt*. Mainz. 22 S.

KRAUS, C (2012): mündliche Mitteilung vom 12. Aug. 2012. Mainz.

KRAUS, C. (2013): *Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP) – Klimamodelle und Klimaprojektionen.* Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Referat Klimawandel, Umweltmeteorologie. Mainz. In Vorbereitung.

KREIENKAMP, F. & SPEKAT, A. (2007): *IDP (interaktiven Diagnose- und Präsentationstools) – Ein Werkzeug zur explorativen Datenanalyse (Bedienungsanleitung).* Umweltbundesamt und Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH. Potsdam. 74 S.

KREYLING, J., STAHLMANN, R. & BEIERKUHNLEIN, C. (2012): Räumliche Variation in der Blattschädigung von Waldbäumen nach dem extremen Spätfrostereignis im Mai 2011. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **183 (1/2)**: 15-22.

KROMP-KOLB, H., EITZINGER, J., FORMAYER, H., TRNKA, M., LAUBE, W., GRUSZCZYNSKI, G., KLAGHOFER, E., STENITZER, E., MURER, E., GASSNER, L., BUCHGRABER, K., SCHAUMBERGER, A., RESCH, J. (2005): Bestimmung der Auswirkungen von Trockenperioden im Grünland mittels Wachstumsmodellen und klimatologische Analyse österreichischer Daten. *Endbericht Forschungsprojekt Nr. 1282 der BoKu*. Wien. 88 S.

KROPP, J., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., RACHIMOW, C., LÜTTGER, A., WECHSUNG, F., LASCH, P., CHRISTIANSEN, E.S., REYER, C., SUCKOW, F., GUTSCH, M., HOLSTEN, A., KARTSCHALL, T., WODINSKI, M., HAUF, Y., CONRADT, T., ÖSTERLE, H., WALTHER, C., LISSNER, T., LUX, N., TEKKEN, V., RITCHIE, S., KOSSAK, J., KLAUS, M., COSTA, L., VETTER, T. & KLOSE, M. (2009): Klimawandel in Sachsen-Anhalt: Verletzlichkeiten gegenüber den Folgen des Klimawandels. *Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung*. Potsdam. 421 S.

LAATSCH, W. (1969): Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser. 1. Teil: Leicht durchlässige Standorte. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **88**: 257-271.

LANDESFORSTEN-RLP (1974): Forsteinrichtungs-Anweisung für den Staats- und Körperschaftswald in Rheinland-Pfalz (*FA 72*).

LANDESFORSTEN-RLP (1987): Waldbaurichtlinien für die Wälder von Rheinland-Pflaz. 1. Teil. *Mitteilung aus Forsteinrichtung und Waldbau* **29**. Mainz. 370 S.

LANDESFORSTEN-RLP (1998): Aktuelle Richtlinien und Hinweise für den naturnahen Waldbau in Rheinland-Pfalz. *Grüner Ordner*.

LANDESFORSTEN-RLP (2006): Anweisung und Datenschlüssel für die Bodenprofilaufnahme der Forstlichen Standortskartierung – Richtlinien zur Dokumentation bodenkundlicher Punktdaten mittels Formblatt / DV-Aufnahme. 41 S.

LANDESFORSTEN-RLP (2008): *Technische Erläuterung zum Verfahren der mittelfristigen Forst-Betriebsplanung*. Koblenz. 140 S.

LANDESFORSTEN-RLP (2011): schriftliche Mitteilung vom 06. Fev. 2011.

LANDTAG RHEINLAND-PFALZ (2009): Bericht der Enquete Kommission 15/1 "Klimawandel" . *Drucksache 15/3600*. Mainz. 147 S.

LARSON, B. (2010): The dynamics of Douglas-fir stands. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate“. 18.-20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: IX-X

LASCH, P., BADECK, F.-W., LINDNER, M. & SUCKOW, F. (2002): Sensitivity of Simulated Forest Growth to Change in Climate and Atmosphere CO_2. *Forstwissenschafltiches Centralblatt* **121 (1)**: 154-171.

LAWING, A.M. & POLLY, P.D. (2011): Pleistocene Climate, Phylogeny, and climate envelope Models: An integrative approach to better understand species´ response to climate change. *Plos One* **6 (12)**: 1-13.

LEBOURGEOIS, F. (2006): Sensibilité au climat des chenes sessile et pédonculé dans le réseau RENECOFOR - Comparaison avec les hetraies. *Revue forestière française* **1**: 29-44.

LEBOURGEOIS, F., RATHGEBER, C. & ULRICH, E. (2010): Effet de la variabilité climatique et des événements extrêmes sur la croissance d' *Abies alba*, *Picea abies* et *Pinus sylvestris* en climat tempéré français. *Revue Forestière Française* **62 (1)**: 7-24.

LEINEMANN, L. (1997): Genetische Strukturen gesunder und geschädigter Douglasienbestände in Rheinland-Pfalz. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* **41**. Trippstadt: 145-160.

LEITGEB, E. & ENGLISCH, M. (2006): Klimawandel: Standörtliche Rahmenbedingungen für die Forstwirtschaft. *BFW-Praxisinformation* **10**: 9-11.

LEONHARDT, J. (2003): Wald und Forstwirtschaft in Rheinland-Pfalz. *Forst und Holz* **58 (17)**: 491-493.

LEUSCHNER, C., BACKES, K., HERTEL, D., SCHIPKA, F., SCHMITT, U., TERBORG, O. & RUNGE, M. (2001): Droughtresponses at leaf, stem and fine root levels of competitive *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. trees in dry and wet years. *Forest Ecology and Management* **149 (1/3)**: 33-46.

LGB-RLP = LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU RHEINLAND-PFALZ (2008): Bodenübersichtskarte 1:200.000 von Rheinland-Pfalz. Mainz.

LGB-RLP= LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU RHEINLAND-PFALZ (2009): Bodenflächendaten 1:200.000 von Rheinland-Pfalz – thematische Auswertungen der Wasserhaushaltsparameter nutzbare Feldkapazität 1 Meter Tiefe. Mainz.

LINDNER, M. (1998): Wirkung von Klimaveränderungen in mitteleuropäischen Wirtschaftswäldern. *Dissertation an der Universität Potsdam bzw. PIK Report **46***. Potsdam. 111 S.

LINDNER, M. (1999): Waldbaustrategien im Kontext möglicher Klimaänderungen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **118**: 1-13.

LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S., KREMER, A., BARBATI, A., GARCIA-GONZALO, J., SEIDL, R., DELZON, S., CORONA, P., KOLSTRÖMA, M., LEXER, M. J. & MARCHETTI, M. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* **259**: 698-709.

LINKE, C., KREIENKAMP, F. & LORENZ, P. (2010): Leitlinien zur Interpretation regionaler Klimamodelldaten. *Bund-Länder-Fachgespräch "Interpretation von Regionalen Klimamodelldaten"*: *http://klimawandel.hlug.de /fileadmin/dokumente/klima/fachgespraech/Leitlinien_zur_Interpretation-reg-KMD-05-2011.pdf* (15.09.2010).

LITSCHEL, J. & SCHRAMM, E. (2010): Welchen Wald brauchen wir für die Klimaanpassung? *AFZ - DerWald* **17**: 34.

LÜPKE, B. v. (2004): Mischwälder als Mittel zur Risikominderung und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. In: DEUTSCHER FORSTVEREIN E.V. (Hrsg.): „Jahrestagung Forstwirtschaft im Dialog...gemeinsam die Zukunft gestalten“. 25.-28. Sep. 2003. Mainz. Tagungsband: 364-376.

LÜPKE, B. v. (2009): Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaänderung in Deutschland. *Forstarchiv* **80 (3)**: 67-75.

LWF = BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (2008): Zusammenfassung des Workshops „Die Douglasie – Perspektiven im Klimawandel“ am 14. Dez. 2007. *LWF Wissen*: 93-98.

MAKKONEN-SPIECKER, K. & KOHNLE, U. (2012): Die Douglasie: Leistungsträgerin und Migrantin. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **163 (3)**: 69.

MANTHEY, M. & BOX, O.E. (2007): Realized climatic niches of deciduous trees: comparing western Eurasia and eastern North America. *Journal of Biogeography* **34**: 13.

MANTHEY, M., LEUSCHNER, C. & HÄRDTLE, W. (2007): Buchenwälder und Klimawandel. *Natur und Landschaft* **82 (9/10)***:* 441-445.

MARTINEZ-MAIER, A., SANCHEZ, L., PASTORINO, M., GALLO, L. & ROZENBERG, P. (2008): What is hot in tree rings? – The wood density of surviving Douglas-firs to the 2003 drought and heat wave. *Forest ecology and Managment* **256**: 837-843.

MARTONNE, E. D. (1926): Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité. *La Météorologie* **2**: 449-458.

MATTHES, U. (1998): Waldökologische Analyse und Bewertung von Umbaummaßnahmen im bayerischen Saatswald als Beitrag für eine naturnahe Forstwirtschaft. *Dissertation an der Ludwigs-Maximilians-Universität München*. Herbert Utz Verlag Wissenscahft. München. 208 S.

MATTHES, U., JÄGER, M., WINTER, M.-B., REEG, T., BIELING, C., OELKE, M. & KONOLD, W. (2013): *Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP) – Methoden und Ergebnisse der Stakeholderanalyse.* Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen. Trippstadt. In Vorbereitung.

MATTHES, U., VASCONCELOS, A.C., KONOLD, W., GRIGORYAN, G., CASPER, M., SAUER, T., SPIES, E.-D., TINTRUP, G., TRAPP, M., BUSE, J., GRIEBELER, E.M., SEITZ, A., KRAUS, C. & BÜCKING, M. (2009): Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz. Projekt zur Vulnerabilitätsanalyse und zur Entwicklung landesspezifischer Strategien zur Anpassung. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* **43 (2)**: 57-69.

MÁTYÁS, C. (1996): Climatic adaption of trees: rediscovering provenance tests. *Euphytica* **92**: 45-54.

MÁTYÁS, C. (2006): Migratory, Genetic and Phenetic Response Potenzial of Forest Tree Populations Facing Climate Change. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **2**: 33-46.

MÁTYÁS, C., BERKI, I., CZÚCZ, B., GÁLOS, B., MÓRICZ, N., RASZTOVITS, E. (2010): Future of Beech in Southeast Europe from the Perspective of Evolutionary Ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **6**: 91-110.

MAURER,W. D. (2005): Ergebnisse genetischer Untersuchungen an Vorkommen der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco) in Rheinland-Pfalz. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* **55**. Trippstadt: 165-196.

MAURER, W.D. & HAASE, B. (2011): Douglasie – Neophyt oder Baum der Zukunft? – Richtige Herkunftswahl: Basis des waldbaulichen Erfolges: *http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/downloads/ Veroeffentlichungen/Seminar_2-4-6.pdf* (17.06.2011).

MAURER, W.D. & TABEL, U. (2000): Einrichtung und Bewirtschaftung forstlicher Generhaltungsbestände am Beispiel der Buche (*Fagus sylvatica*. L.) in Rheinland-Pfalz (Deutschland). *Forest, Snow and Landscape Research* **75 (1/2)**: 213-225.

MAYER, H. (1984): *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Fischer. 3. Auflage. Stuttgart. 514 S.

McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D.G. & Yepez, E.A. (2008): Mechanism of plant survival and mortalitiy during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* **178**: 719-739.

Meinardus, C. & Bräuning, A. (2011): Zur Trockenstresstoleranz von Eichen und Buchen – Erholungsreaktionen der Rotbuche und der Traubeneiche nach Dürrejahren. *LWF Aktuell* **85**: 9-11.

Menzel, A. (2006): Zeitliche Verschiebungen von Austrieb, Blüte, Fruchtreife und Blattverfärbung im Zuge der rezenten Klimaerwärmung. *Forum für Wissen*: 47-53.

Metzler, B. (2010): Waldschutzaspekte bei Douglasie. *FVA-einblick+* **14 (3)**: 6-8.

Michiels, H.-G. (2009): Ökologischer Steckbrief und Waldbauliche Bewertung der Buche. *Forst und Holz* **64 (9)**: 18-21.

Michiels, H.-G., Hanewinkel, M., Cullmann, D. & Aldinger, E. (2010): Dynamisierte Baumarteignung – mit dem Wald von heute in das Klima zur Mitte des 21. Jahrhunderts. „Workshop der BfN Biodiversität und Klimawandel – Vernetzung der Akteure in Deutschland VII". 29.Aug.-01 Sept. 2010. Insel Vilm.

Milad, M., Schaid, H., Bürgi, M. & Konold, W. (2011): Climate change and Nature Conservation in Central Europe forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* **261**: 829-843.

Milad, M., Schaich, H., Konold, W. (2012): How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation*: *In Druck.*

Millar, C.I., Stephenson, N.L. & Stephens, S.L. (2007): Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertaintiy. *Ecological Applications* **17 (8)**: 2145-2151.

MLWF-RLP = Ministerium für Landswirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (1980): *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung (zur FA* 72). Mainz. 255 S.

Moshammer, R. (2006): Vom Inventurpunkt zum Forstbetrieb. *AFZ - DerWald* **21**: 1164-1165.

Moshammer, R., Rötzer, T. & Pretzsch, H. (2009): Analyse der Waldentwicklung unter veränderten Umweltbedingungen – Neue Informationen für die Forstplanung durch Kopplung von Modellen am Beispiel des Forstbetriebes Zittau. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **8**: 63-71.

Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., Vuuren, D.P. v., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P. & Wilbanks, T.J. (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* **463**: 747-756.

Muck, P., Borchert, H., Hahn, J., Immler, T., Joos, A., Konnert, M., Walentowski, H. & Walter, A. (2009): Die Rotbuche – Mutter des Waldes. *LWF Aktuell* **69**: 54-57.

MUF-RLP = Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2003): *Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz 2003*. Mainz. 37 S.

MUF-RLP = Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2004): *Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz 2004*. Mainz. 40 S.

MUFV-RLP = Ministerium für Umwelt Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2007): *Klimabericht Rheinland-Pfalz*. Mainz. 186 S.

MUFV-RLP = Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2008a): Dauerbeobachtungsflächen (DBF): *http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/DBFL/forschung.html* (05.08.2008).

MUFV-RLP = Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2008b): Waldbodenzustandserhebung (BZE): *http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3015&L=0* (05.08.2008).

MUFV-RLP = Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2010): Dauerbeobachtungsflächen: *http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3018&L=0* (25.01.2010).

MUFV-RLP = Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2011): Unser Wald: *http://www.wald-rlp.de/index.php?id=3* (13.08.2011).

MULEWF-RLP = MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG, WEINBAU UND FORSTEN (2012): Unser Wald: *http://www.wald-rlp.de/index.php?id=3* (01.10.2012).

MÜLLER, M., SEIFERT, S., VORNAM, B. & FINKELDEY, R. (2012): Genetische Variation der Buche *(Fagus sylvatica L.)* entlang eines Umweltgradienten. In: TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN (Hrsg.): „Forstwissenschaftliche Tagung – Wald-Umwelt-Energie". 19.-22. Sept. 2012. München und Freising. Tagungsband: 62.

MÜLLER-KROEHLING, S., WALENTOWSKI, H., BUßLER, H. & KÖLLING, C. (2009): Natürliche Fichtenwälder im Klimawandel – Hochgradig gefährdete Ökosysteme. *LWF Wissen* **63**: 70-85.

MÜLLER-STARCK, G. & MAURER, W.D. (2004): Genetische Charakterisierung einheimischer Eichenarten auf der Basis rheinland-pfälzischer Herkunftsverusche und Bestandesstichproben – Antworten und offene Fragen. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* ***52***. Trippstadt: 81-101.

MWKEL-RLP = MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ, ENERGIE UND LANDESPLANUNG RHEINLAND-PFALZ (2012): Klimawandelinformationssystem (kwis-rlp): *http://www.kwis-rlp.de/index.php?id=6867* (04.03.2012).

NEOPHYTOU, C. (2012): Genetische Differenzierung innerhalb von und zwischen Beständen der Stiel- und der Traubeneiche im Oberrheingraben – Erste Ergebnisse eines INTERREG-Projekts. *Forstarchiv* **83 (1)**: 34-40.

NINEMETS, U. & VALLADARES, F. (2006): Tolerance to shade, drougth, and waterlogging of temperate northern hemisphre trees and shrubs. *Ecological Monographs* **76 (4)**: 521-547.

NOTHDRUFT, A., WOLF, T., RINGELER, A., BÖHNER, J. & SABOROWSKI, J. (2012): Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. *Forest Ecology and Management* **279**: 97-111.

OGDEN, A.E., & INNES, J.L. (2009): Application of structured decision making to an assessment of climate change vulnerabilities and adaptation options for sustainable forest management. *Ecology and Society* **14(1)**: 11.

OLEKSYN, J., TJOELKER, M.G. & REICH, P.B. (1998): Adaptation to Changing Environment in Scots Pine Populations across a Latitudinal Gradient. *Silva Fennica* **2 (32)**: 129-140.

PEARSON, R. & DAWSON, T. (2003): Predicting the impacts of climate changes on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* **12**: 361-371.

PEARSON, R.G., DAWSON, T.P., BERRY, P.M. & HARRISON, P.A. (2002): SPECIES: a spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling* **154**: 289-300.

PEFC = PROGRAMME FOR THE ENDORSEMENT OF FOREST CERTIFICATION SCHEMES - ARBEITSGRUPPE RHEINLAND-PFALZ (2010): 3. Regionaler Waldbericht Rheinland-Pfalz. Mainz. 161 S.

PEREIRA, J.S., CHAVES, M.-M., CALDEIRA, M.-C. & CORREIA, A.V. (2006): Water availability and productivity. In: MORISON & MORECROFT (Hrsg.): *Plant Growth and Climate Change*. Blackwell. Oxford: 118-146.

PETERCORD, R. (2009): Waldschutz und Klimawandel – "Wettlauf" mit Schädlingen? *LWF Wissen* **63**: 61- 69.

PETERCORD, R. & LOBINGER, G. (2011): Eichensterben in Franken – Waldschutz im Klimawandel: alte Bekannte, neue Herausforderungen. *AFZ - DerWald* **66 (13)**: 22-23.

PETERCORD, R., VEIT, H., DELB, H. & SCHRÖTER, H. (2008): Forstinsekten im Klimawandel – alte Bekannte mit neuem Potenzial? *FVA-einblick+* **1**: 36-39.

PETRI, H. (1986): Zum Douglasienanbau in Rheinland-Pfalz - Stand und Konzeption. *Allgemeine Forst Zeitschrift* **34/35**: 859-865.

POJAR, J., KLINKA, K. & MEIDINGER, D. (1987): Biogeoclimatic ecosystem classification in British Columbia. *Forest Ecology and Management* **22**: 119-154.

PRETZSCH, H. (1992): Zunehmende Unstimmigkeit zwischen erwartetem und wirklichem Wachstum unserer Waldbestände: Konsequenzen für zukünftige ertragskundliche Informationssysteme. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **111**: 366-382.

PRETZSCH, H. (2004): Rein- und Mischbestände unter dem Einfluss von Störfaktoren: Elastizität und Resilienz des Zuwachses. In: DEUTSCHER FORSTVEREIN E.V. (Hrsg.): *„Jahrestagung Forstwirtschaft im Dialog...gemeinsam die Zukunft gestalten".* 25.-28. Sep. 2003. Mainz. Tagungsband: 382-395.

PRETZSCH, H. (2009): Produktivitätsrelation zwischen Fichte und Fichte/ Buche – Konsequenzen angesichts des Klimawandels. *LWF Wissen* **63**: 43-55.

PRETZSCH, H. & DURSKY, J. (2002): Growth reaction of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) to possible climatic changes in Germany – A Sensitivity Study. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **121**: 145-154.

PRETZSCH, H. & SPELLMANN, H. (1994): Leistung und Struktur des Douglasien-Durchforstungsversuchs Lonau 135 - Waldwachstumskundliche Ergebnisse nach fast 90-jähriger Beobachtung. *Forst und Holz* **49**: 64-69

PRETZSCH, H., BIBER, P. & DURSKY, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* **162**: 3-21.

PRETZSCH, H., BIBER, P. & MOSHAMMER, R. (2005): Einsatz von Wuchsmodellen. Prognose der Waldentwicklung auf Landesebene. *AFZ - DerWald* **4**: 200-203.

PRETZSCH, H., GROTE, R., REINEKING, B., RÖTZER, T. & SEIFERT, S. (2007): Models for Forest Ecosystem Management – a European Perspective. *Annals of Botany* **101 (8)**: 1-23.

PRIETZEL, J. & BACHMANN, S. (2011): Verändern Douglasien Wasser und Boden? – Bayernweite Studie zu ökologischen Aspekten bestätigen Erwartetes und enthüllen Unerwartetes. *Wald-Wissenschaft-Praxis* **84**: 50-52.

PROBST, M. (2011a): Die Rotbuche - Wald & Genetik. *Forstzeitung – Magazin für Wald, Forstwirtschaft und Landschaft, Forsttechnik, Wildbach- und Lawinenverbauung, Jagdwirtschaft, vormals Österreichische Forstzeitung* **122 (3)**: 36-37.

PROBST, M. (2011b): Die Waldkiefer: Wald und Genetik. *Forstzeitung – Magazin für Wald, Forstwirtschaft und Landschaft, Forsttechnik, Wildbach- und Lawinenverbauung, Jagdwirtschaft, vormals Österreichische Forstzeitung* **122 (2)**: 32-33.

PROFFT, I. & FRISCHBIER, N. (2008): Möglichkeiten und Grenzen der Integration von Klimaszenarien in forstlichen Anpassungsstrategien an der Klimawandel. *Forst und Holz* **63 (9)**: 22-27.

PROFFT, I., SEILER, M. & ARENHÖVEL, W. (2007): Die Zukunft der Fichte in Thüringen von dem Hintergrund des Klimawandels. *Forst und Holz* **62 (2)**: 19-25.

PYATT, D.G. & SUAREZ, J.C. (1997): An Ecological Site Classification for forestry in Great Britain: with special reference to grampian Scotland. *Forestry Commission Technical Paper* **20**. Edinburgh. 96 S.

PYATT, D.G., RAY, D. & FLETCHER, J. (2001): An Ecological Site Classification for forestry in Great Britain. *Forestry Commission Bulletin 124*. Edinburgh. 74 S.

QUACK, M. (2001): Molekulargenetische Untersuchungen an ausgewählten Vorkommen von Buche (*Fagus sylvatica*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*) zwecks genetischer Charakterisierung dieser Vorkommen sowie Erfassung ihrer genetischen Differenzierung. *Forschungsbericht der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz und Universität Trier (Fachbereich VI-Biogeographie)*. Trippstadt, Trier. 48 S.

REBETEZ, M. & KIENAST, F. (2005): Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Eichenwälder. *Schriftenreihe Umwelt* **383**: 33-34.

RENNENBERG, H., SEILER, W., MATYSSEK, R., GESSLER, A. & KREUZWIESER, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **175 (10/11)**: 210-224.

REIF, A., BRUCKER, U., KRATZER, R., SCHMIEDINGER, A. & BAUHUS, J. (2010a): Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes. *Bundesamt für Naturschutz - Skripten **272***. 124 S.

REIF, A., BRUCKER, U., KRATZR, R., SCHMIEDINGR, A. & BAUHUS, J. (2010b): Waldbewirtschaftung in Zeiten des Klimawandels. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **42**: 261-266.

REITER, P. (2010): Entwicklung eines modellbasierten Verfahrens zur Abschätzung der durch den Klimawandel erwarteten Veränderungen des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Rheinland-Pfalz. *Diplomarbeit an der Universität Trier*. Trier. 103 S.

REYER, C., LASCH, P. & GUTSCH, M. (2012): Simulated forest productivity and biomass changes under global change. *"International Conference Tackling Climate Change: the contribution of forest scientific knowledge"*. 21. - 24. Mai 2012. Tours (Frankreich). Tagungsband: 56.

RIGLING, A., BRANG, P., BUGMANN, H., KRÄUCHI, N., WOHLGEMUTH, T. & ZIMMERMANN, N. (2008): Klimawandel als Prüfstein für die Waldbewirtschaftung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **159**: 316-325.

RIGLING, A., DOBBERTIN, M., BÜRGI, M., GIMMI, U., GRAF PANNATIER, E., GUGERLI, F., HEINIGER, U., POLOMSKI, J., REBETEZ, M., RIGLING, D., WEBER, P., WERMELINGER, B. & WOHLGEMUTH, T. (2006): Verdrängen Flaumeichen die Walliser Waldföhren?. *Merkblatt für die Praxis der WSL* **41**. 16 S.

RINGLEB, F. (1947): Die hygrische Kontinentalität im Klima West- und Nordwestdeutschlands. *Meteorologische Rundschau* **1 (3/4)**: 87-95.

ROLOFF, A. & GRUNDMANN, B. (2008): Klimawandel und Baumarten – Verwendung für Waldökosysteme. *Forschungsstudie des Instituts für Forstzoologie – Technische Universität Dresden und Stiftung Wald in Not.* Tharandt. 46 S.

ROQUES, A. (2010): *Review of present and potenzial insect pests affecting Douglas-fir in Europe in a context of global change*. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate". 18.- 20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 20.

ROSE, L., LEUSCHNER, C., KÖCKEMANN, B. & BUSCHMANN, H. (2009): Are marginal beech (*Fagus sylvatica* L.) provenances a source for drought tolerant ecotypes? *European Journal of Forest Research* **128**: 335-343.

ROZENBERG, P., SANCHEZ, L., DALLA-SALDA, G., MARTINEZ-MEIER, A., SERGENT, A.S., RUIZ-DIAZ, M., MARIN, S. & BASTIEN, J.C. (2010): *Tree-ring analysis of adaption to drought in Douglas-fir*. In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG UND FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.): „International Conference Opportunities and risks for Douglas fir in changing climate". 18.-20. Okt. 2010. Freiburg. Tagungsband: 14-15.

ROZENBERG, P., SERGENT, A.-G., DALLA-SALDA, G., MARTINEZ-MEIER, A., MARIN, S., RUIZ-DIAZ, M., BASTIEN, J.C., SANCHEZ, L. & BRÉDA, N. (2012): Retrospektive Analyse der Anpassung der Douglasie an die Trockenheit. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **163 (3)**: 88-95.

RÖHLE, H.R., GEROLD, D. & GEMBALLA, R. (2010): Beziehungen zwischen Klima und Zuwachs, dargestellt am Beispiel von Fichte, Kiefer und Buche in Sachsen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **181 (1/2)**: 21-35.

RÖTZER, T. (2006): Vom Baum zum Bestand. *AFZ - DerWald* **21**: 1160-1161.

RÖTZER, T. & MOSHAMMER, R. (2008): Waldentwicklungsszenarien für die Dübener Heide. *Forst und Holz* **63 (10)**: 18-22.

RÖTZER, T., GROTE, R. & PRETZSCH, H. (2005): Effects of environmental changes on the vitality of forest stands. *European Journal of Forest Research* **124**: 349-362.

RÖTZER, T., SEIFERT, T., GAYLER, S., PRIESACK, E. & PRETZSCH, H. (2012): Effects of Stress and Defence Allocation on Tree Growth – Simulation Results at the Individual and Stand Level. In: MATYSSEK, R., SCHNYDER, H., OßWALD, W., ERNST, D., MUNCH, J.C., PRETZSCH, H. (Hrsg.): *Growth and Defence in Plants – Resource Allocation at Multiple Scales*. Springer. Heidelberg: 401-432.

RUTISHAUSER, U. (2006): Klimaänderung – Ein neuer Unsicherheitsfaktor beim Waldbau. *Zürcher Wald* **4**: 20-23.

SAUER, T. (2009): Modellierung von Bodenwasserhaushalt und Abflussprozessen auf der Plotskala in Abhängigkeit von Substrat und Landnutzung. *Dissertation an der Universität Trier*. Trier. 269 S.

SCHLUTOW, A., PROFFT, I. & FRISCHBIER, N. (2010): Das BERN-Modell als Instrument zur Einschätzung der Angepassheit von Waldgesellschaften und Baumarten an den Klimawandel in Thüringen. *Forst und Holz* **64 (4)**: 31-35.

SCHMIEDINGER, A., BACHMANN, M., KÖLLING, C. & SCHIRMER, R. (2009): Verfahren zur Auswahl von Baumarten für Anbauversuche vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* **80 (1)**: 15-22.

SCHRÖDER, J., LÖFFLER, S., MICHEL, A., KÄTZEL, R., LÖFFLER, S. & MÜLLER, K. (2009): Genetische Differenzierung, Zuwachsentwicklung und Witterungseinfluss in Mischbeständen von Traubeneiche und Kiefer. *Forst und Holz* **64 (3)**: 18-24.

SCHRÖTER, H., DELB, H., JOHN, R., METZLER, B. & MÖSCH, S. (2012): Waldschutzsituation 2011/2012 in Rheinland-Pfalz. *AFZ - DerWald* **7**: 16-19.

SCHULLA, J. (2010): schriftliche Mitteilung vom 4. Dez. 2010.

SCHULLA, J. & JASPER, K. (2007): *Model Description* WASIM-ETH. Zürich. 167 S.

SCHULTZE, B., KÖLLING, C., DITTMAR, C., RÖTZER, T. & ELLING, W. (2005): Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushalts von Waldböden in Bayern: Modellierung, Regression, Regionalisierung. *Forstarchiv* **76**: 155-163.

SCHULZ, R. (2012): schriftliche Mitteilung vom 01. Juli. 2012.

SCHULZ, R. & ASCHE, N. (2008): Regionales Wasserhaushaltmodell auf Bundesebene übertragbar? – Klima, Standort, Wald. *AFZ - DerWald* **1**: 20-24.

SCHUNK, C., LEUCHNER, M. & MENZEL, A. (2009): Waldbrand – Historische, aktuelle und zukünftige Bedeutung in Bayern. *LWF Aktuell* **72**: 30-31.

SCHÜTZ, J.-P. (2009): Die Prinzipien des naturnahen Waldbaus sind auch bei Klimawandel gültig (Essay). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **160**: 68-73.

SCHWÄRZEL, K., J. , HÄNTZSCHEL, A., MENZER, U., SPANK, F., CLAUSNITZER, B., KÖSTNER, C., BERMHOFER & FEGER, K.H. (2009): Modellierung und Regionalisierung des Standortswasserhaushalts vom Wäldern im Mittelgebirge. *Freiburger Forstliche Forschung* **82:** 123-134.

SEEGMÜLLER, S. (2005): Die Forst-, Holz- und Papierwirtschaft in Rheinalnd-Pfalz. In: FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* **57**. Trippstadt. 61 S.

SPATHELF, P., BILKE, G., BOLTE, A., FOOS, E., HÖPPNER, K., IBISCH, P.L., KÄTZEL, R., LUTHARDT, M.E., NUSKO, N. & STEINHARDT, U. (2008): Eberswalder Erklärung. *AFZ - DerWald* **23**: 1254-1255.

SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2007): *Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 (2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2).* Umweltbundesamt. Postdam. 149 S.

SPELLMANN, H. (2008): Die Kiefer - ein Auslaufmodell? In: NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hrsg.): „Fachtagung Baum des Jahres 2007 - Die Waldkiefer". 23.-24. Mai 2007. Gartow. Tagungsband: 63-78.

ST. CLAIR, J.B. & HOWE, G.T. (2007): Genetic maladaptation of coastal Douglas-fir seedlings to future climate. *Global Change Biology* **13**:1441-1454.

STIMM, B. & DONG, P.H. (2001): Der Douglasien-Herkunftsversuch Kaiserslautern nach neun Jahrzehnten Beobachtung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **3 (120)**: 173-186.

SUTMÖLLER, J., SPELLMANN, H., FIEBIGER, C. & ALBERT, M. (2008): Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf die Buchenwälder in Deutschland. *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt* **3**. Göttingen: 135- 158.

SUTMÖLLER, J., WAGNER, M., FIEBIGER, C. & MEESENBURG, H. (2012): Indikatorenanalyse zum Trockenstressrisiko ausgewählter Waldbestände Nordwestdeutschlands. In: TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN (Hrsg.): „Forstwissenschaftliche Tagung Wald-Umwelt-Energie". 19.-22. Sept. 2012. München und Freising. Tagungsband: 45.

SVENNING, J.-C. & SKOV, F. (2004): Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters* **7**: 565-573.

SYKES, M.T. & PRENTICE, I.C. (1995): Boreal forest futures: Modelling the controls on tree species range limits and transient responses to climate change. *Water, Air & Soil Pollution* **82 (1/2)**: 415-428.

SYKES, M. & PRENTICE,I. C. (1996): Climate change, tree species distribution and forest dynamics: A case study in the mixed conifer/northern hardwoods zone of northern Europe. *Climatic Change* **34**: 161-177.

SYKES, M.T., PRENTICE, I.C. & CRAMER, W. (1996): A bioclimatic model for the potential distributions of north european tree species under present and future climates. *Journal of Biogeography* **23(2)***:* 203- 233.

TEEPE, R., DILLING, H. & BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **166 (1)**: 111-119.

TEUFFEL, K. F. V. (2010): Naturnaher Waldbau und Klimawandel - Überlegungen zu möglichen Auswirkungen in Baden-Württemberg. *AFZ - DerWald* **21**: 33-36.

THOMAS, F.M. (2008): Recent advances in cause-effect research on oak decline in Europe. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* **3 (37):** 1-12.

THOMAS, F.M. (2012): Ökologische Risikofaktoren der Eiche in Mitteleuropa. "Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde – Eiche und Douglasie, Baumarten im Wald der Zukunft? Aktuelle Bilder im Raum Mittelmosel". 5.-28. April 2012. Treis-Kraden (Mosel).

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.

THOMASIUS, H. (1991): Möglich Auswirkungen einer Klimveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa. *Forstwissenschftlich Centralblatt* **110**: 305-330.

THOMPSON, R.S., ANDERSON, K. H. & BARTLEIN, P. J. (1999): Atlas of relations between climatic parameters and distributions of Important trees and shrubs in north America: *http://pubs.usgs.gov/pp/p1650-b/* (20.06.2010).

THUILLER, W., LAVOREL, S., ARAÚJO, M.B., SYKES, M.T. & PRENTICE, C. (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* **102 (23)**: 8245-8250.

TUROK, J., STARKE, R., ZIEHE, M. & HATTEMER, H.H. (1998): Genetische Differenzierung rheinland-pfälzischer Buchenbestände an Enzym-Genloci. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **169**: 126-135.

ULLRICH, T. (2009): Die Fichten-Karten von Hessen-Forst. *Forst und Holz* **64 (9)**: 22-24.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (1999): Digital representations of tree species range maps from "Atlas of United States Trees": *http://gec.cr.usgs.gov/data/atlas/little/* (22.06.2010).

VINER, D. (2002): A quantitative assessment of the sources of uncertainity in climate change assessment studies. In: BENISTON, M. (Hrsg.): *Climatic Change: Implications for the Hydrological Cycle and for Water Management*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands: 139-149.

VISNJIC´, C. & DOHRENBUSCH, A. (2004): Frostresistenz und Phänologie europäischer Buchenprovenienzen (*Fagus sylvatica* L.). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **175 (6)**: 101-108.

VOGEL-DANIELS, A. (1968): Die begrenzenden Standortsfaktoren für die Verbreitung der Fichte im Westen Europas. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **139 (12)**: 263-275.

VOGT, P., EGIDI, H., BOERBOOM, L., SCHÜLER, G., ONTRUP, G., MATTHES, U. & VASCONCELOS, A.C. (2012): REFORP – Regional multifunctional forest planning in Rhineland Palatinate. "FORESTCLIM *Final Conference"*. 14.-15. Nov. 2012. Liverpool. Tagungsband: 26.

WAGNER, S. & FISCHER, H. (2007): Klimawandel - wie reagiert der Waldbau?: *http://www.forstverein.de/gfx/REDAKTION/2007_2_wagner%282%29.pdf* (13.06.2009).

WAGNER, A. & GERLINGER, K. (2009): Anwendung des Programms INTERMET zur Interpolation von WETTREG-DATEN in Monats- und Tageszeitschritten im Rahmen des KlimLandRP-Projekts. *Arbeitspapier der Hydron-GmbH*. Karlsruhe.

WALENTOWSKI, H. (2008): Die Douglasie aus naturschutzfachlicher Sicht. *LWF Wissen* **59**: 67-69.

WALENTOWSKI, H. & FISCHER, A. (2010): Douglasie naturschutzfachlich betrachtet. *FVA-einblick* **14**: 18-20.

WALENTOWSKI, H., BOLTE, A., IBISCH, P.L., GLOGNER, K. & REIF, A. (2009): "Wald im Klimawandel" – Möglichkeiten der Risikominimierung: Konzeptpapier der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde. *Forst und Holz* **64 (9)**: 10-13.

WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2006): *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. Bayerische Landesanstalt für Wald- u. Forstwirtschaft (Hrsg.). Geobotanica. Freising. 441 S.

WALENTOWSKY, H., KÖLLING, C. & EWALD, J. (2007): Die Waldkiefer – bereit für den Klimawandel? *LWF Wissen* **57**: 37-46

WALTHER, G.-R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T. J.C., FROMENTIN, J.-M., HOEGH-GULDBERG, O. & BAIRLEIN, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389-395.

WATTENDORF, P., EHRMANN, O., KONOLD, W. (2010): Auswirkungen des Klimawandels auf geschützte Biotope in Baden-Württemberg. Culterra - Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg **57**, 226 S.

WERMELINGER, B., RIGLING, A., SCHNEIDER, M. & DOBBERTIN, M. (2008): Assessing the role of bark- and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Swiss Rhone valley. *Ecological Entomology* **33:** 239-249.

WESSOLEK, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse. Fachbereich Landschaftentwicklung, Technische Universität Berlin. Berlin. 170 S.

WOHLGEMUTH, T., BURGMANN, H., LISCHKE, H. & TINNER, W. (2006): Wie rasch ändert sich die Waldvegetation als Folge von raschen Klimaveränderungen? *Forum für Wissen:* 7-16.

WOLF, H. (2012): Austrieb und Reaktion auf Trockenstress von Bestandesnachkommen der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) aus Deutschland im Vergleich zu Provenienzen aus Nordamerika – Erste Ergebnisse. *Forstarchiv* **83 (2)**: 75-84.

WOLFF, B., HÖLZER, W., FRÖMDLING, D. & BONK, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW). *Abschlußbericht zum Verbundprojekt „Wälder und Forstwirtschaft Deutschlands im globalen Wandel: Strategie für eine integrierte Wirkungsanalyse und -bewertung" der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft.* Eberswalde. 89 S.

WÜHLISCH, G. v. (2012): Anpassungsfähigkeit von Buchen an den Klimawandel. *AFZ - DerWald* **13**: 22-24.

ZANG, C., ROTHE, A., WEIS, W. & PRETZSCH, H. (2011): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **182**: 98-112.

ZEBISCH, M., GROTHMANN, T., SCHRÖTER, D., HASSE, C., FRITSCH, U. & CRAMER, W. (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Umwelbundesamt. Dessau. 203 S.

ZIEGLER, C. (2011): Phänologische Beobachtungen an Buchen. *Natur in NRW* **1**: 9-15.

ZIMMERMANN, L., RASPE, S., SCHULZ, C. & GRIMMEISEN, W. (2008): Wasserverbrauch von Wäldern. *LWF Aktuell* **66:** 16-20.

ZIMMERMANN, N.E., BOLLIGER, J., GEHRIG-FASEL, J., GUISAN, A., KIENAST, F., LISCHKE, H., RICKEBUSCH, S. & WOHLGEMUTH, T. (2006): Wo wachsen die Bäume in 100 Jahren? *Forum für Wissen*: 63-71.

ZWEIFEL, R., ZIMMERMANN, L., ZEUGIN, F. & NEWBERY, D.M. (2006): Intra-annual radial growth and water relations of trees: implications towards a growth mechanism. *Journal of Experimental Botany* **57 (6)**: 1445-1459.

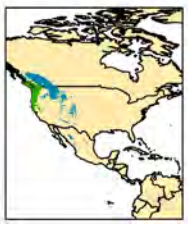
12 Anhänge

Anhang I: Natürliches Verbreitungsgebiet der Douglasie

Verbreitungsgebiet der Douglasie nach U.S GEOLOGICAL SURVEY (1999), unterteilt in die zwei genetischen Varietäten Inland und Küste nach GUGGER et al. (2010) sowie empfohlenen Samenzonen für Rheinland Pfalz nach LANDESFORSTEN-RLP (1998).

Verbreitungsgebiet der Douglasie (Pseudotsuga menziesii)

Samenzonen für RLP ("Erntegebiet")
Douglasie - Varietät Küste ("Küstenvarietät")
Douglasie - Varietät Inland



Anhang II: Darstellung der hergeleiteten zweidimensionalen Bioklima-Hüllen

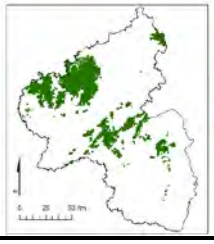
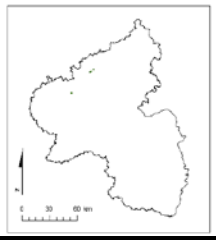
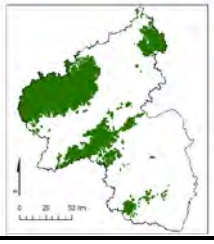
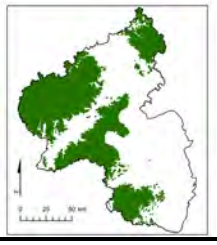
Buche

Referenz (1971-2000) Messdaten		Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
100. Perzentil	95. Perzentil		95. Perzentil	
Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag				
Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur in der Vegetationszeit x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur im meteorologischen Sommer x Niederschlag im meteorologischen Sommer (Jun/Jul/Aug)				

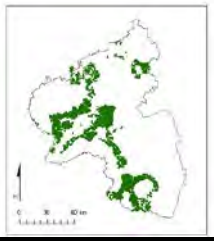
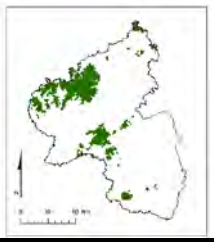
Traubeneiche

Referenz (1971-2000) Messdaten		Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
100. Perzentil	95. Perzentil		95. Perzentil	
Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag				
Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur in der Vegetationszeit x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur im meteorologischen Sommer x Niederschlag im meteorologischen Sommer (Jun/Jul/Aug)				

Fichte

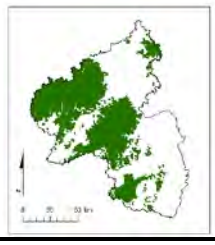
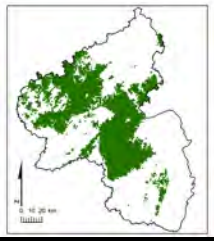
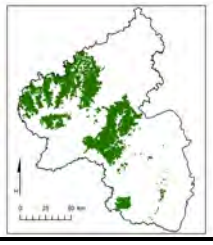
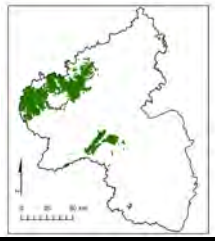
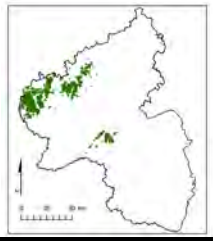
Referenz (1971-2000) Messdaten		Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
100. Perzentil	95. Perzentil		95. Perzentil	
Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag				
				
Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit				
				
Temperatur in der Vegetationszeit x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur im meteorologischen Sommer x Niederschlag im meteorologischen Sommer (Jun/Jul/Aug)				
				

Kiefer

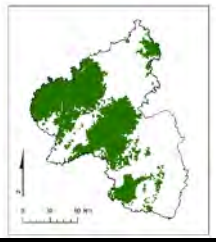
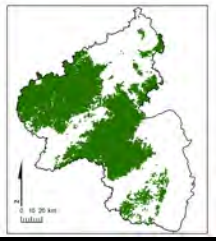
Referenz (1971-2000) Messdaten		Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
100. Perzentil	95. Perzentil		95. Perzentil	
Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag				
				
Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit				
				
Temperatur in der Vegetationszeit x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur im meteorologischen Sommer x Niederschlag im meteorologischen Sommer (Jun/Jul/Aug)				

Douglasie

„Küstenvarietät“

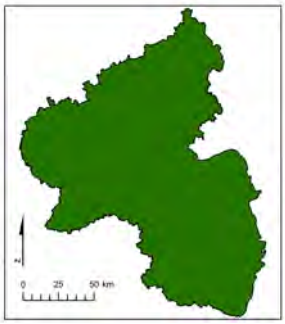
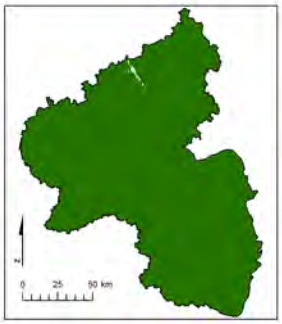
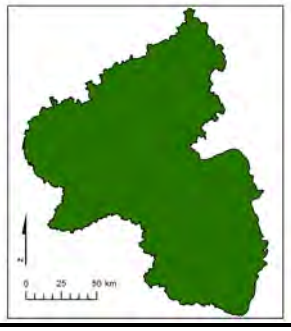
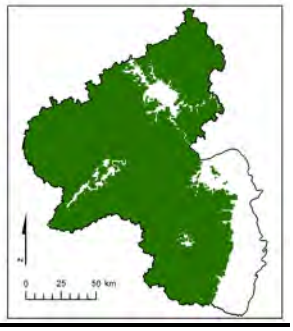
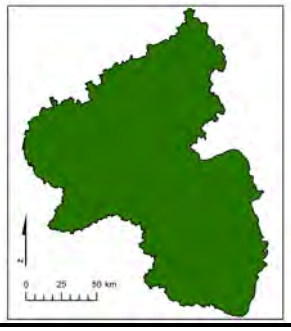
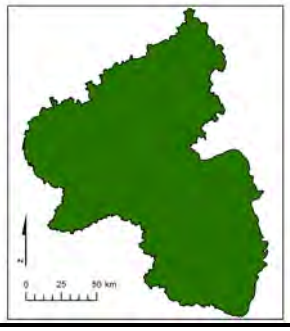
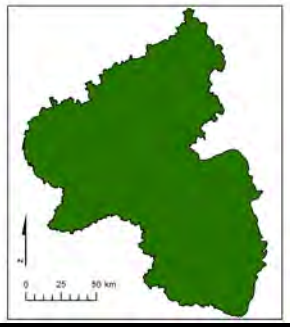
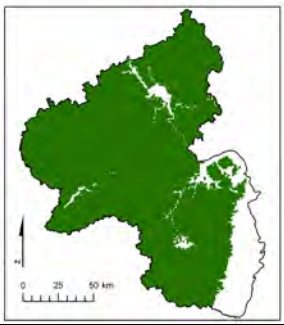
Referenz (1971-2000) Messdaten		Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
100. Perzentil	95. Perzentil		95. Perzentil	
Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag				
Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur in der Vegetationszeit x Niederschlag in der Vegetationszeit				
				
Temperatur im meteorologischen Sommer x Niederschlag im meteorologischen Sommer (Jun/Jul/Aug)				
				

„Erntegebiet“

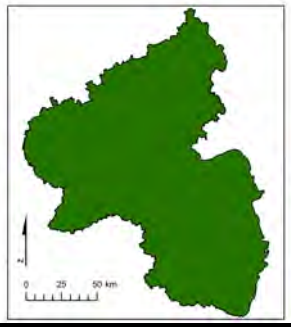
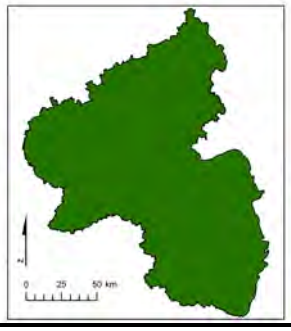
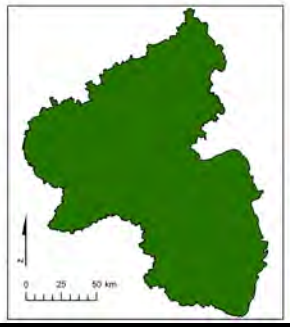
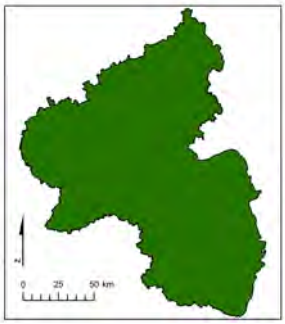
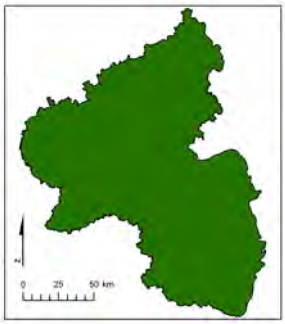
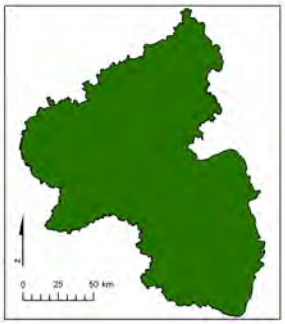
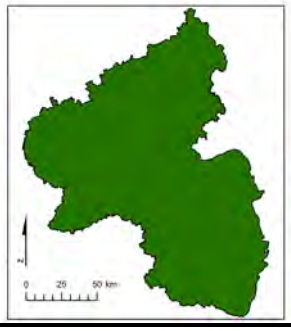
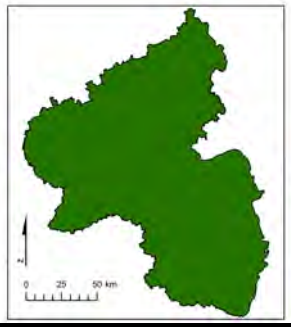
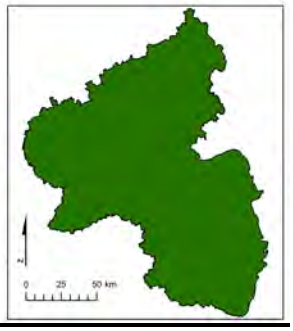
Referenz (1971-2000) Messdaten		Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
100. Perzentil	95. Perzentil		95. Perzentil	
Jahresmitteltemperatur x Jahresmittelniederschlag				
Jahresmitteltemperatur x Niederschlag in der Vegetationszeit				
Temperatur in der Vegetationszeit x Niederschlag in der Vegetationszeit				
				
Temperatur im meteorologischen Sommer x Niederschlag im meteorologischen Sommer (Jun/Jul/Aug)				
				

Anhang III: Darstellung der hergeleiteten eindimensionalen Bioklima-Hüllen

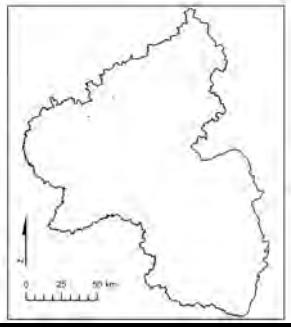
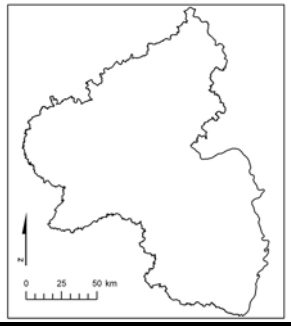
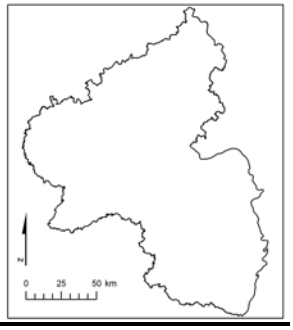
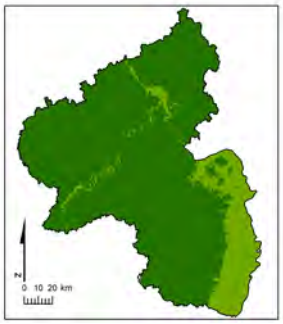
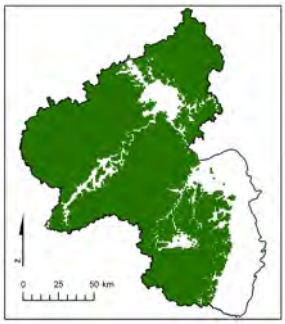
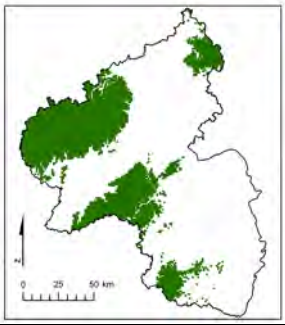
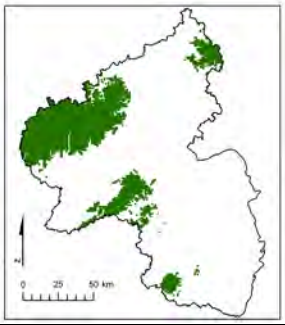
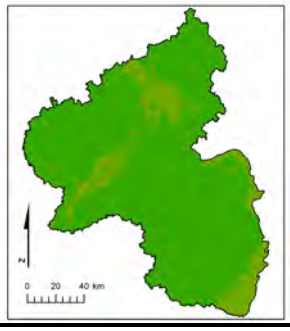
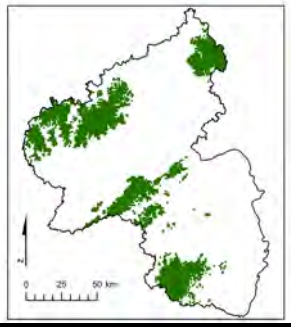
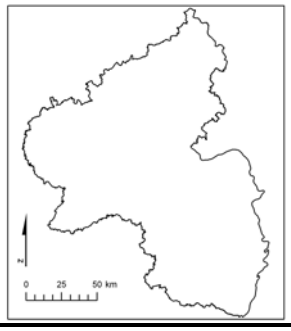
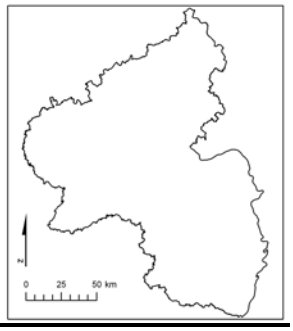
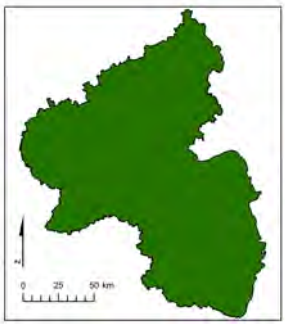
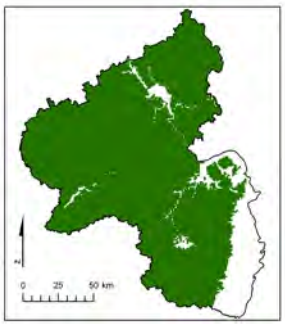
Buche

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
	99. Perzentil		
Wintermitteltemperatur			
			
Sommermitteltemperatur			
			
Januar Minimumtemperatur			
			
Juli Maximumtemperatur			
			
Perzentil: 100% 99% 95%			

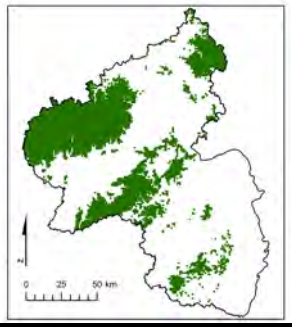
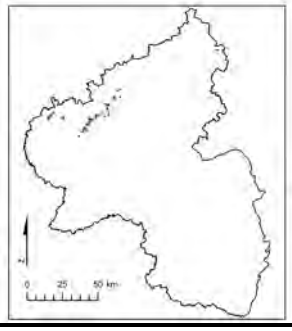
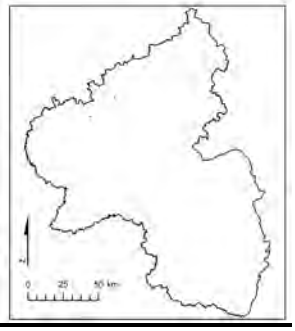
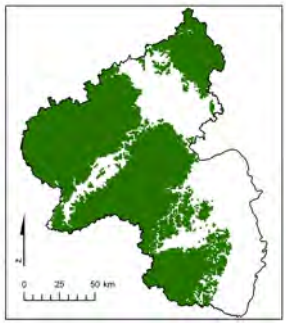
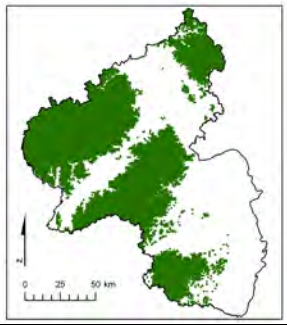
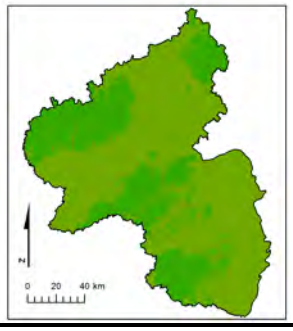
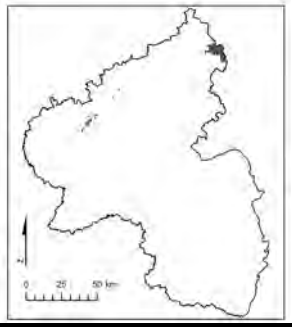
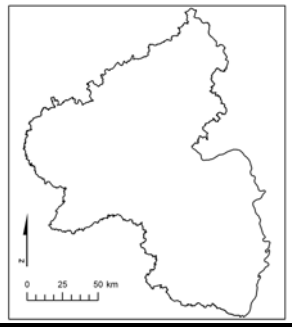
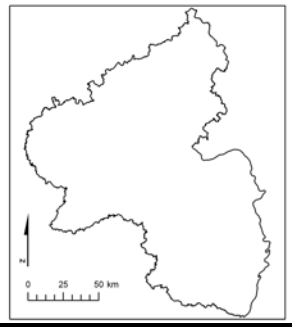
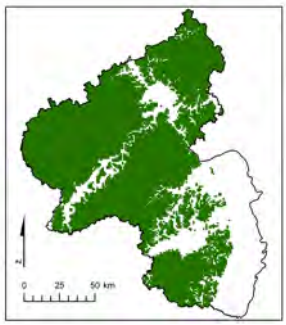
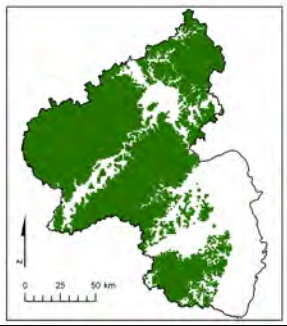
Traubeneiche

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
	99. Perzentil		
Wintermitteltemperatur			
			
Sommermitteltemperatur			
			
Januar Minimumtemperatur			
			
Juli Maximumtemperatur			
Perzentil:			

Fichte

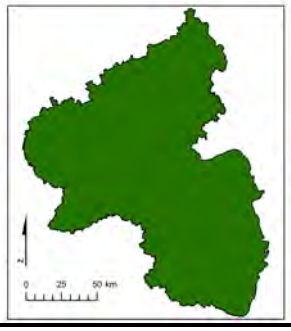
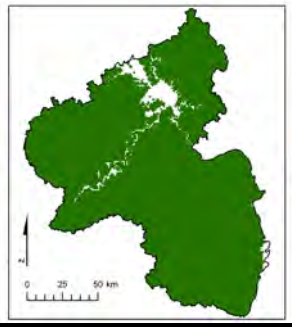
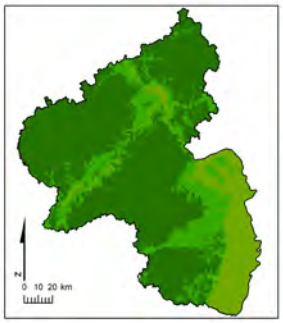
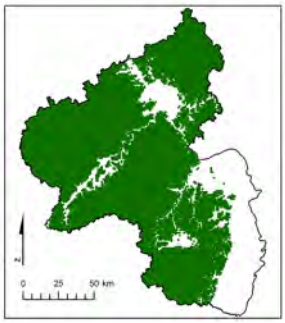
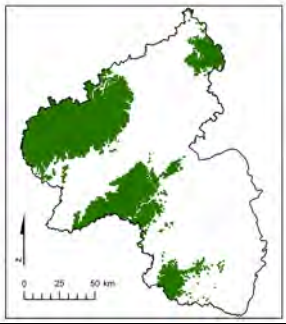
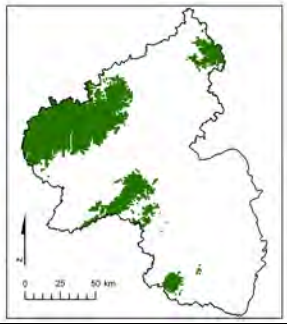
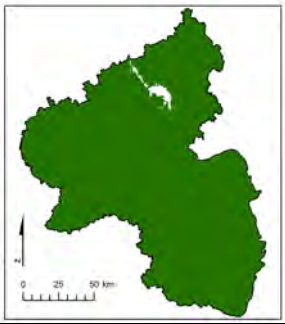
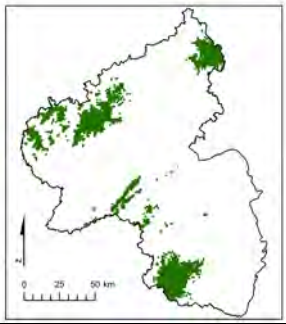
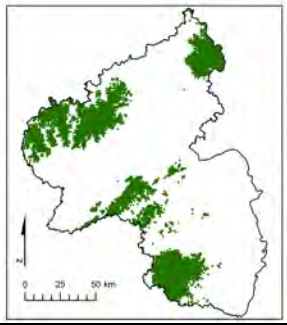
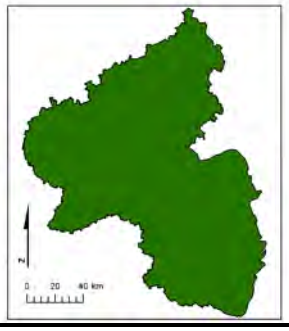
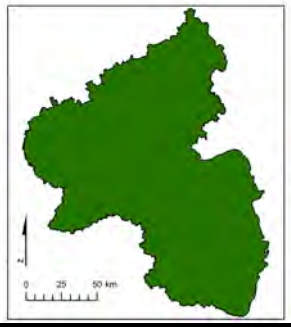
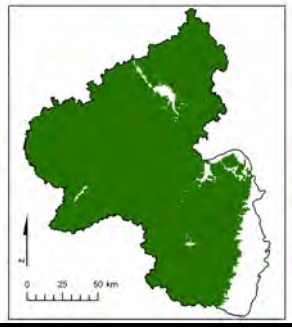
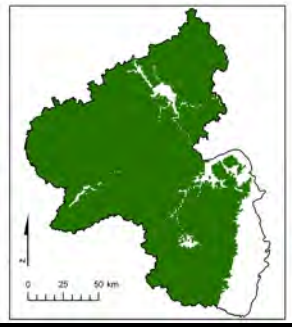
Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
	99. Perzentil		
Wintermitteltemperatur			
			
Sommermitteltemperatur			
			
Januar Minimumtemperatur			
			
Juli Maximumtemperatur			
			
Perzentil: 100% 99% 95%			

Kiefer

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
	99. Perzentil		
Wintermitteltemperatur			
			
Sommermitteltemperatur			
			
Januar Minimumtemperatur			
			
Juli Maximumtemperatur			
			
Perzentil: 100% 99% 95%			

Douglasie

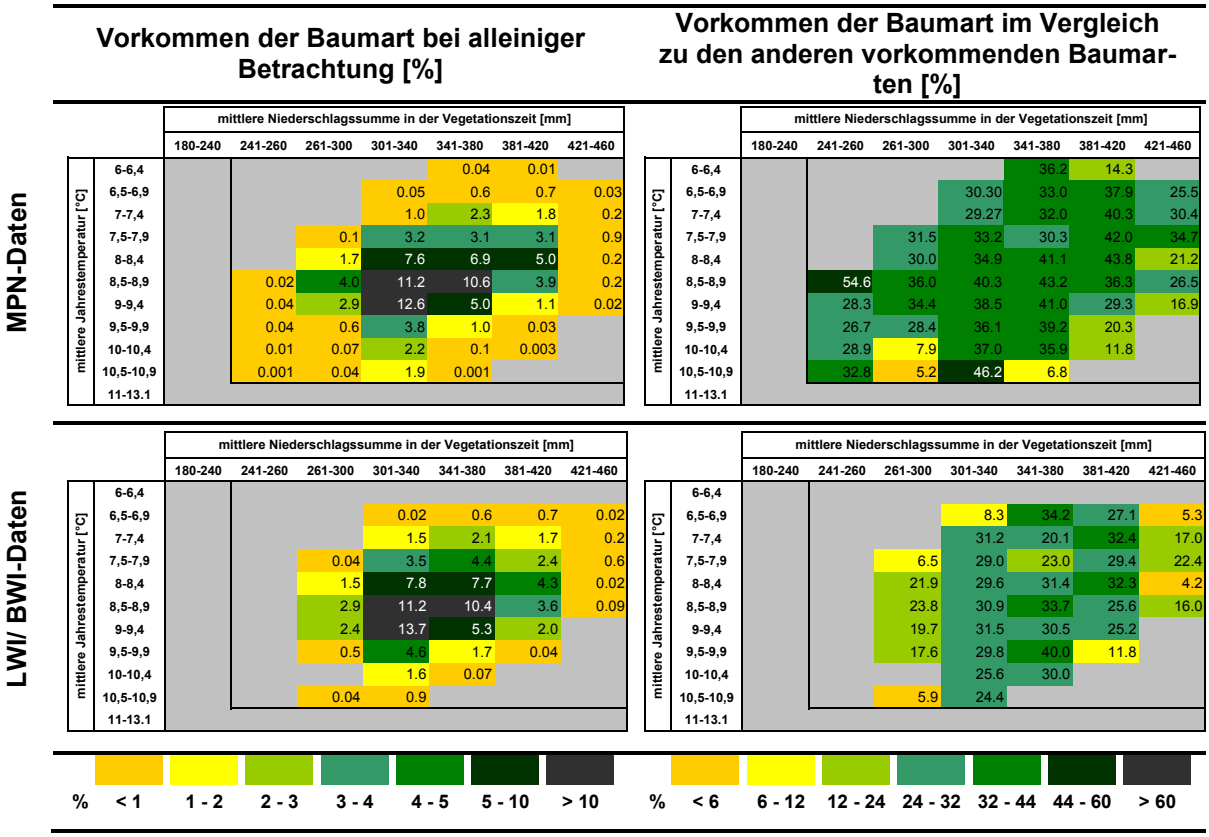
„Erntegebiet“

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
	99. Perzentil		
Wintermitteltemperatur			
			
Sommermitteltemperatur			
			
Januar Minimumtemperatur			
			
Juli Maximumtemperatur			
			
Perzentil: 100% 99% 95%			

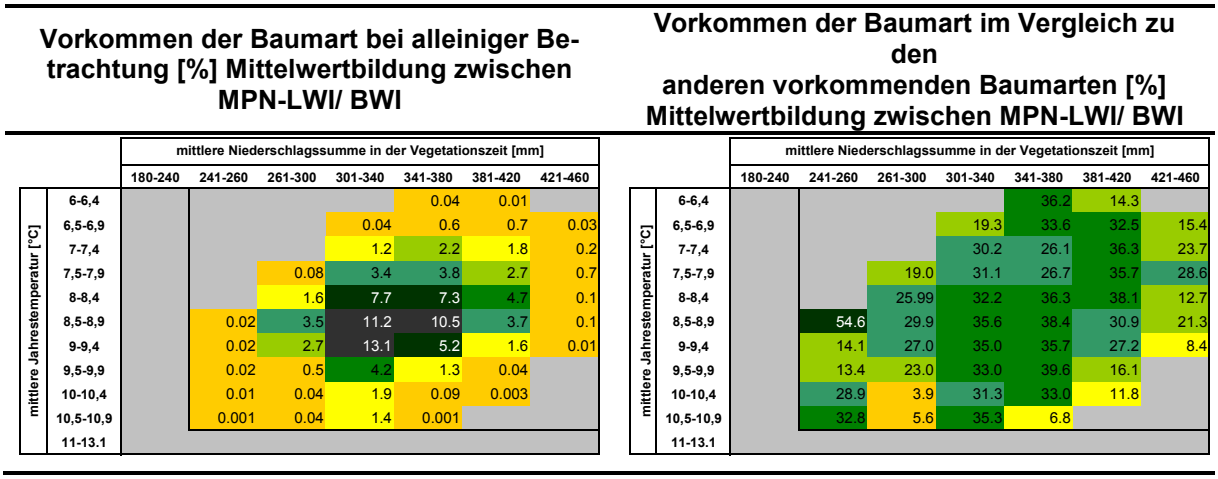
Anhang IV: Analyse der Häufigkeit des Vorkommens der fünf Hauptbaumarten entlang des rheinland-pfälzischen Klimagradienten

Buche

a) Vorkommensanalyse mittels der separaten Datensätze MPN und LWI/ BWI

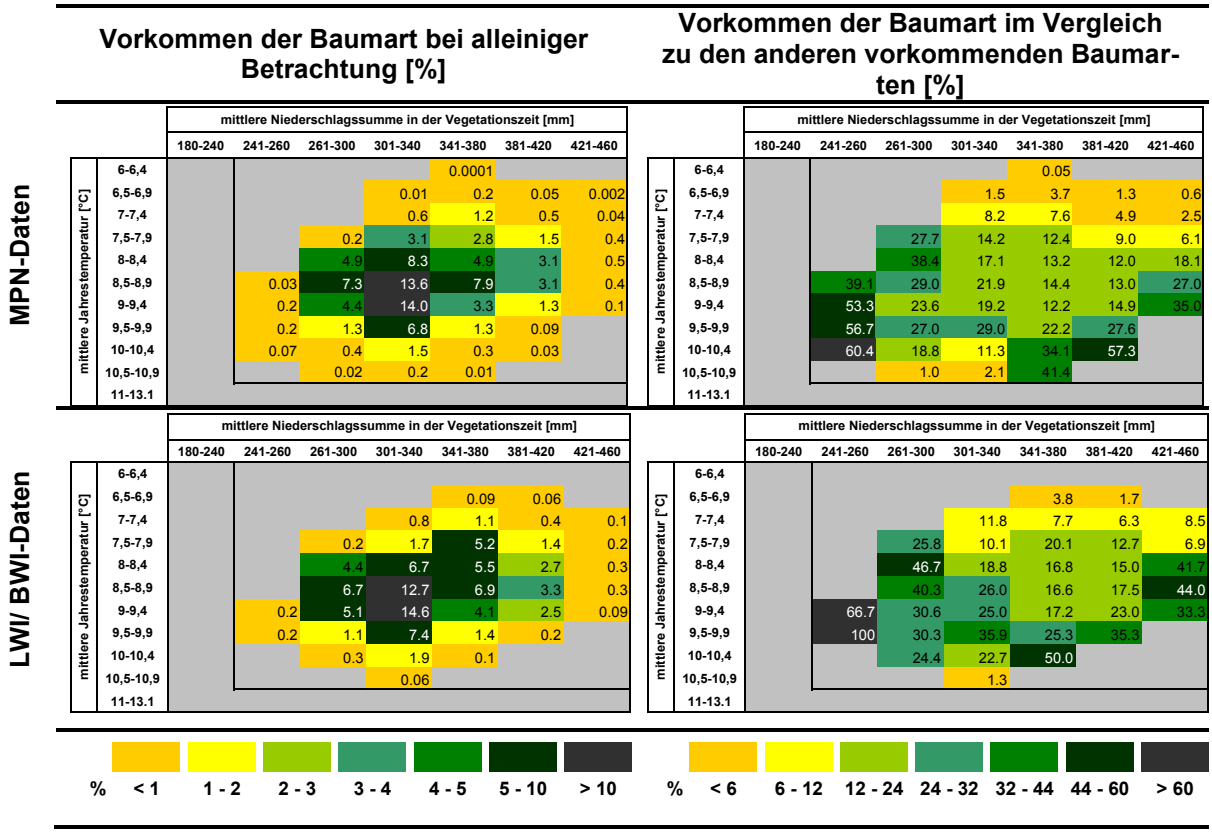


b) Vorkommensanalyse auf der Grundlage der Mittelwertbildung zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

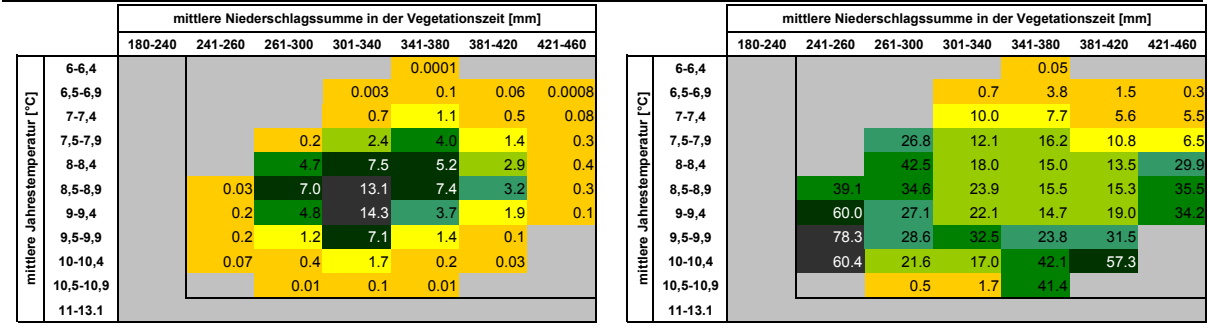


Traubeneiche

a) Vorkommensanalyse mittels der separaten Datensätze MPN und LWI/ BWI

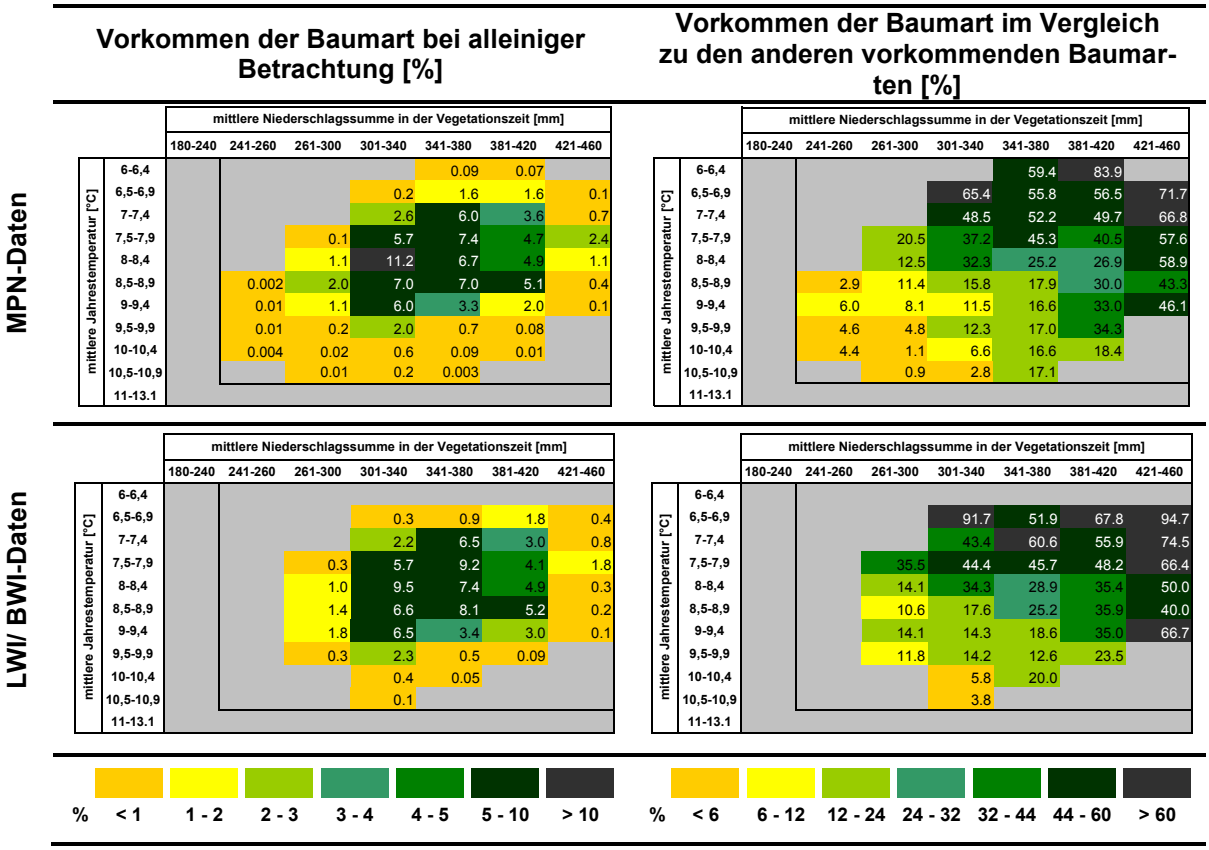


b) Vorkommensanalyse auf der Grundlage der Mittelwertbildung zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

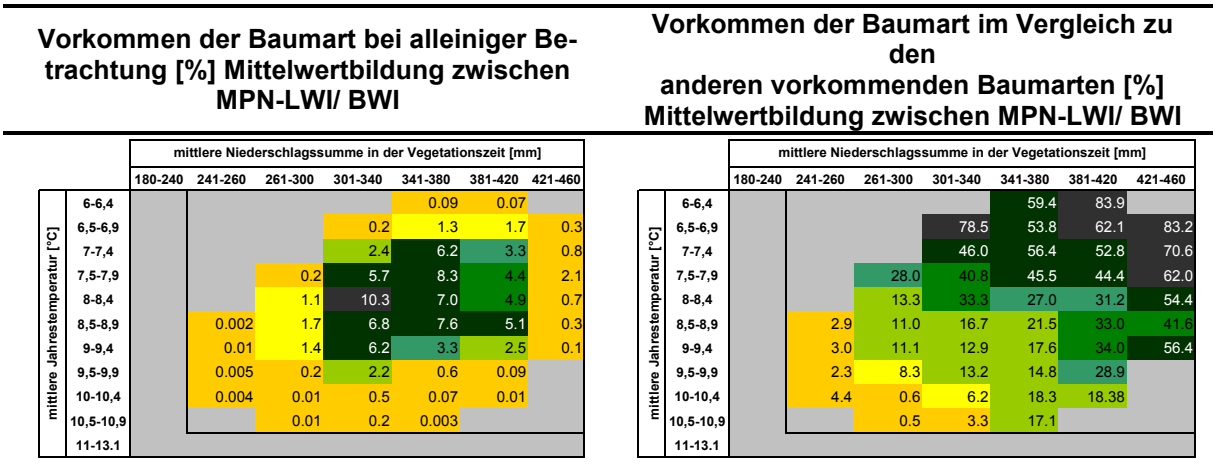


Fichte

a) Vorkommensanalyse mittels der separaten Datensätze MPN und LWI/ BWI

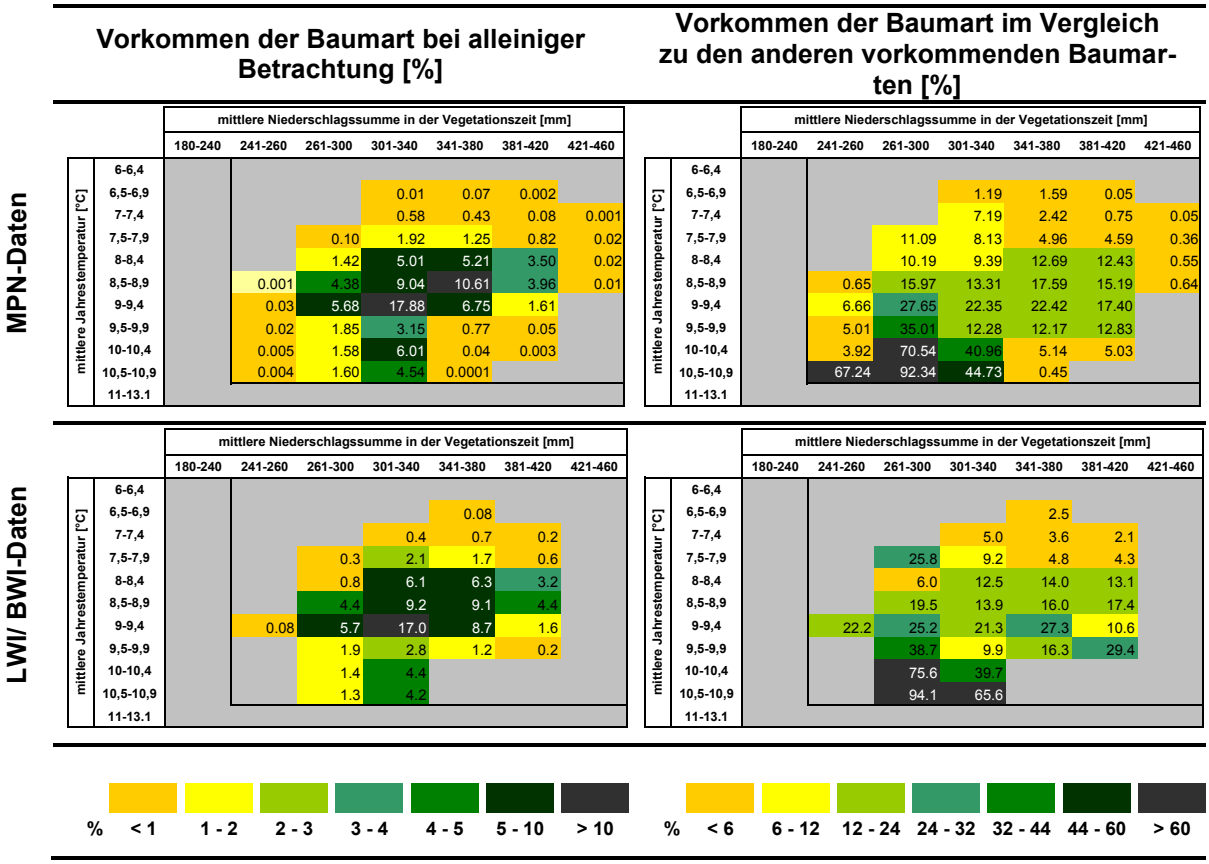


b) Vorkommensanalyse auf der Grundlage der Mittelwertbildung zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

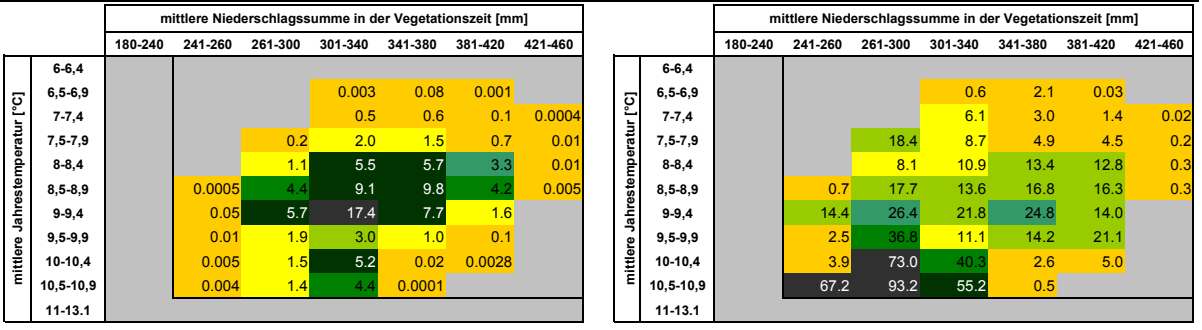


Kiefer

a) Vorkommensanalyse mittels der separaten Datensätze MPN und LWI/ BWI

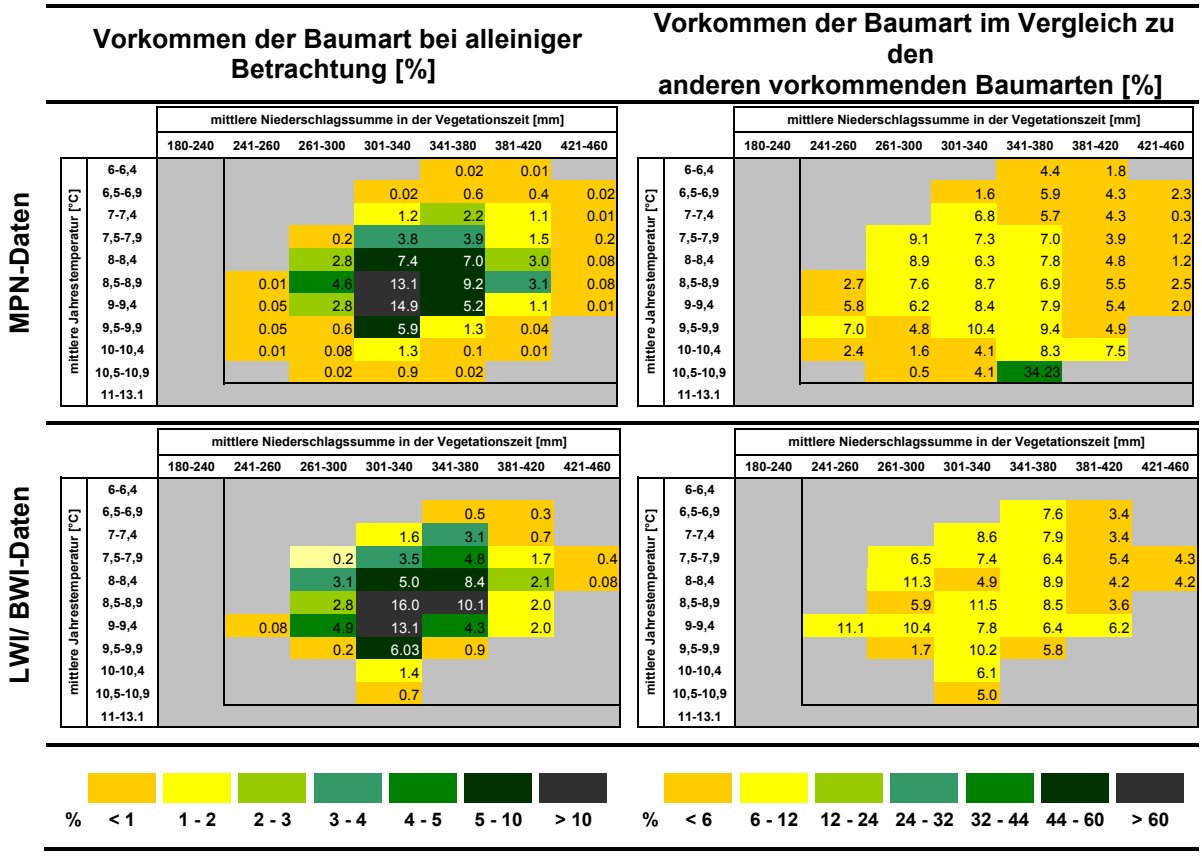


b) Vorkommensanalyse auf der Grundlage der Mittelwertbildung zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

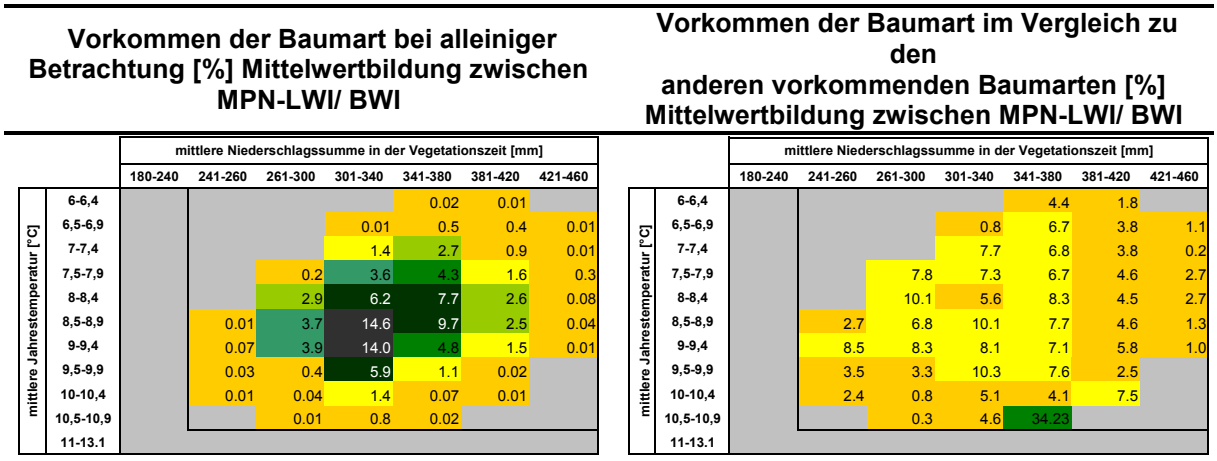


Douglasie

a) Vorkommensanalyse mittels der separaten Datensätze MPN und LWI/ BWI



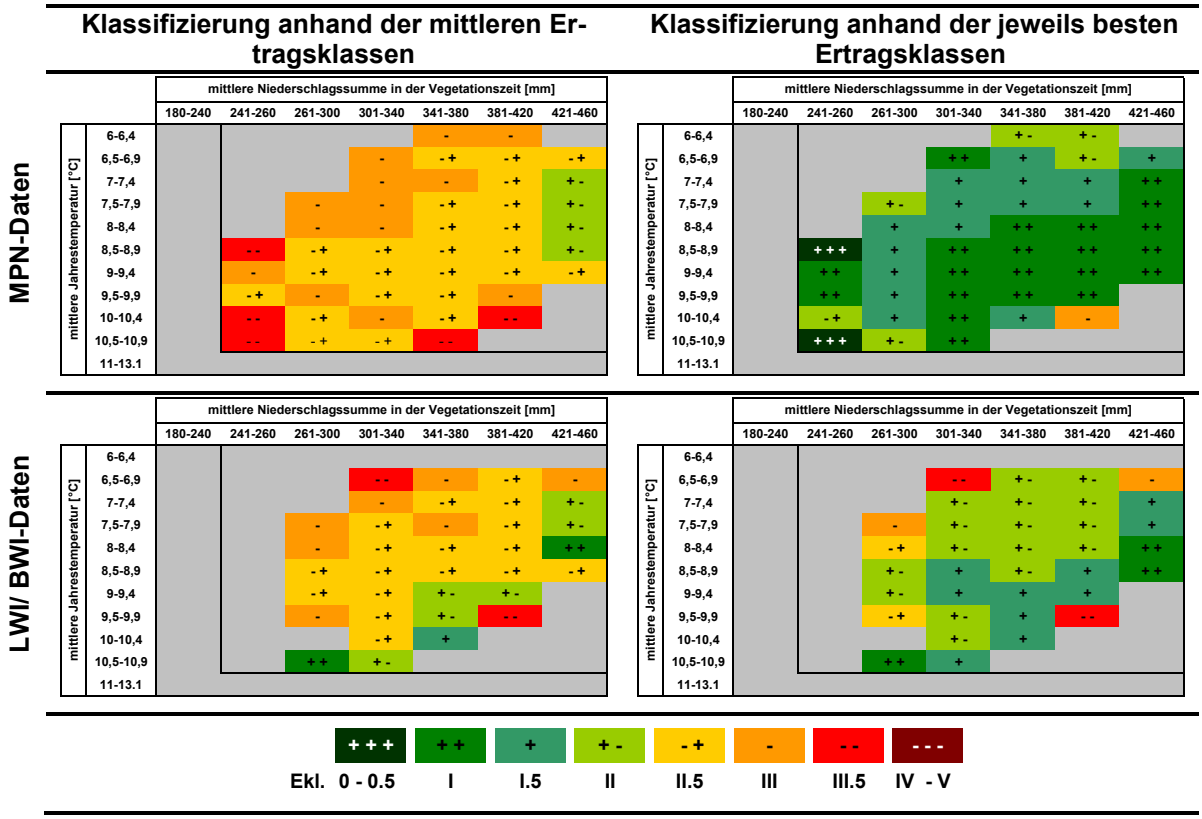
b) Vorkommensanalyse auf der Grundlage der Mittelwertbildung zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI



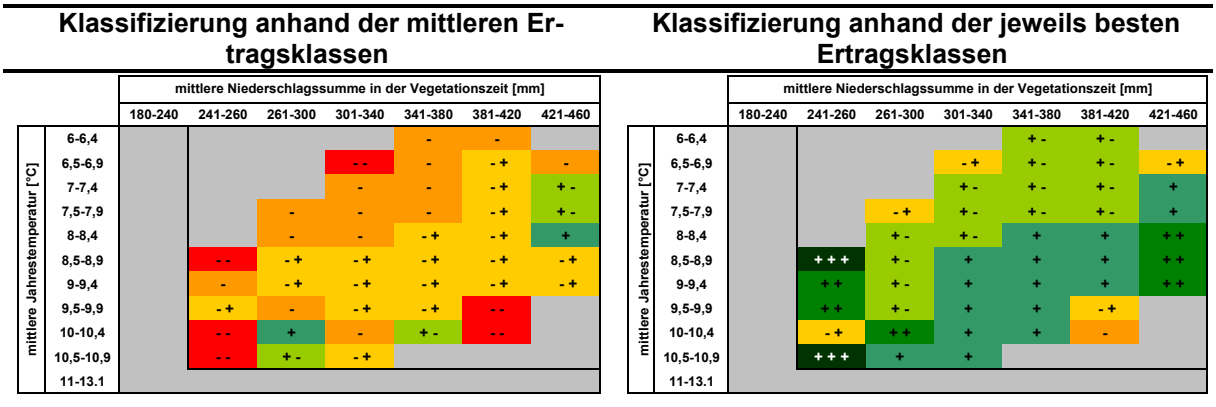
Anhang V: Analyse der Bonität der fünf Hauptbaumarten entlang des rheinland-pfälzischen Klimagradienten

Buche

a) Ertragsklassenanalyse anhand der separaten Datensätze MPN und LWI

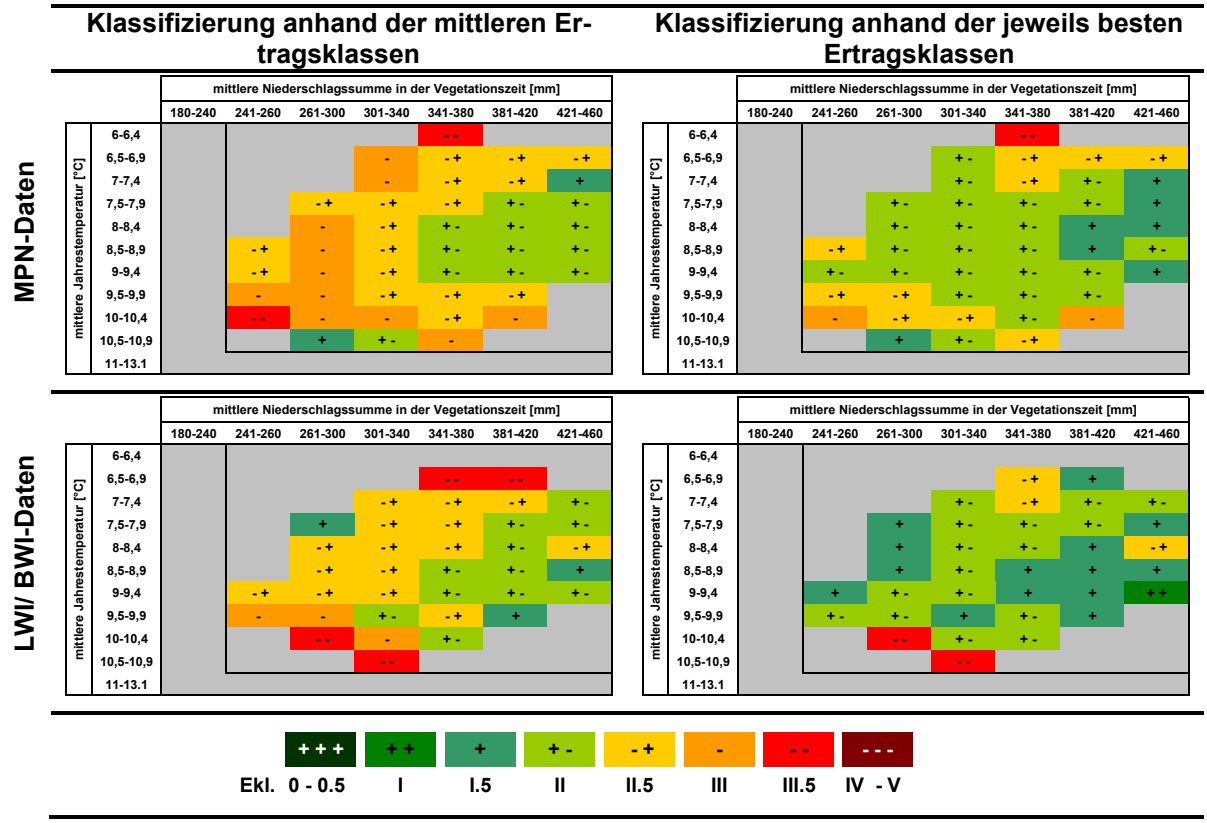


b) Ertragsklassenanalyse anhand der Mittelwerte zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

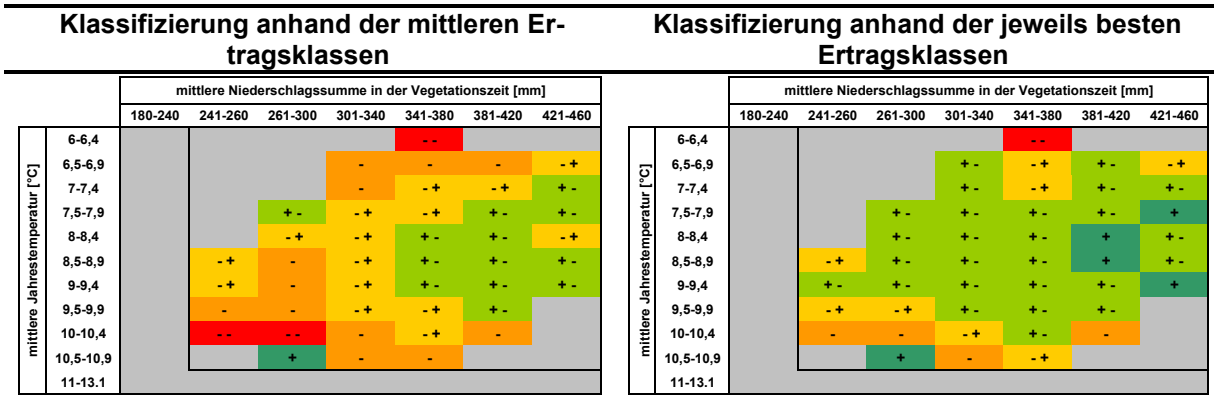


Traubeneiche

a) Ertragsklassenanalyse anhand der separaten Datensätze MPN und LWI/ BWI

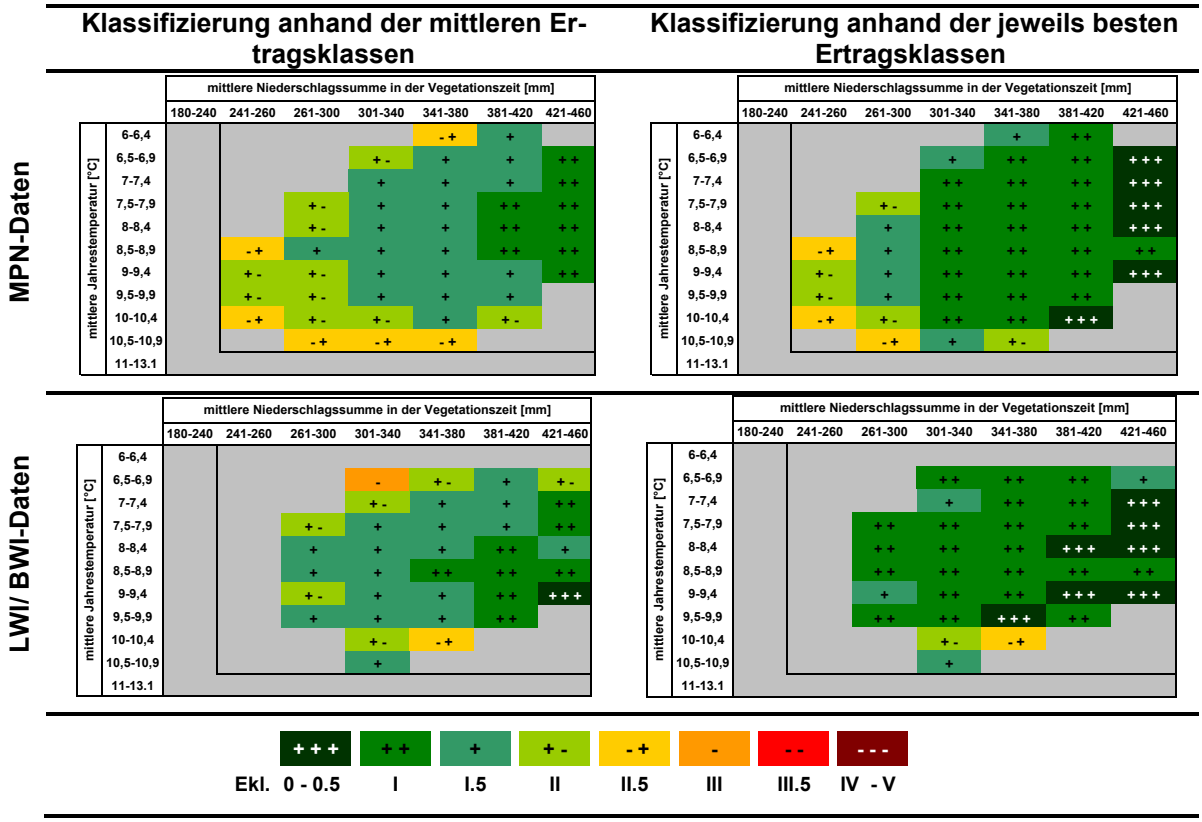


b) Ertragsklassenanalyse anhand der Mittelwerte zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

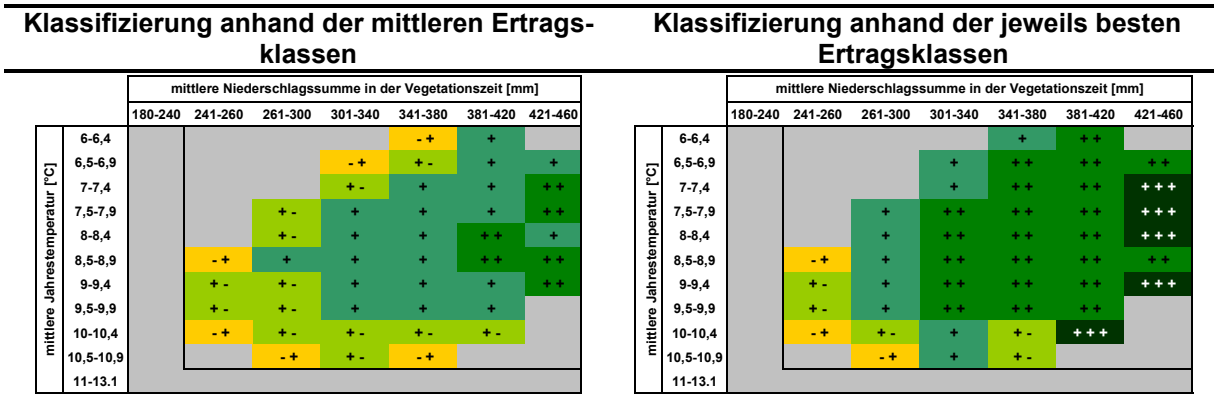


Fichte

a) Ertragsklassenanalyse anhand der separaten Datensätze MPN und LWI

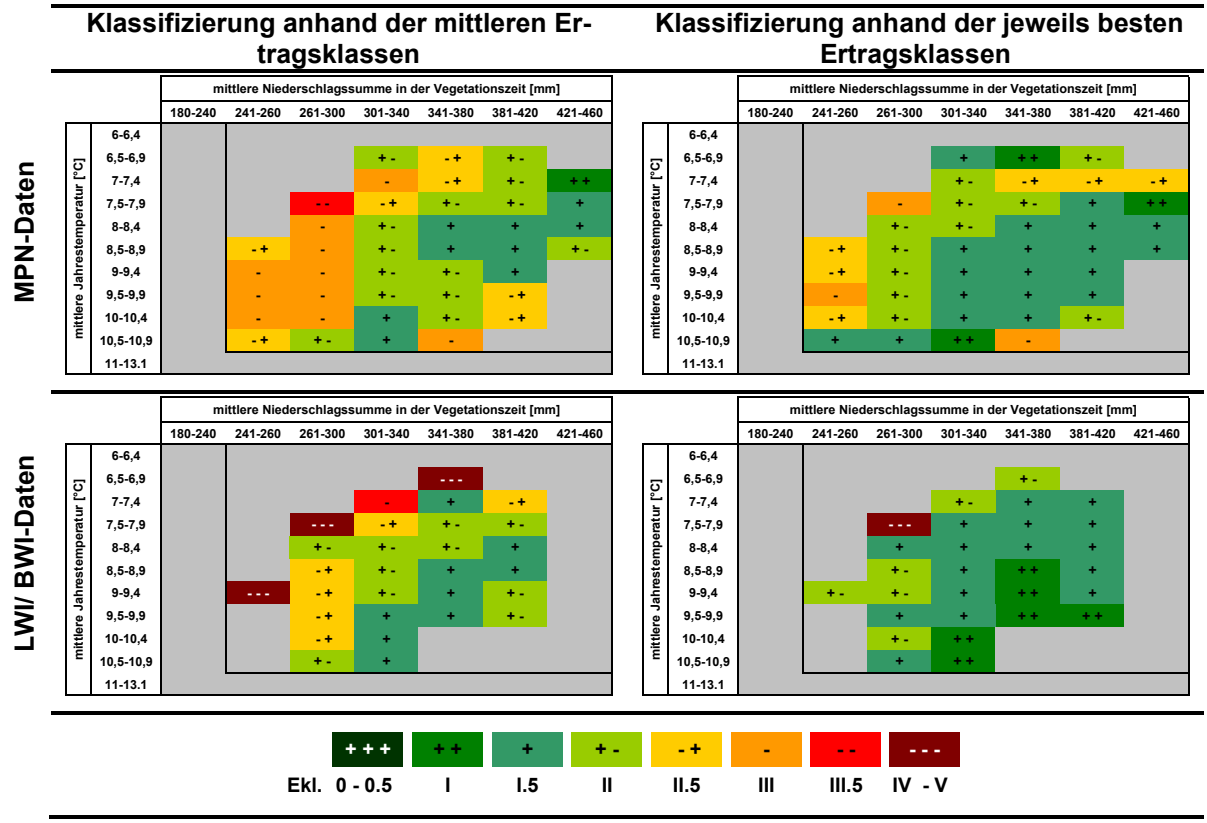


b) Ertragsklassenanalyse anhand der Mittelwerte zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

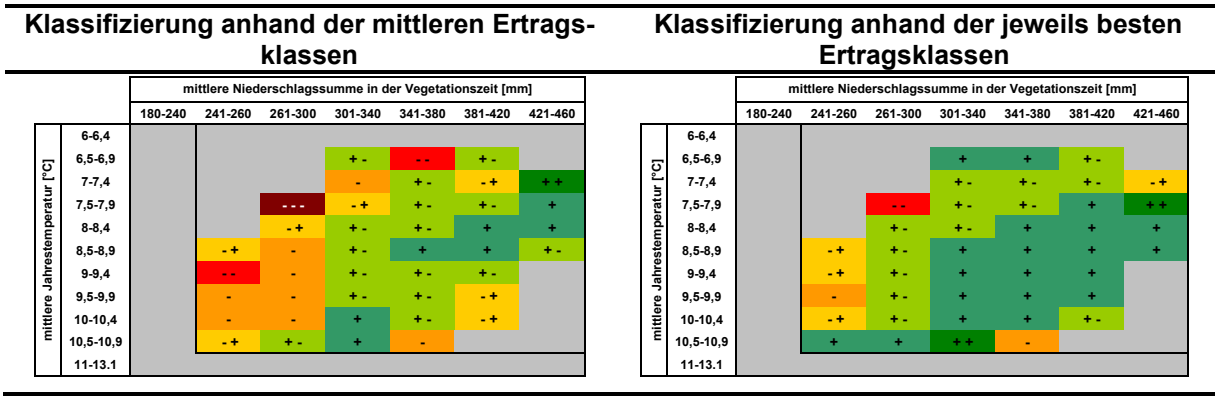


Kiefer

a) Ertragsklassenanalyse anhand der separaten Datensätze MPN und LWI

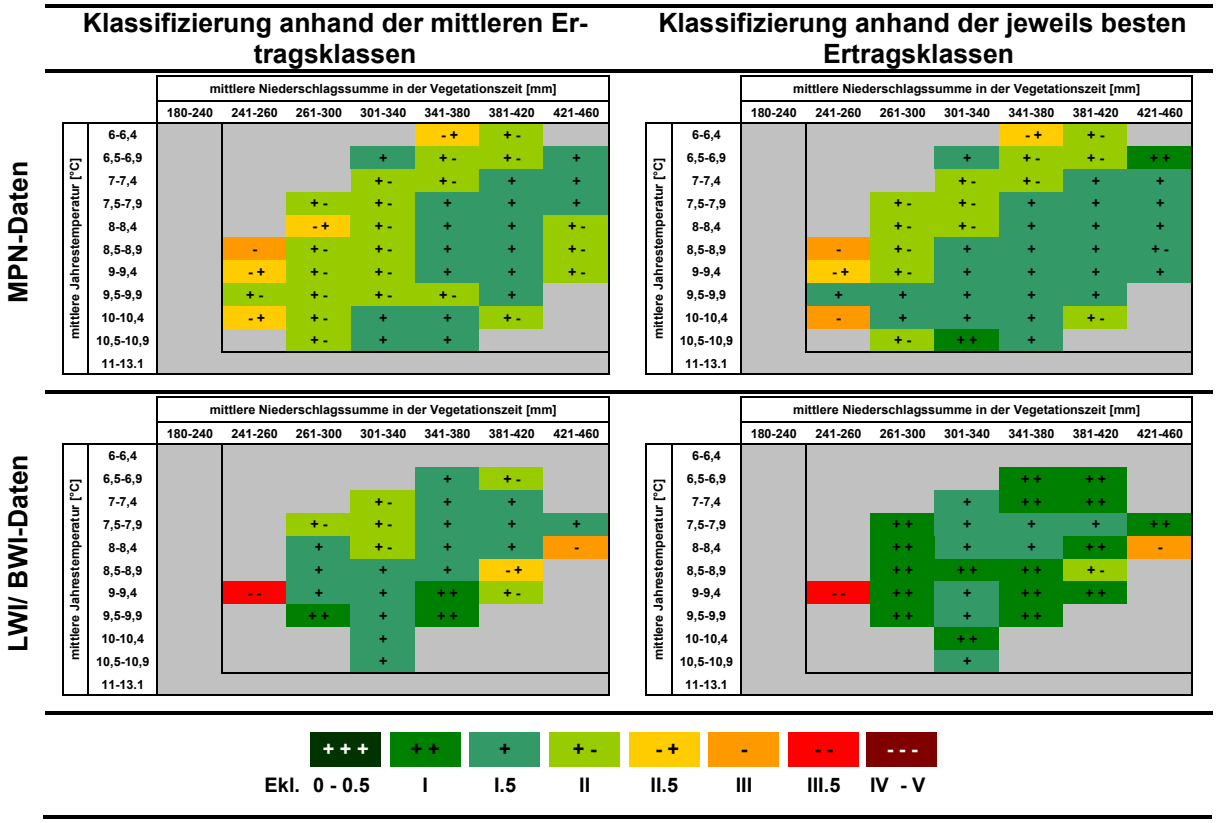


b) Ertragsklassenanalyse anhand der Mittelwerte zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

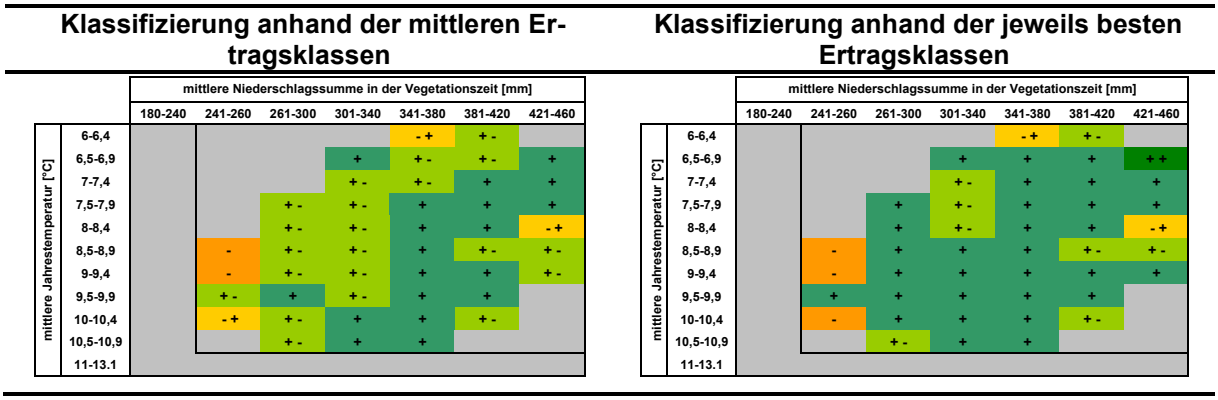


Douglasie

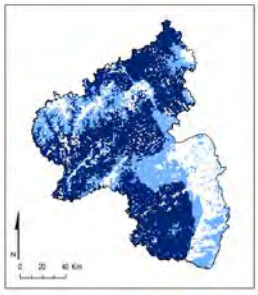
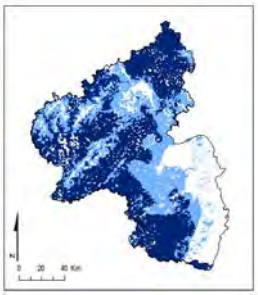
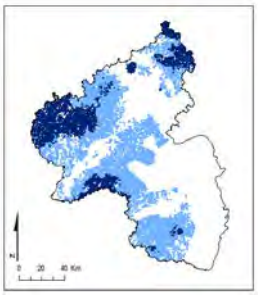
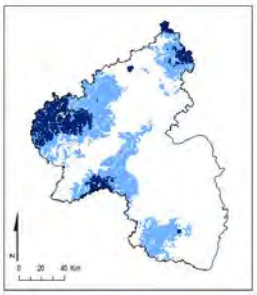
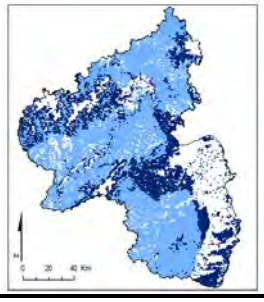
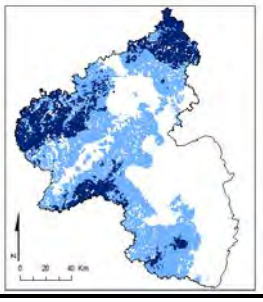
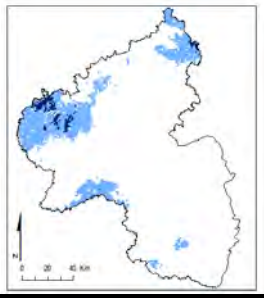
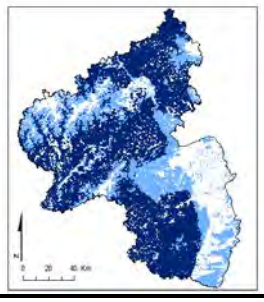
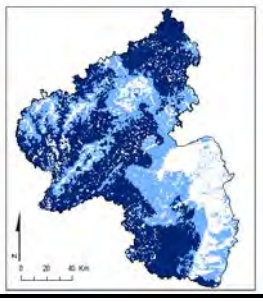
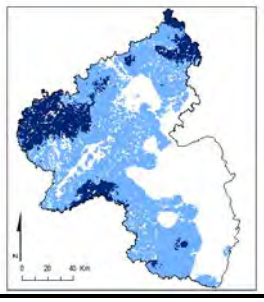
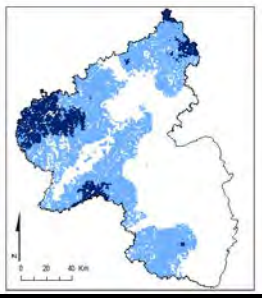
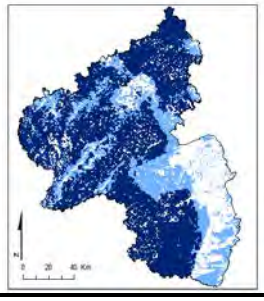
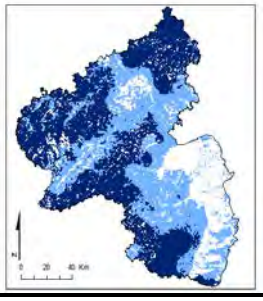
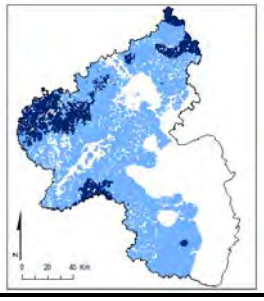
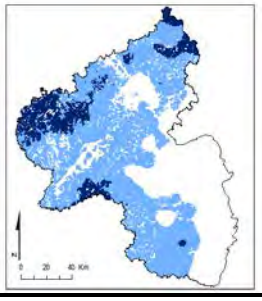
a) Ertragsklassenanalyse anhand der separaten Datensätze MPN und LWI



b) Ertragsklassenanalyse anhand der Mittelwerte zwischen den Datensätzen MPN und LWI/ BWI

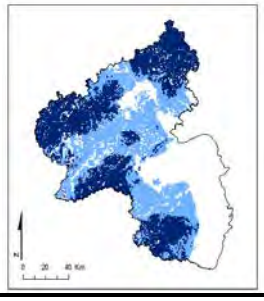
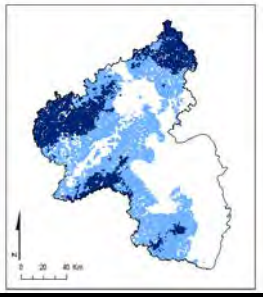
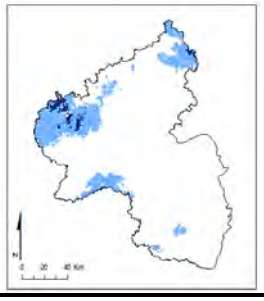
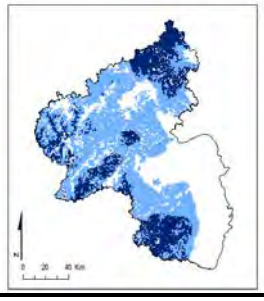
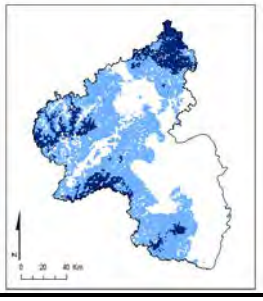
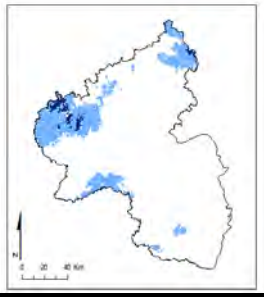
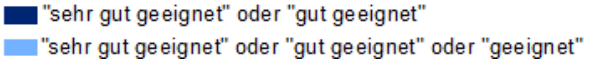


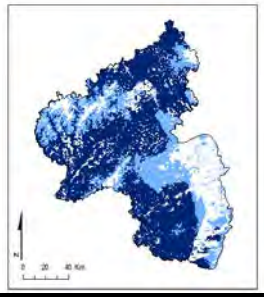
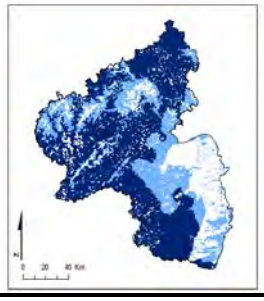
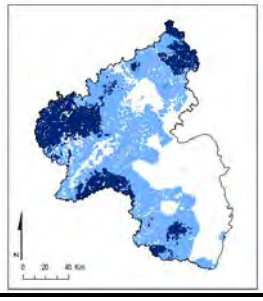
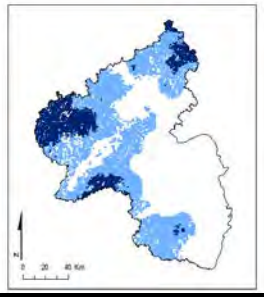
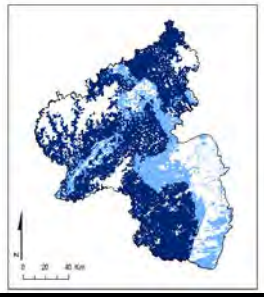
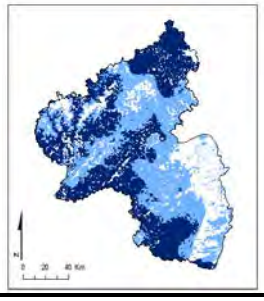
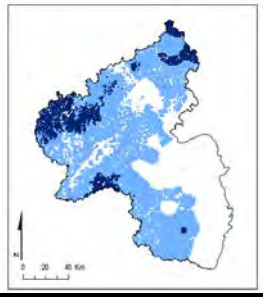
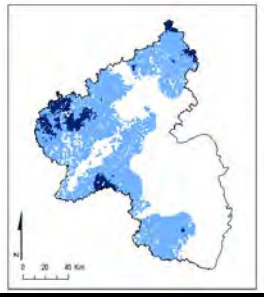
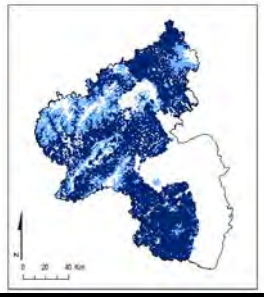
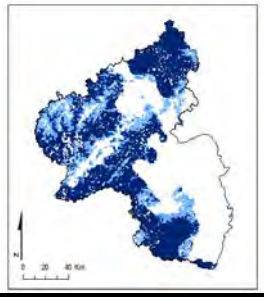
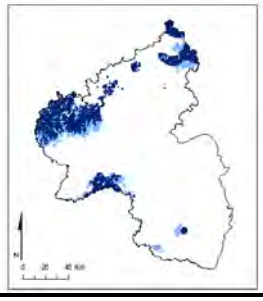
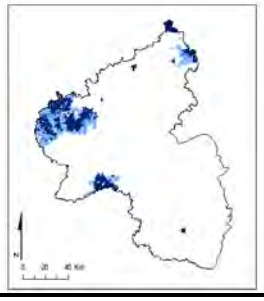
Anhang VI: Thematische Verschneidung der Klimaeignungskarten unterschiedlicher Baumarten zur Mischungstypenanalyse auf regionaler Maßstabsebene

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
Buche & Traubeneiche			
			
Buche & Fichte			
			
Buche & Kiefer			
			
Buche & Douglasie			
			

"sehr gut geeignet" oder "gut geeignet"

"sehr gut geeignet" oder "gut geeignet" oder "geeignet"

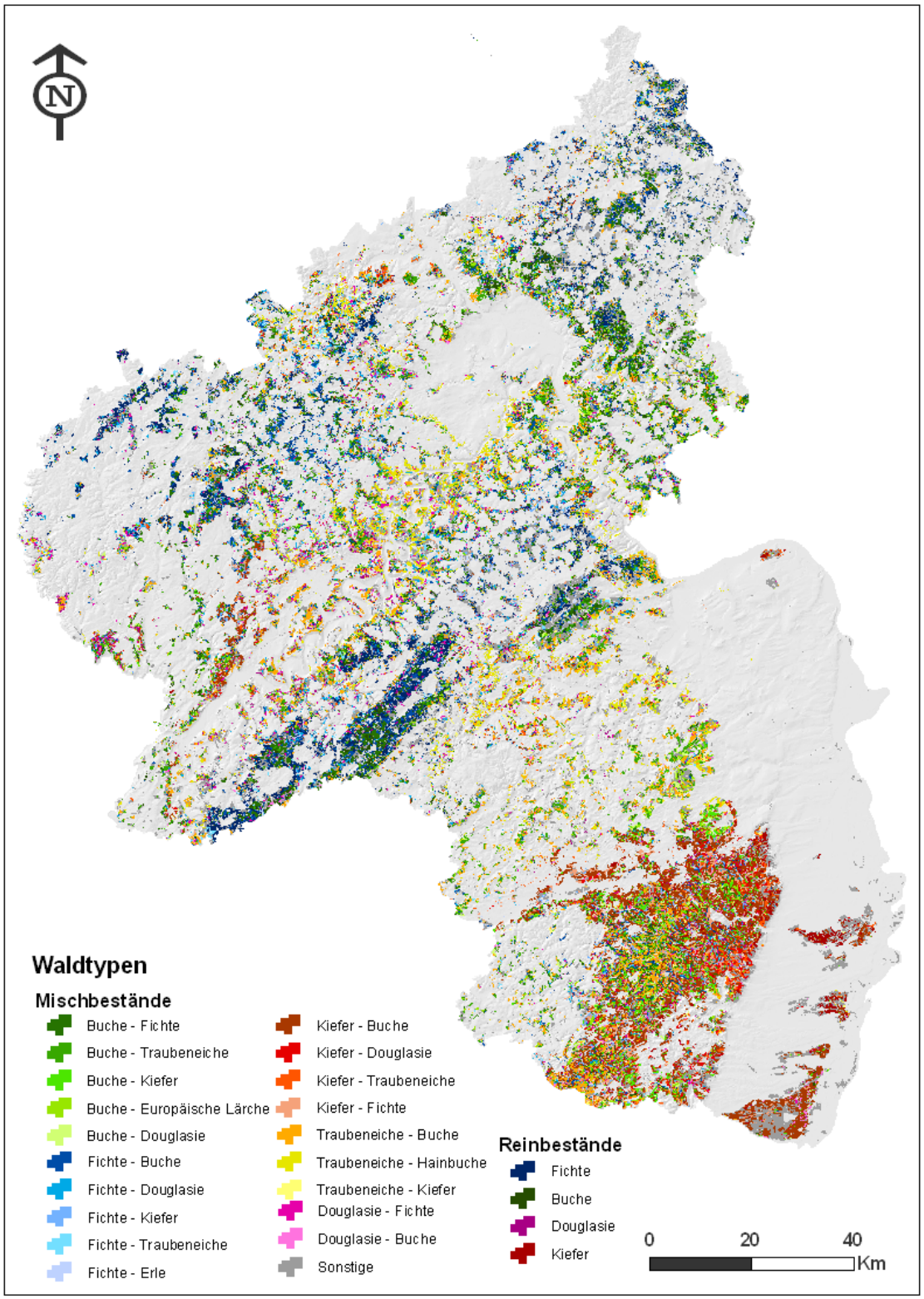
Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
Fichte & Douglasie			
			
Fichte & Eiche			
			
			

Referenz (1971-2000) Messdaten	Nahe Zukunft (2021-2050) A1B-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A2-nor	Ferne Zukunft (2071-2100) A1B-tro
Kiefer & Traubeneiche			
			
Kiefer & Douglasie			
			
Kiefer & Fichte			
			

"sehr gut geeignet" oder "gut geeignet"

"sehr gut geeignet" oder "gut geeignet" oder "geeignet"

Anhang VII: Verteilung der Hauptwaldtypen nach der Stratifizierung des rheinland-pfälzischen Waldes



Anhang VIII: Produktionszeiträume (Umtriebszeit) der unterschiedlichen Straten (Waldtypen je Waldlandschaft), definiert nach Produktionsziel und Zeitspanne der Produktionszeit

1. Matrix der Produktionszeiten

(LANDESFORSTEN-RLP 2011, schr. Mitt.)

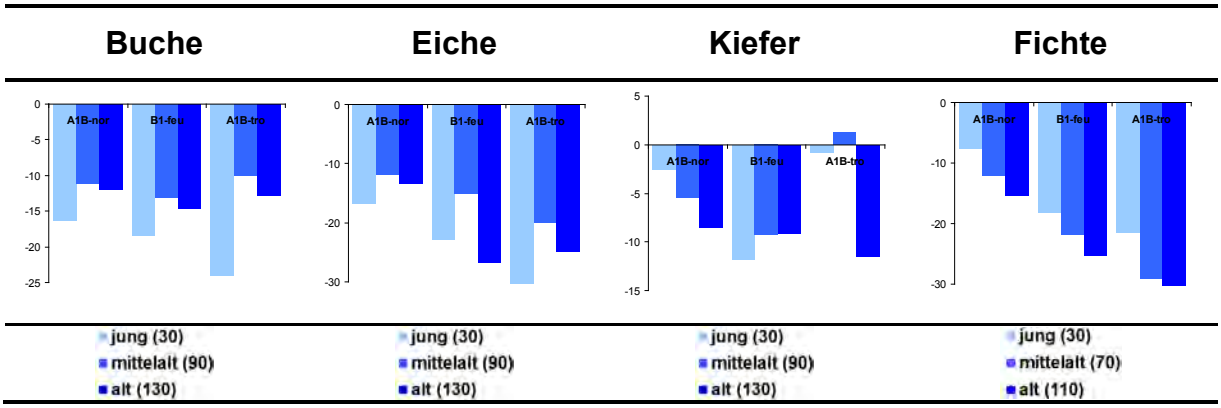
Baumart	Produktionsziel	Produktionszeitraum (Jahre)	
		von	bis
Buche	ohne Holzproduktziel	80	300
	Energieholz	80	180
	Massenware, gering	100	180
	Massenware, normal	100	180
	Wertholz	100	180
Eiche	ohne Holzproduktziel	80	300
	Energieholz	80	300
	Massenware, gering	120	300
	Massenware, normal	120	300
	Wertholz	120	300
Fichte	ohne Holzproduktziel	50	300
	Energieholz	50	140
	Massenware, gering	50	140
	Massenware, normal	50	140
	Wertholz	70	140
Kiefer	ohne Holzproduktziel	50	300
	Energieholz	50	160
	Massenware, gering	50	160
	Massenware, normal	50	160
	Wertholz	100	160
Douglasie	ohne Holzproduktziel	50	300
	Energieholz	50	140
	Massenware, gering	50	140
	Massenware, normal	50	140
	Wertholz	80	140
Lärche	ohne Holzproduktziel	50	300
	Energieholz	50	160
	Massenware, gering	50	160
	Massenware, normal	50	160
	Wertholz	100	160

2. Definierte Umtriebszeit der verschieden Waldtypen in den unterschiedlichen Landschaften nach der Matrix des Produktionsziels (Anhang VIII.1) und forstlicher Expertise

Generell ist eine Umtriebszeit je Waldtyp für alle Landschaften definiert. Ausnahmen sind unter Spalte „Landschaft“ begründet.

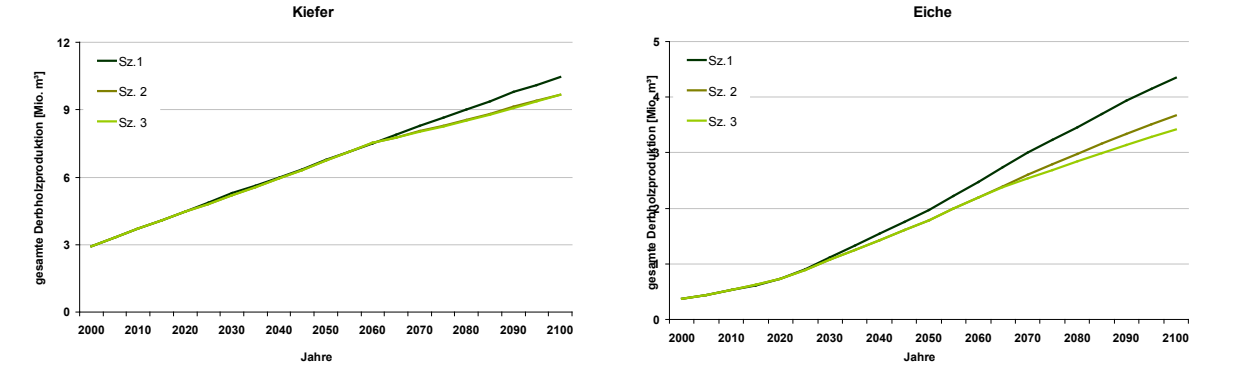
Baumart	Waldtyp	Umtriebszeit	Waldlandschaft
Buche	Buche - Eiche	160	Landschaften 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8
	Buche - Fichte	140	Landschaften 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10
	Buche - Douglasie	140	Landschaft 3
	Buche	140	Landschaften 2, 7, 8, 9, 10
		160	Landschaft 5 (geringe Leistung der Buche)
	Buche - Kiefer	140	Landschaft 3
		160	Landschaft 4 (Furnierbuche in Mischung mit Kiefer)
	Buche - Lärche	140	Landschaften 3, 5
		160	Landschaft 4 (Furnierbuche in Mischung mit Lärche)
Eiche	Eiche - Buche	200 - 100	Landschaften 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8
		240 - 100	Landschaft 4 (Pfälzer Furniereiche in Mischung mit Buche)
	Eiche - Kiefer	140	Landschaft 1 (hohe Leistung der Eiche und Kiefer im Bienwald)
		160	Landschaften 2, 3
Fichte	Fichte	100	Landschaften 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10
	Fichte - Douglasie	100	Landschaften 2, 5, 6, 8
	Fichte - Kiefer	120	Landschaft 4
	Fichte - Lärche	120	Landschaften 7, 9
	Fichte - Buche	100	Landschaften 2, 6, 7 (erhöhtes Risiko)
		120	Landschaften 4, 5, 8, 9, 10
	Fichte - Eiche	100	Landschaft 2 (erhöhtes Risiko)
		120	Landschaft 6
Kiefer	Kiefer	140	Landschaften 1, 3
	Kiefer - Buche	140	Landschaften 1, 2, 3, 4, 6
	Kiefer - Douglasie	120	Landschaft 4
	Kiefer - Eiche	140	Landschaft 1, 3, 4
	Kiefer - Fichte	120	Landschaft 1, 3, 4
Douglasie	Douglasie	80	Landschaft 6
	Douglasie - Fichte	80	Landschaften 6, 8
		120	Landschaften 2, 5 (geringe Leistung der Douglasie)

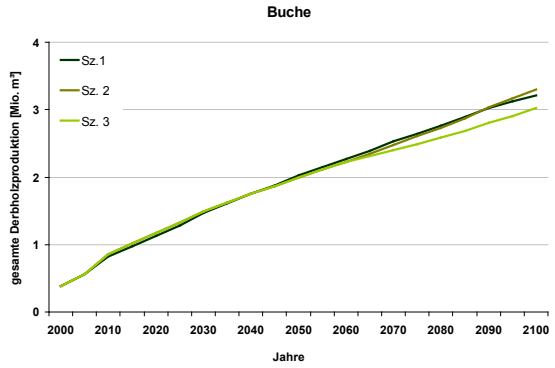
Anhang IX: Darstellung der prozentualen Veränderungen der durchschnittlichen Biomassezuwächse der vier Hauptbaumarten für die angenommenen Emissionsszenarien in Landschaft 4

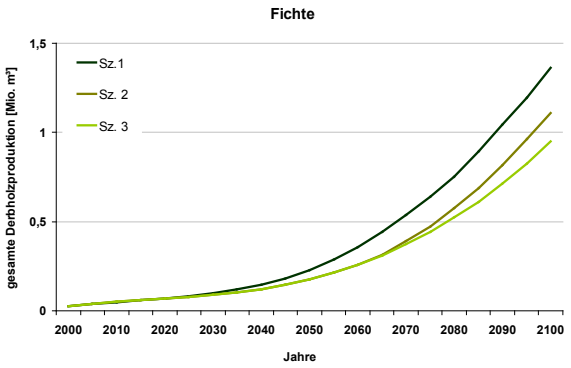


Anhang X: Entwicklung der gesamten Derbholzproduktion im Zeitverlauf auf der Baumartebene bei den drei Simulationsszenarien für die zehn forstlichen Landschaftsräume

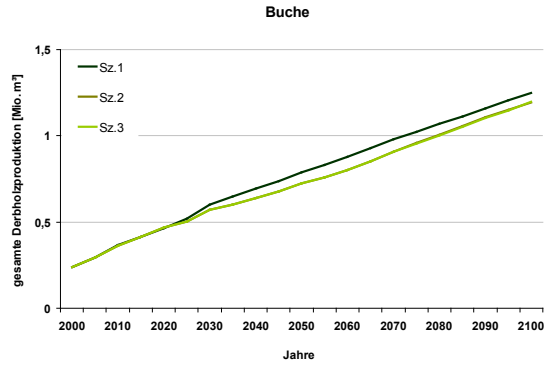
Landschaft 1 – Planar Süd

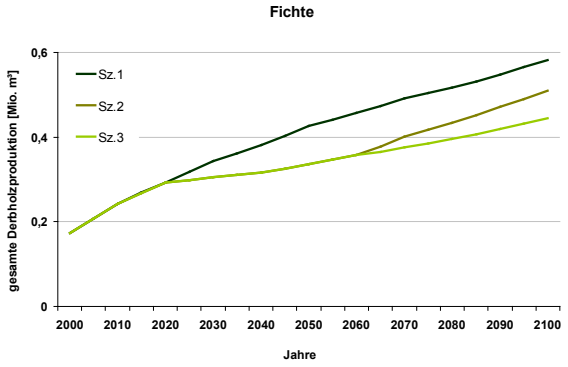


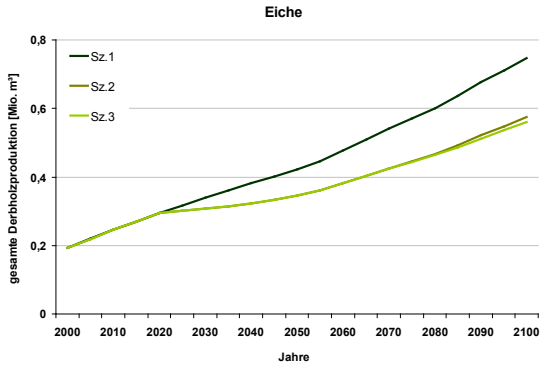


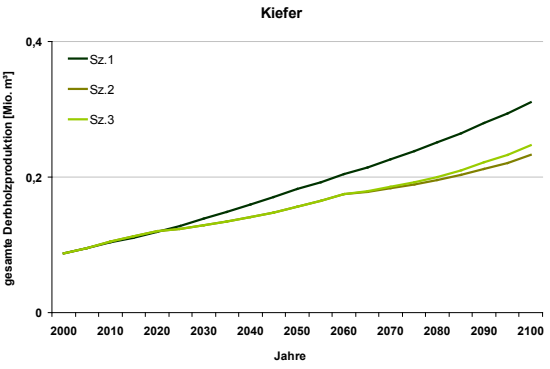


Landschaft 2 – Planar Nord

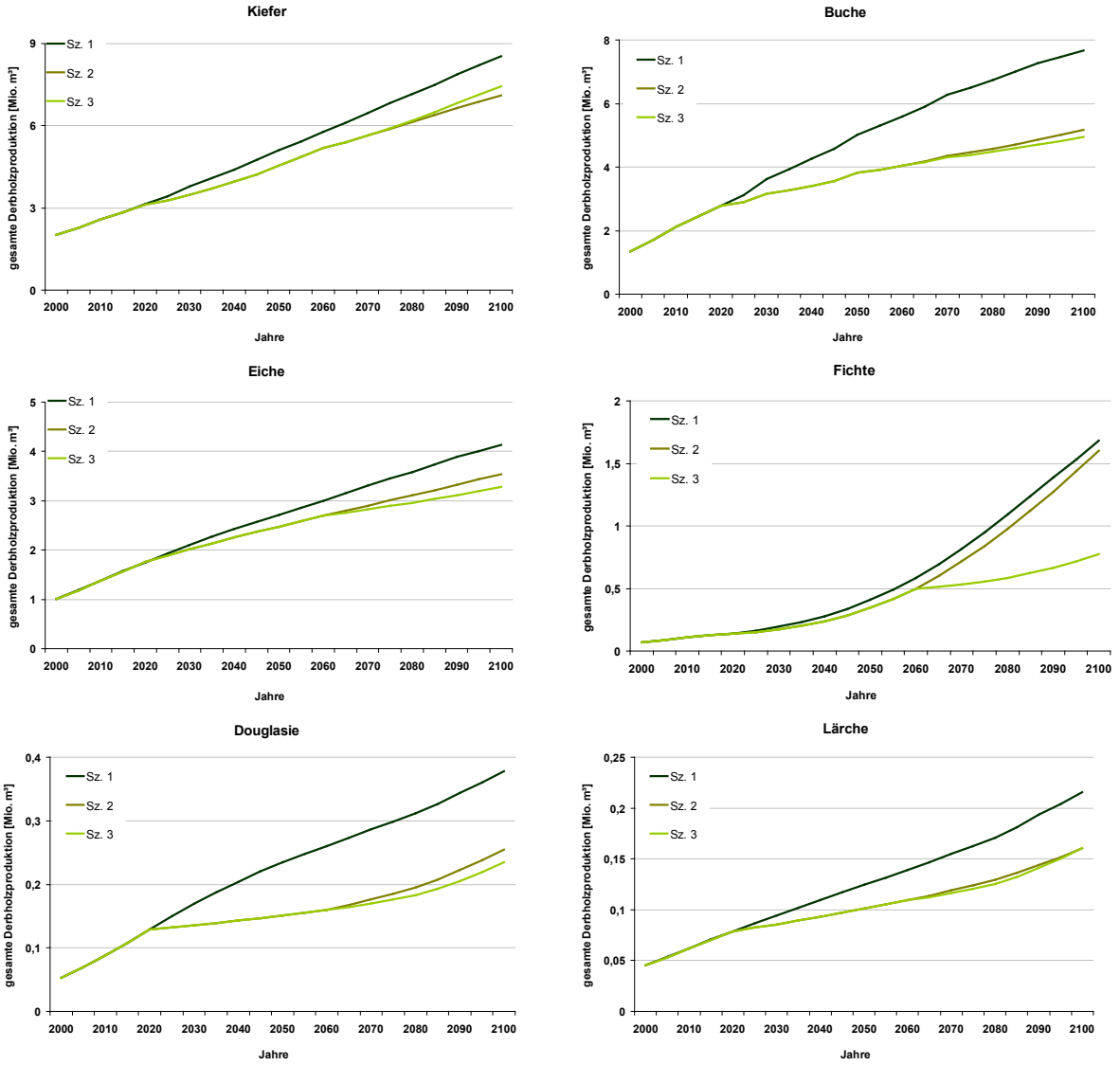




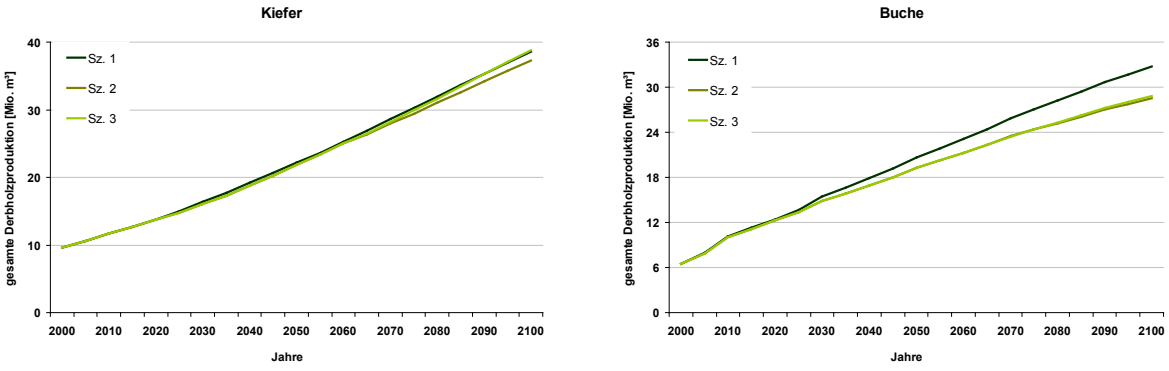


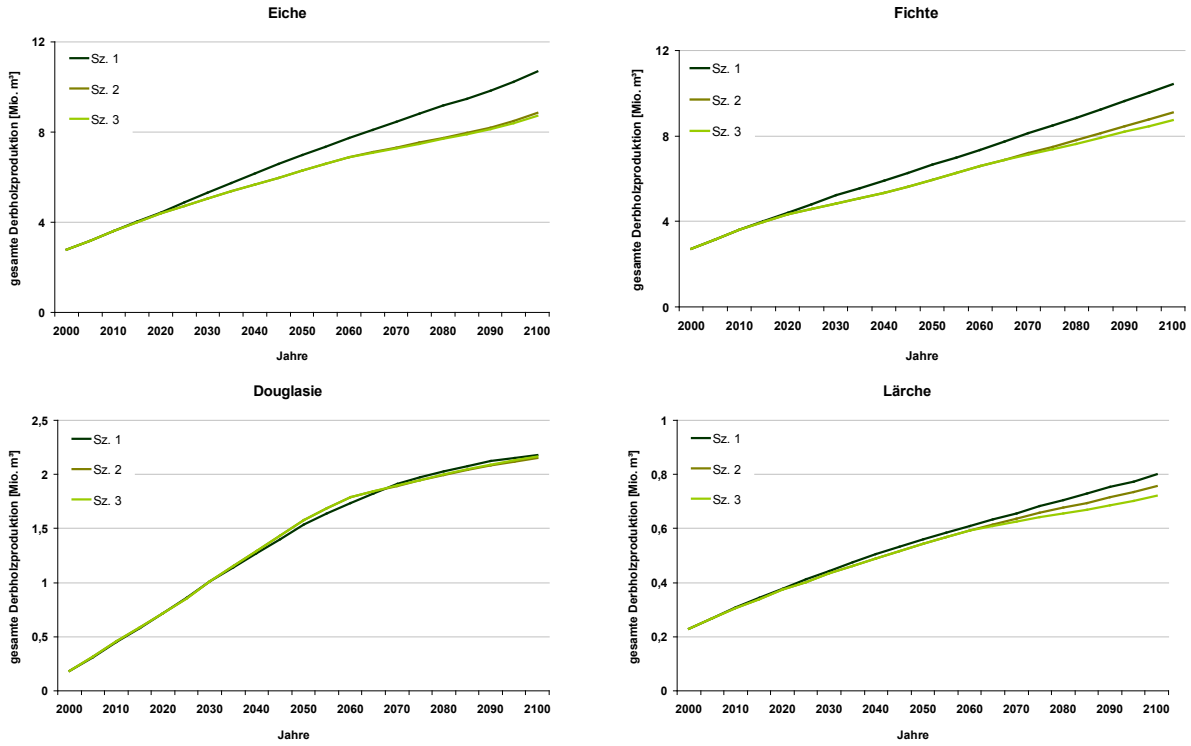


Landschaft 3 – Kollin Süd Niederschlagsarm

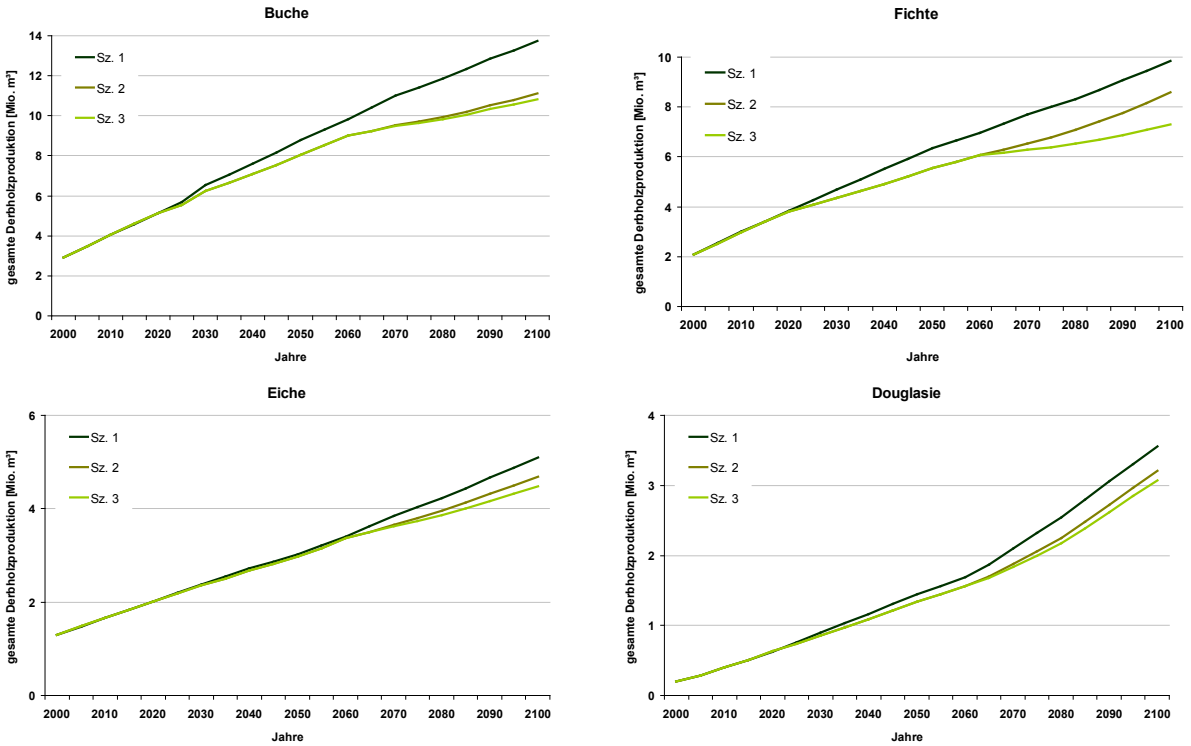


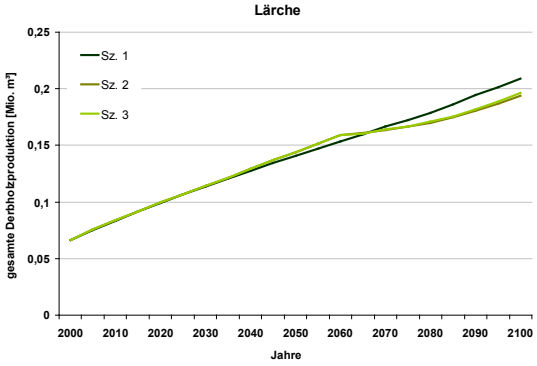
Landschaft 4 – Kollin Süd Niederschlagsreich



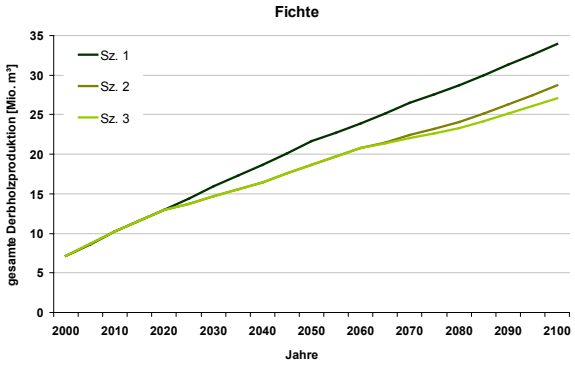


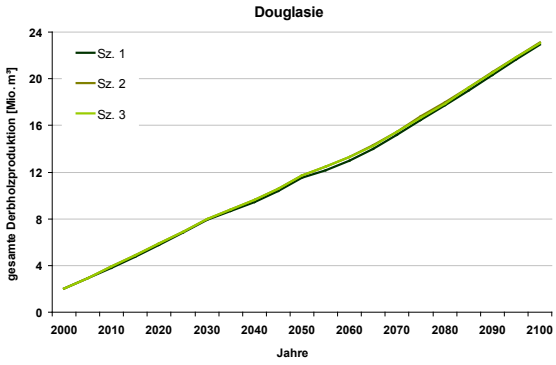
Landschaft 5 – Kollin Nord Niederschlagsarm

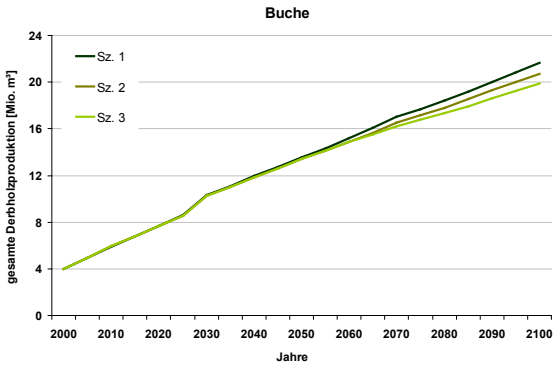


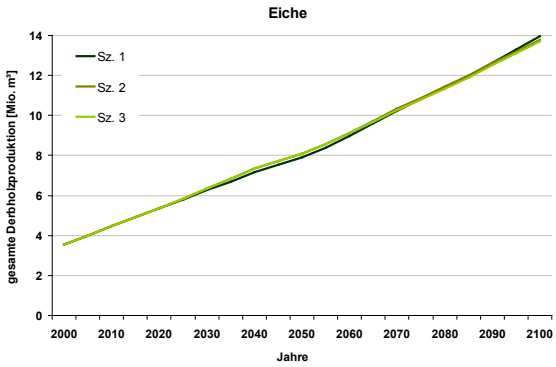


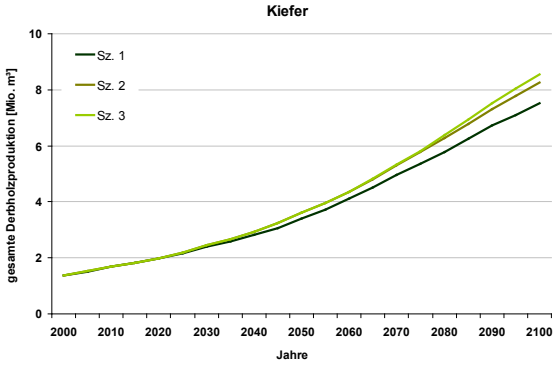
Landschaft 6 – Kollin Nord Niederschlagsreich West



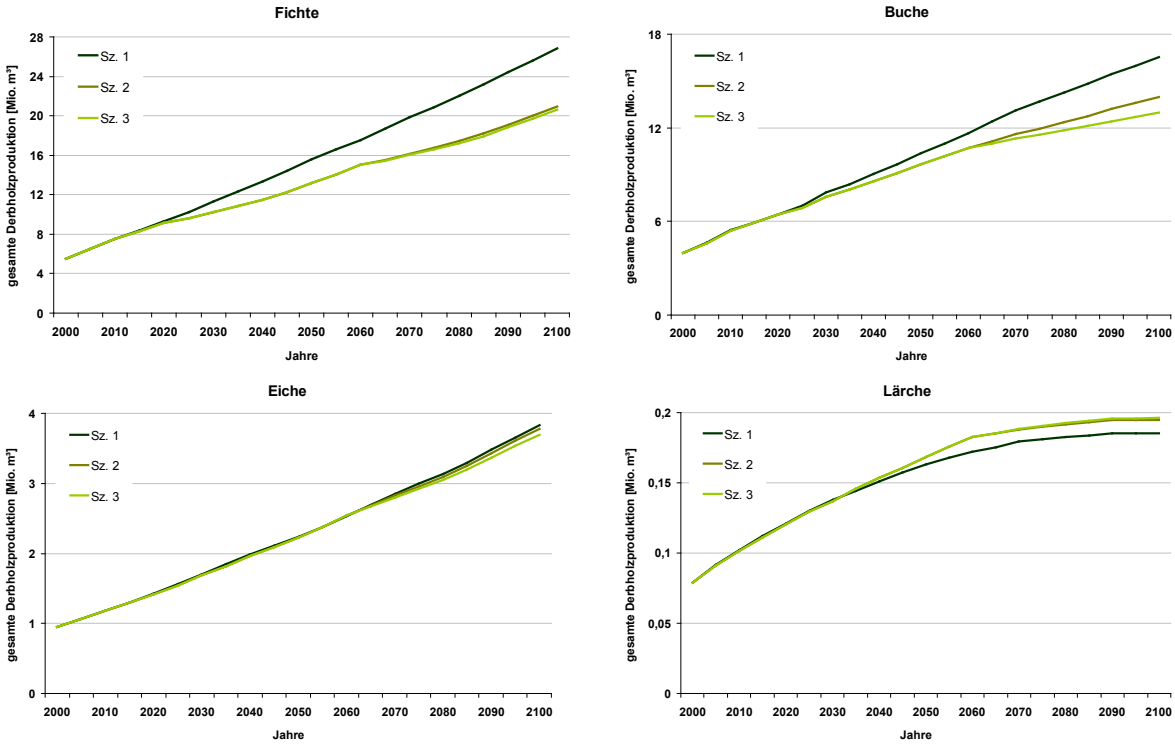




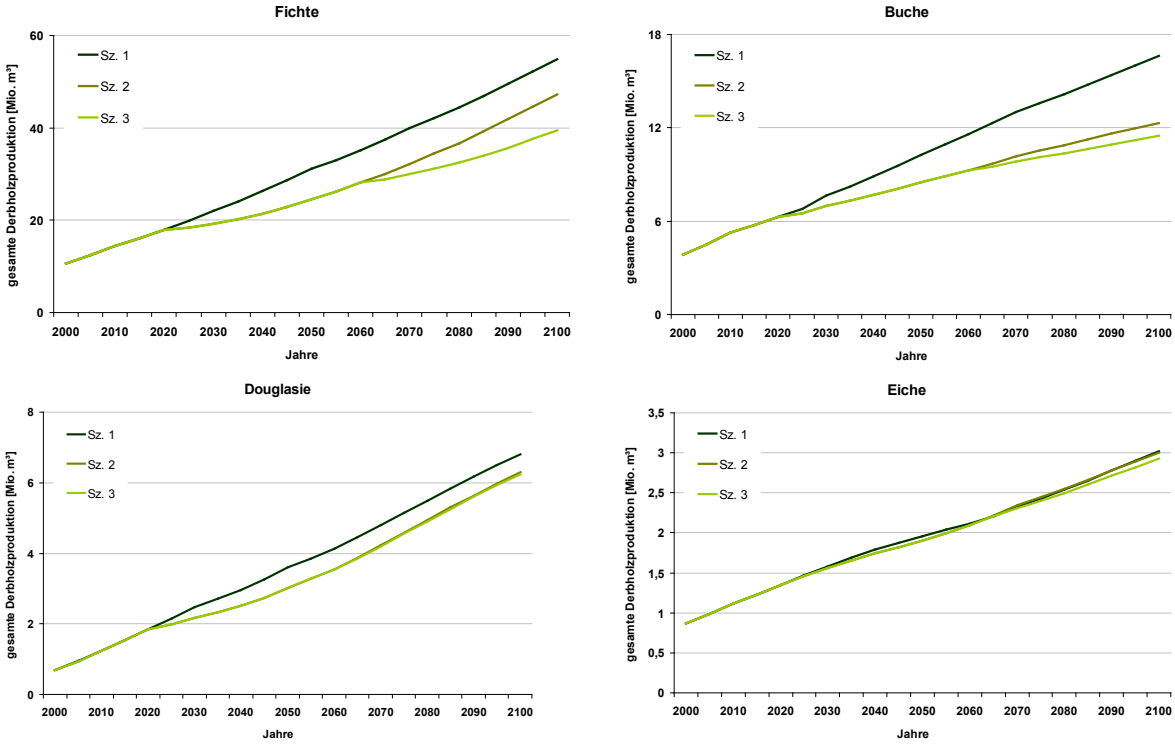




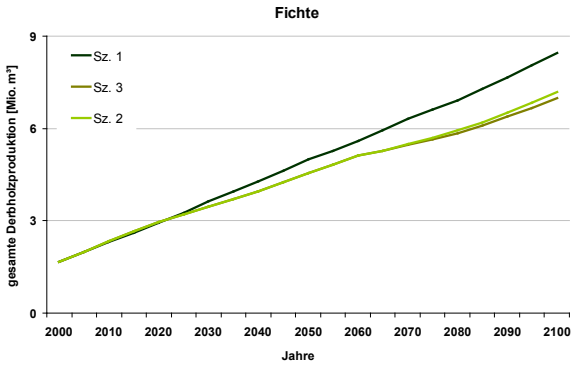
Landschaft 7 – Kollin Nord Niederschlagsreich Ost

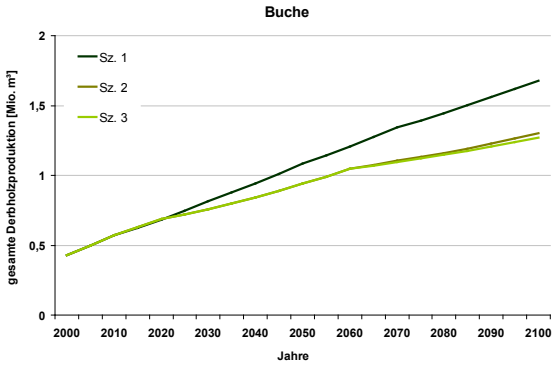


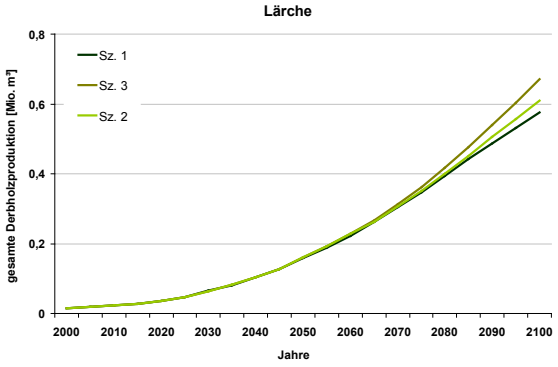
Landschaft 8 – Submontan West



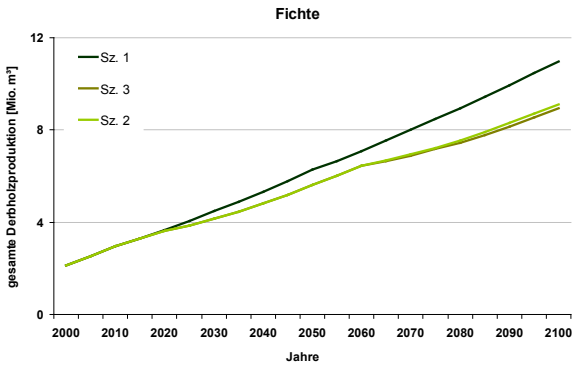
Landschaft 9 – Submontan Ost

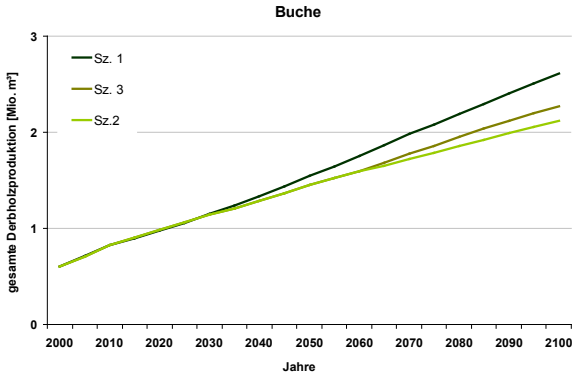






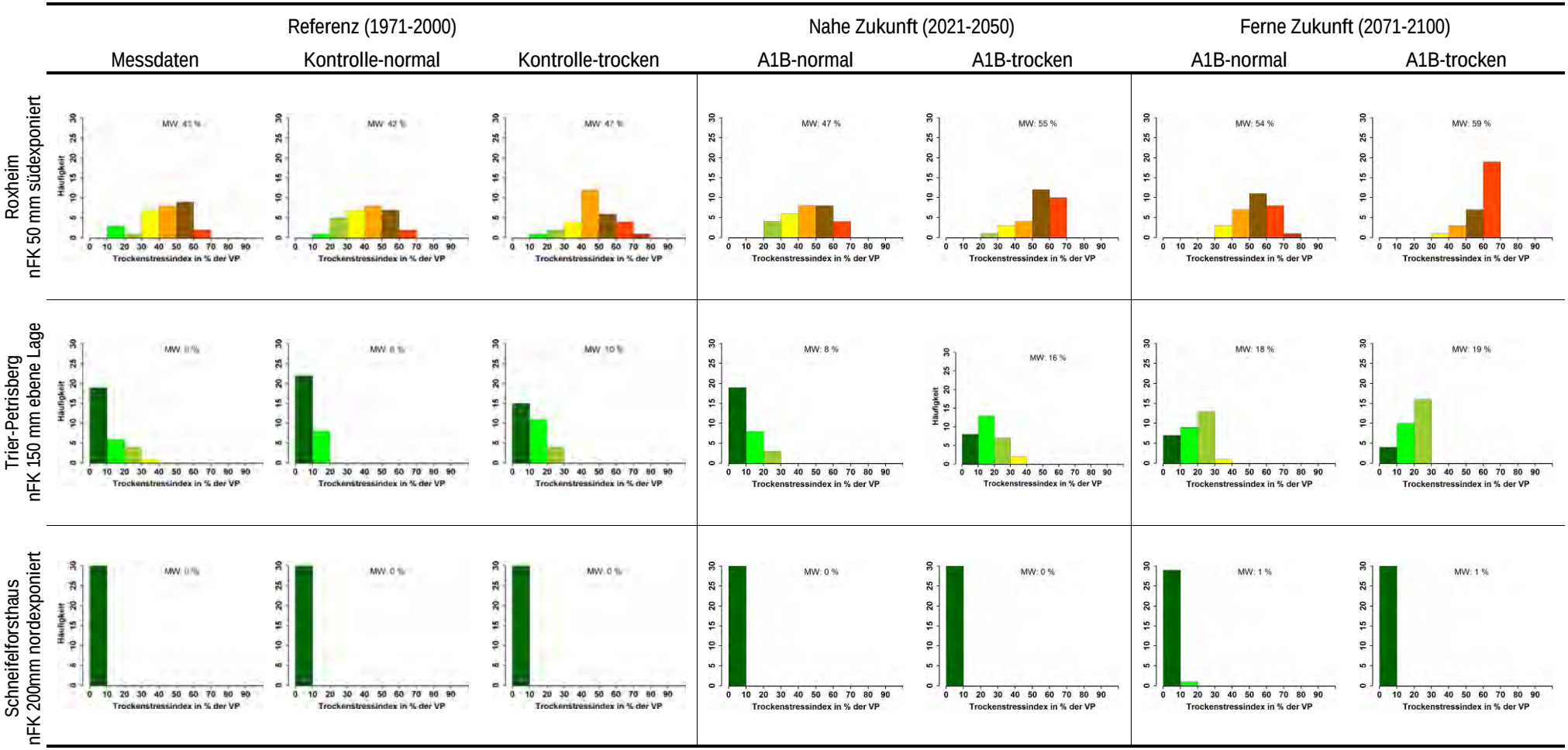
Landschaft 10 – Montan





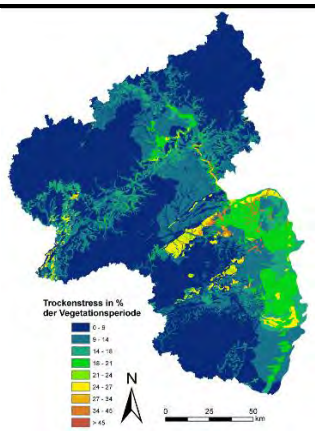
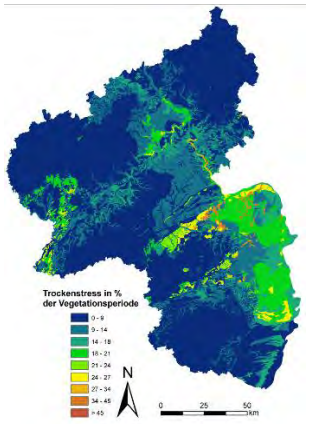
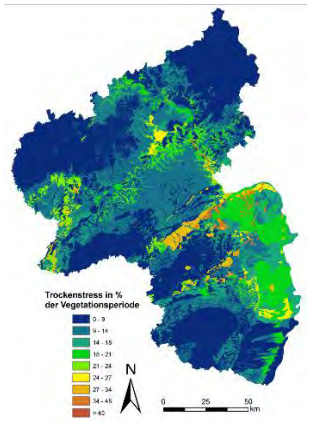
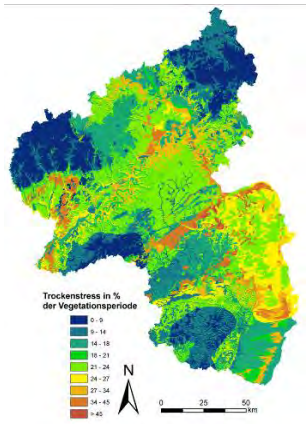
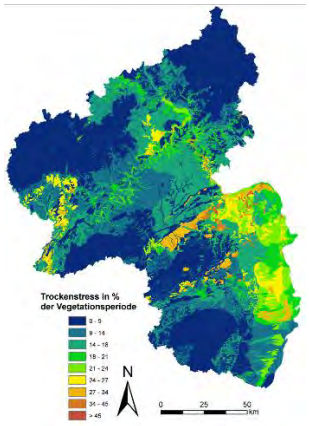
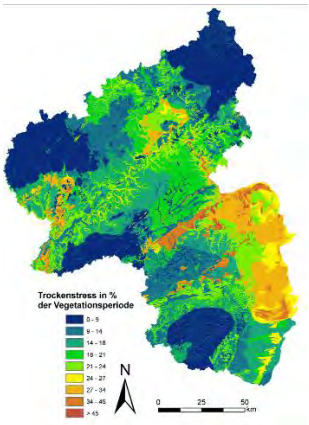
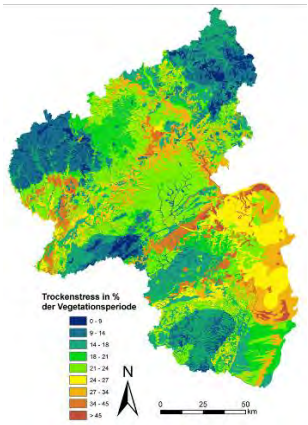
Anhang XI: Beispielhafte Darstellung der Auswertung des potenziellen Trockenstresses nach BWd9

Unterschiedliche Standorte unter unterschiedlichen Klimaausprägungen im Verlauf des Jahrhunderts (*Roxheim; nFK50 mm; südexponiert*: trockene Verhältnisse. *Schneifelforsthaus; nFK 200mm; nordexponiert*: feuchte Verhältnisse. *Trier-Petrisberg; nFK150 mm; ebene:* mittlere Verhältnisse). (GRIGORYAN 2012, schr. Mitt.)



Legende: *VP*: Vegetationsperiode; *MW*: Mittelwert

Anhang XII: Darstellung der Entwicklung der Wasserverfügbarkeit für die Buche anhand des Indikators BWd9 für die gesamte Fläche von Rheinland-Pfalz auf Grundlage der sieben Simulationsläufe (CASPER et al. 2013)

	Referenzzeitraum (1971-2000)	Nahe Zukunft (2021-2051)	Ferne Zukunft (2071-2100)
Messdaten		-	-
A1B-normal			
A1B-trocken			

Pot. Trockenstresse für die Buche nach BWd9 (in %) in der Vegetationszeit: