Zwischenbericht

Auswirkung der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau

BMVEL 533-7120/1 vom 17.02.2004

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft

Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung

2/2004

Autoren: S. Anders, W. Beck, W. Lux, J. Müller - Institut für Forstökologie und Walderfassung

R. Fischer - Institut für Weltforstwirtschaft

A. König - Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung

J.-G. Küppers, C. Thoroe - Institut für Forstökonomie

R. Kätzel, S. Löffler - Landesforstanstalt Eberswalde, Abt. Waldökologie

P. Heydeck, K. Möller - Landesforstanstalt Eberswalde, Abt. Waldschutz

Mitwirkung durch Bereitstellung von Daten erfolgte durch die Bundesländer Bayern, Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Sachsen

Vorbemerkungen:

Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft zu den Auswirkungen der Trockenheit im Jahre 2003 auf Waldzustand und Waldbau erstellt.

Für die Einschätzung der Folgen der außergewöhnlich trockenen und heißen Witterung des Jahres 2003 benötigte das BMVEL übersichtsartig Aussagen zu zwei Fragenkomplexen

1. **Welche Auswirkungen hat der Witterungsverlauf 2003 bzw. Phasen mit trocken-heißer Witterung**

   - für die Bäume (Baumphysiologie)
   - für die Waldbestände (z.B. Zuwachs und genetische Aspekte)
   - für die Waldökosysteme (z.B. Stoffkreisläufe, Wasserhaushalt, Schaderreger etc.)?

2. **Welche Szenarien ergäben sich bei wiederholtem Auftreten solcher Witterungsverläufe und welche Konsequenzen hätte dies**

   - für die Forstbetriebe
   - für die Holzmärkte
   - für die Forschung

An der Beantwortung dieser Fragen haben unter Federführung des Instituts für Forstökologie und Walderfassung auch die BFH-Institute für Weltforstwirtschaft, für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung und für Ökonomie mitgewirkt, außerdem auch die Landesforstanstalt Eberswalde mit den Abteilungen Waldökologie und Waldschutz. Die Beiträge aus all diesen Einrichtungen wurden zu dem vorliegenden Bericht zusammengefasst, der der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliches Umweltmonitoring“ vorgelegt wurde.

Angesichts der aktuellen Diskussion um den Waldzustand und die daraus zu ziehenden Konsequenzen soll dieser Bericht einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Die Einzelbeiträge stehen gegenwärtig noch nebeneinander und wurden nicht zu einem abgestimmten Synthesepapier zusammengefügt. Über das Internet sollen sie einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden.

Mit Zustimmung und nach zugesagter Mitwirkung verschiedener Länder erteilte das BMVEL der BFH den Auftrag, unter Einbeziehung nunmehr vorliegender Ergebnisse der Waldzustandserfassung 2004 und weiterer Daten vor allem aus Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald (Level II) bis Oktober 2005 einen weitergehenden Bericht vorzulegen. Dieser wird dann ebenfalls als Arbeitsbericht der BFH veröffentlicht.

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung ... 6

2. Rahmenbedingungen, unter denen die Ausarbeitung erfolgte ... 7

3. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau-Beitrag des Instituts für Forstökologie und Walderfassung ... 9

3.1 Witterungscharakteristik für das Jahr 2003 ... 9

3.2 Parameter zur Kennzeichnung von Trockenheit und Darstellung der regionalen Differenzierung der Trockenheit 2003 ... 10

Vorgehensweise ... 10
Parameter zur Kennzeichnung der meteorologischen Trockenheit ... 11
Klimatische Wasserbilanz für die Referenzperiode 1961 bis 1990 ... 12
Klimatische Wasserbilanz für das Jahr 2003 ... 12
Wasserdefizit berechnet aus der Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990 ... 12
Wasserdefizit für WSE-Punkte und Level 2-Plots ... 14
Klimatische Wasserbilanz 2003 für ausgewählte Level 2-Flächen ... 15

3.3 Darstellung der regionalen Differenzierung von Bodenwasserspeicherkapazität und –dynamik ... 20

Vorbemerkungen ... 20
Vorgehensweise ... 20
Tabellen und Abbildungen zu den Abschnitten 3.2 und 3.3 ... 26

3.4 Wirkung der Witterung auf Wachstum und Vitalität von Waldbäumen und Waldbeständen ... 36

3.4.1 Prinzipielle Zusammenhänge ... 36
3.4.2 Methodische Lösungswege ... 36
3.4.3 Fallstudie nordostdeutsches Tiefland ... 38
3.4.3.1 Erkenntnisse aus Zuwachsfeinmessungen ... 38
3.4.3.2 Erkenntnisse aus jahrringanalytischen Untersuchungen Versuchsflächen und mögliche Aussagen ... 46

Langzeit-Wachstumstrends und Zuwachsverläufe ... 46
Weiserjahre ... 50
Autokorrelation höherer Ordnung in den Jahrring-Zeitreihen ... 52
Analyse und Modellierung der Witterungs-Wachstums-Reaktionen ... 54

3.5 Beiträge zum Einfluss von Trockenheit auf Phänologie, Nadelmasse der Kiefer und Blatt-/Fruchtmasse der Buche ... 57

Trockensommer und Zeitpunkt der Laubverfärbung ... 57
Trockensommer und Blatt-/Fruchtbildung der Buche im nordostdeutschen Tiefland ... 57
Trockensommer und Nadelproduktion/Nadelfall der Kiefer im nordostdeutschen Tiefland ... 58

3.6 Trockensommer 2003 und Ozonkonzentration in Wäldern ... 60

3.7 Sommertrockenheit und Waldbrandgefährdung in Deutschland ... 62

4. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau- Trockenstress und forstliches Umweltmonitoring 2003 in Europa- Institut für Weltforstwirtschaft / Beitrag des PCC des ICP Forests ... 67

4.1 Meteorologischer Hintergrund ... 67

4.2 Forstliches Umweltmonitoring in Europa: das ICP Forests der UNECE ... 67

4.3 Der Kronenzustand im Jahr 2003 und seine zeitliche Entwicklung ... 68

4.4 Zuwachsverhalten in Abhängigkeit vom Klima ... 68

4.5 Die Waldbrandsituation in Europa in 2003 ... 69

4.6 Ozonschäden und Insekten ... 70

4.7 Ausblick ... 71

5. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau- Genetische Aspekte bei der Bewertung von Trockenheit auf Waldzustand und Waldbau- Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung ... 72

5.1 Vorbemerkung ... 72

5.2 Allgemeines ... 72

5.2.1 Anpassung und Anpassungsfähigkeit ... 72

5.2.2 Forsthistorische Entwicklung ... 72

5.2.3 Genetische Vielfalt ... 73

5.3 Bewertung von Witterungsextremen und Klimaänderungen ... 73

5.4 Dürreresistenz aus der Sicht der Provenienzforschung ... 74

Weißtanne (*Abies alba* Mill.) ... 74

Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) ... 75

Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) ... 75

Buche (Fagus sylvatica L.) ... 76

Große Küstentanne (*Abies grandis* Lindl.) ... 76

Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) ... 77

5.5 Konsequenzen für den Waldbau ... 77

5.6 Konsequenzen für die Forschung ... 77

6. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau- Ökonomische Betrachtungen zur Trocknisproblematik- Institut für Forstökonomie ... 80

6.1 Einleitung ... 80

6.2 Konsequenzen für den Forstbetrieb ... 81

6.2.1 Veränderung der Wuchsleistungen ... 84

6.2.2 Verluste aufgrund unplanmäßiger Nutzungen ... 85

6.2.3 Minderung der erntekostenfreien Holzerlöse ... 85

6.2.4 Liquiditätseffekte ... 86

6.2.5 Mehrkosten für Kulturen, Jungwuchspflege und Forstschutz ... 88

6.3 Ansätze für Maßnahmen zum Ausgleich für die Folgen von Witterungsextremen ... 88

Minderung gesetzlicher Verpflichtungen ... 88

Fördermaßnahmen (GAK sowie zus. Regelungen der Bundesländer) ... 88

Steuerliche Regelungen ... 89

Störungen auf den Holzmärkten ... 89

Risikoübertragung durch Versicherung gegen Witterungsschäden ... 89

7. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau-Beitrag der Landesforstanstalt Eberswalde ... 92

7.1 Stressphysiologische Reaktionen von Kiefernbeständen der Level II-Dauerbeobachtungsflächen der Bundesländer Brandenburg und Berlin im Trockenjahr 2003 ... 92

7.1.1 Ausgangssituationen ... 92

7.1.2 Auswertung der witterungsspezifischen Reaktionen der Level II – Probebäume ... 93

7.1.3 Ergebnisse ... 94

7.1.3.1 Osmolalität des Nadelpresssaftes ... 94

7.1.3.2 Nadelwassergehalt ... 95

7.1.3.3 Kohlenhydrate ... 97

7.1.3.4 Prolin ... 98

7.1.3.5 Proteine 100
Diskussion und Schlussfolgerungen 102
Zusammenfassung 103
7.2 Aktuelle Waldschutzsituation-Information der Hauptstelle für Forstpflanzenschutz 106
Schäden in Beständen von Stiel- und Trauben-Eiche 106
Verbreitung der Schäden 106
Symptomausprägung 106
Diagnostische Untersuchungen 106
Eingrenzung der Schadursache 107
Prognose des Schadgeschehens 108
7.3 Sommer 2003 - Fraßgesellschaft in Brandenburgs Wäldern wird immer bunter 109
8. Resümee zum Gesamtbericht 109

Auswirkung der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau
BMVEL 533-7120/1 vom 17.02.2004

1. Veranlassung

Seit 1982 wird in Deutschland eine bundesweite Waldschadenserhebung durchgeführt. In dieser, von Bund und Länder getragenen Aktivität, wurden vor allem Nadel-/Blattverluste und –verfärbungen als zunächst unspezifische Symptome registriert. Als Hauptursachen für die daraus abgeleiteten Schädigungen werden vor allem Emissionen aus Industrie, Verkehr und Landwirtschaft ausgemacht.

Zur Aufklärung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen und als Grundlage für daraus abzuleitende umweltpolitische Entscheidungen und forstpraktische Maßnahmen wurde ein mehrstufiges forstliches Umweltmonitoring etabliert. Dieses hat eine ständige methodische Weiterentwicklung erfahren und trägt bei zur Aufklärung in den Waldökostemen ablaufender und in vielen Fällen zu Schädigungen der Bäume und Bestände führender Prozesse.

Nachdem die Maßnahmen der Bundesregierung zur Reinhaltung der Luft greifen und bzgl. einer Reihe schadauslösender Luftverunreinigungen eine signifikante Minderung, in anderen Fällen zumindest kein Anstieg mehr feststellbar ist, schwanken die Ergebnisse der Schadansprache im Zuge der alljährlichen Waldschadenserhebung um einen mehr oder weniger hohen Wert, eindeutige Trends sind nicht mehr festzustellen. Naheliegend ist, dass der Einfluss der Witterung dabei eine entscheidende Rolle spielt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse der alljährlichen Waldzustandserhebung wird in aller Regel auch der Witterung des Vor- und des laufenden Jahres Beachtung beigemessen. Die Aussagen hierzu bleiben jedoch meist vage und sind bzgl. der Witterungswirkung nicht eindeutig qualitativ-quantitativ analysiert. Festzustellen ist, dass die Aufklärung der Beziehungen zwischen Witterung und Waldzustand nicht mit der gleichen Intensität erfolgt, wie dies z.B. bzgl. der Stoffkreisläufe versucht wird.

Die europaweit verstärkten Bemühungen, im Rahmen des Level II-Programms über phänologische Beobachtungen eine umfassendere Beurteilung der ökosystemaren Abläufe zu ermöglichen, sind daher zu begrüßen. Über dieses generelle Anliegen hinaus hat der Sommer 2003 deutlich gemacht, dass den Auswirkungen von Witterungsextremen bei der Beurteilung des Waldzustandes und der Waldgefährdung unter Umständen eine den anthropogenen Luftverschmutzungen vergleichbare Bedeutung zukommen könnte. Im Hinblick auf ernstzunehmende Prognosen zur Klimaentwicklung der nächsten Jahrzehnte könnten wiederholt auftretende Witterungsextreme (Hitze, Dürre) existenzbedrohende Auswirkungen auf die Waldökosysteme in ihren heutigen Standortsbereichen haben.

Das Anliegen der Bundesregierung, den hierzu vorhandenen Kenntnisstand aufzuarbeiten, ist von prinzipieller Bedeutung, weil im Unterschied zu anthropogen verursachten Luftverschmutzungen ein unmittelbarer und technogen beherrschbarer Wirkungspfad nicht auszumachen ist. Die mit der Studie angerissenene Problematik ist darum mehr als eine Abschätzung der Auswirkungen des Trockensommers 2003 auf den Waldzustand der Folgejahre. Dabei ist davon auszugehen, dass es eine bundesweit einheitliche Aussage nicht geben wird. Wenn auf Länderbasis für repräsentative ökologische Befundeinheiten aus auch weiter zurückliegenden Trockensommern Waldzustandsparameter der Folgejahre plausibel abzuleiten sind, ist dies eine brauchbare Grundlage für Vorhersagen. Fußen die Aussagen der Länder auf einer ver-

gleichbaren Datenbasis und Auswertungsstrategien sind zu einem späteren Zeitpunkt auch länderübergreifende verallgemeinernde klima-, boden- und baumartenspezifische Aussagen möglich.

2. Rahmenbedingungen, unter denen die Ausarbeitung erfolgte

Dem o.g. Erlass zu den Auswirkungen der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht umfassend und auch nicht generell zu entsprechen.

Die Beiträge der Institute der BFH und der Landesforstanstalt Eberswalde stehen in der vorliegenden Ausarbeitung nebeneinander, eine zusammenschauende Wertung war beim gegenwärtigen Kenntnis- und Erarbeitungsstand und in der verfügbaren Zeit nicht zu leisten. Unausgewogen ist auch die für einzelne Gesichtspunkte erreichte Tiefe.

Soll aus ökologischer Sicht eine fundierte Bewertung der Auswirkungen von Trockenheit auf den Wald vorgenommen werden, sind sehr konkrete Aussagen zur Witterung, zum Standort und zur Bestockung erforderlich.

Witterungsseitig sind bedeutungsvoll:

- der Zeitpunkt des Auftretens der Dürre im Jahresverlauf
- die Andauer der Trockenheit
- die Temperatur während der Trockenheit
- die Witterung vor und nach der Trockenheit sowohl im Bezugsjahr als auch in den Jahren davor und danach

Standortsseitig sind vor allem nachstehende Angaben unverzichtbar:

- die Bodenart, insbesondere die Speicherfähigkeit der Böden (Körnung, Feinbodenanteile)
- die Gründigkeit und damit die durchwurzelbare Tiefe
- das Relief und
- das standortsbedingte Feuchteregime (terrestrische, semihydromorphe und hydromorphe Standorte; Grund- bzw. Stauwassereinfluss)
- Qualität und Quantität der organischen Auflagen (Humusformen, mineralische und organische Nassstandorte)
- die Immissionssituation

Bestockungsseitig wirken differenzierend:

- die Baumart
- das Baumalter
- die Baumartenmischung (Rein- oder Mischbestände)
- die Bestandesdichte
- die Bestandesstruktur (ein- oder mehrschichtig)
- die genetisch determinierte Angepasstheit der verschiedenen Herkünfte an Trockenbelastung
- die Ausbildung der Bodenvegetationsdecken mit ihren spezifischen Wasserverbräuchen

Der *Literatur* sind unzählige Beispiele zu den Auswirkungen von Trockenheit auf Waldzustand und –vitalität, auf Zuwachsverlauf, Schadgeschehen infolge physiologischer Grenzwertüberschreitung, aber auch der Entwicklung biotischer Schaderreger zu entnehmen. Es bleiben dies *immer Fallbeispiele* aus lokaler oder regionaler Perspektive, auf deren Darstellung verzichtet werden muss.

Die Vielfalt von möglichen Kombinationen aller Einflussgrößen in ihrer Komplexität macht es schwierig, unterschiedliche Befunde von oft nur wenigen Untersuchungen genau in den ökologischen Kontext zu stellen, der letztlich entscheidend für die Wirkungsrichtung und -stärke von Trockenperioden ist.

Im Rahmen der vorliegenden Ausarbeitung haben wir uns bemüht, den Trockensommer 2003 zunächst witterungsseitig zu charakterisieren und soweit möglich, regionale Differenzierungen herauszuarbeiten. Dafür wurden uns dankenswerterweise Ergebnisse aus Level II-Untersuchungen aus Bayern, Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Sachsen bereitgestellt. Es wird sehr rasch deutlich, dass es innerhalb Deutschlands erhebliche Unterschiede gibt und eine generelle Aussage nicht möglich ist. Anhand von Daten des DWD und von Dauerbeobachtungsflächen (Level I) führen wir den Nachweis, dass das im Jahr 2003 aufgetretene Wasserdefizit im Vergleich zum langjährigen Mittel der klimatischen Wasserbilanz vor allem in Südwestdeutschland als gravierend eingeschätzt werden muss. Aussagen zur Verfügbarkeit der Bodenwasservorräte bzw. deren Ausschöpfung setzen die Verschneidung von Klima- mit Bodendaten voraus. Entsprechende Bemühungen, von der BGR Hannover die im Hydrologischen Atlas von Deutschland enthaltenen Angaben zur effektiven Durchwurzelungstiefe, zur Feldkapazität und zur nutzbaren Feldkapazität in digitaler und georeferenzierter Form zu erhalten, sind eingeleitet. Für eine Reihe der Level II-Flächen sind aber tiefergehende Angaben bereits verfügbar, so dass beispielhaft dargestellt werden kann, welche Ausmaße der Trockensommer 2003 auf den Wasserhaushalt hat.

Noch wesentlich problematischer sind dann Aussagen zur Wirkung des Trockenstresses, die nur aus regionaler und lokaler Sicht und immer nur bezüglich einer konkreten Standorts- und Bestockungssituation gegeben werden können.
Das einzige Verfahren zur flächendeckenden Einschätzung des Waldzustandes in Deutschland ist die alljährliche Waldzustandserhebung. Im Sommer 2003 war diese bereits abgeschlossen, als die Dürrebelastung ihren Höhepunkt erreicht hatte. Die Ergebnisse der Erhebung des Jahres 2004 liegen der BFH bis auf wenige Einzelflächen (RP) noch nicht vor.

Die vorliegende Ausarbeitung fußt daher bezüglich der Auswirkungen von Trockensommern auf die Phänologie und das Wachstumsverhalten auf Ergebnissen, die vor allem an den Baumarten Kiefer und Buche im Rein- und Mischbestand auf terrestrischen Sandstandorten mittlerer bis ziemlich armer Trophieausstattung im nordostdeutschen Tiefland gewonnen wurden. Es sind damit wiederum Fallstudien, die aber ursachenseitig besser unterlegt sind als die Mehrzahl der der Literatur entnehmbaren Beispiele. Dies gilt vor allem für die Kiefernflächen, auf denen durch die Landesforstanstalt Eberswalde stressphysiologische Reaktionen ermittelt wurden. Der Vergleich dieser Untersuchungen mit den jahrringanalytischen Auswirkungen wirft allerdings neue Fragestellungen auf.

Die vorgelegte Studie stellt nur ein erstes Zwischenergebnis dar. Wird in der begonnenen Weise weitergearbeitet, eröffnet dies die Möglichkeit, einer vertieften ökologisch fundierten Auswertung der Waldzustandserfassung nach Vorliegen der Erhebungsresultate des Jahres 2004.

3. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau- Beitrag des Instituts für Forstökologie und Walderfassung

3.1 Witterungscharakteristik für das Jahr 2003

Die lang anhaltende Trockenheit und die hohen Temperaturen des Jahres 2003 führten bundesweit zu zum Teil extrem hohem Wassermangel, der Auswirkungen auf das Baumwachstum haben wird.
Nach Auswertungen durch den Deutschen Wetterdienst hatte das Jahr 2003 insgesamt zehn zu trockene Monate, so dass auch das gesamte Jahr 2003 ein sehr großes Niederschlagsdefizit aufwies. Das Gebietsmittel der Niederschlagshöhe für das Jahr 2003 betrug 593,2 mm. Das sind 197,7 mm oder 24,8 % weniger als in der Referenzperiode 1961 bis 1990. Das Jahr 2003 war damit das siebt trockenste seit Beginn des 20. Jahrhunderts.
Die mittlere Niederschlagsmenge für den Sommer betrug für Deutschland 151,8 mm. Das sind 87,6 mm oder 36,6% weniger als in der Referenzperiode. Der Sommer 2003 war damit der fünft trockenste der letzten 103 Jahre.
Die Jahresmitteltemperatur lag bei 9,4 °C. Das sind 1,4 Grad mehr als im Zeitraum 1961 bis 1990. Das Jahr 2003 war damit das acht wärmste seit 1901.
Für den Sommer 2003 (Juni - August) ergab sich eine Mitteltemperatur für Deutschland von 19,7 °C. Damit lag der Sommer 2003 um 3,4 Grad über dem Referenzwert und war der wärmste Sommer der letzten 103 Jahre.
In der Tabelle 3-1 sind die Niederschläge und die Temperaturen der Sommermonate Juni bis August gewertet.

Tab. 3-1: Witterungscharakteristik der Sommermonate 2003

Monat	Mittel-temperatur [°C]	Abweichung zur Ref.periode [°C]	mittlere Nieder-schlagsmenge [mm]	Abweichung zur Ref.periode 1961 - 1990 [mm]	Einschätzung (Platzziffer für die Jahre seit 1901)
Juni	19,3	3,9	52,0	-32,6	Wärme: 1 Trockenheit: 10
Juli	19,1	2,2	66,5	-11,0	Wärme: 8 Trockenheit: 23
August	20,7	4,2	33,2	-44,0	Wärme: 1 Trockenheit: 3 (nach 1911 u. 1947)

Dabei war die Trockenheit im Sommer 2003 unterschiedlich ausgeprägt und durchaus nicht überall als extrem zu bezeichnen.
In Tabelle 3-2 sind Temperaturen und Niederschläge der Monate Juni bis August von auffällig trocken-heißen Sommern seit 1976 (Wetterstation Angermünde, Nordost-Brandenburg) angegeben. Die in Tabelle 3-3 enthaltenen Abweichungen stehen in Relation zu langjährigen Normalwerten des Zeitraums 1951 bis 2000, welche unter Ausschluss von extremen Witterungsverläufen berechnet wurden. Es wird deutlich, dass zwar die Monate Juni und August unter den trockensten und wärmsten Monaten der betrachteten Jahre sind, der Monat Juli ist mit mehr als dem Doppelten an Niederschlag dagegen feucht. Dies lässt den Sommer 2003 bezüglich der meteorologischen Trockenheit in dieser Region nicht als absoluten Extremsommer erscheinen. In den Monaten Juni bis August des Jahres 2003 fielen insgesamt 152,3 mm Niederschlag. Dies ist der zweithöchste Wert im Vergleich der betrachteten Jahre. Der Sommer 1976 war bezüglich der Wirkung der Trockenheit auf die Baum- und Bestandesvitalität deutlich extremer.

Tab. 3-2: Monatsmitteltemperaturen und Monatssummen der Niederschläge von trocken-heißen Sommern seit 1976

	Temperatur [°C]			Niederschlag [mm]		
	Juni	**Juli**	**August**	**Juni**	**Juli**	**August**
1976	17,15	19,46	16,91	21,3	21,8	7,8
1982	16,17	19,07	18,82	50,9	15	19
1992	18,84	19,89	19,63	19,4	38	97,7
1994	15,57	22,06	18,14	39,2	24,5	59,7
1999	16,24	20,21	17,99	61,1	29	39,2
2003	18,69	19,39	19,34	20,1	106,4	25,8

Tab. 3-3: Abweichungen der Monatsmitteltemperaturen und Monatssummen der Niederschläge von trocken-heißen Sommern seit 1976 von langjährigen Normalwerten (Jahre 1961 bis 1990)

	Temperaturabweichung [°C]			rel. Niederschlagsabw. [%]		
	Juni	**Juli**	**August**	**Juni**	**Juli**	**August**
1976	0,97	1,92	-0,19	-69,0	-59,3	-85,9
1982	-0,01	1,53	1,72	-25,8	-72,0	-65,8
1992	2,66	2,35	2,53	-71,7	-29,0	76,0
1994	-0,61	4,52	1,04	-42,9	-54,2	7,5
1999	0,06	2,67	0,89	-11,0	-45,8	-29,4
2003	2,51	1,85	2,24	-70,7	98,7	-53,5

3.2 Parameter zur Kennzeichnung von Trockenheit und Darstellung der regionalen Differenzierung der Trockenheit 2003

Trockenheit entsteht durch ein Niederschlagsdefizit (Abweichung vom langjährigen Normalwert), bei dem der Pflanzenwasserbedarf nicht ausreichend gedeckt ist.
Der Grad der Trockenheit wird bestimmt durch:

- Dauer,
- Intensität,
- Räumliche Ausdehnung.

Bei der Trockenheit wird unterschieden nach:

- Meteorologische Trockenheit (Regendefizit),
- Pflanzliche Trockenheit (Pflanzenwassermangel),
- Hydrologische Trockenheit (Probleme der Wasserversorgung).

Vorgehensweise

Die Ermittlung und Darstellung der regionalen Differenzierung der Trockenheit 2003 für Deutschland erfolgt in folgenden Arbeitsschritten:

- Auswahl der Parameter zur Kennzeichnung der meteorologische Trockenheit

- Berechnung der klimatischen Wasserbilanz (KWB) für die Referenzperiode 1961 bis 1990 aus Daten des Deutschen Wetterdienstes, differenziert für die Bundesländer und nach Klassen unterschiedlicher Höhe der KWB
- Berechnung der klimatischen Wasserbilanz 2003 aus Daten des Deutschen Wetterdienstes, differenziert für die Bundesländer und nach Klassen unterschiedlicher Höhe der KWB
- Berechnung des Wasserdefizites aus der Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990, differenziert für die Bundesländer und nach Klassen unterschiedlicher Höhe des Wasserdefizits
- Grafische Darstellung der Ergebnisse in Karten mit Hilfe von ARC VIEW
- Ermittlung des Wasserdefizit für WSE-Punkte und Level 2-Plots
- Ermittlung der klimatische Wasserbilanz für 2003 für ausgewählte Level 2-Flächen in täglicher Auflösung

Parameter zur Kennzeichnung der meteorologischen Trockenheit

Eine der am häufigsten benutzten Größen zur Kennzeichnung der Feuchtebedingungen eines Gebietes ist das klimatologische Wasserdefizit bzw. die klimatische Wasserbilanz (KWB). Die klimatische Wasserbilanz ist die Differenz aus der Summe des Niederschlags und der potentiellen Verdunstung über Gras nach Formel (1). Weil die reale Verdunstung schwer zu ermitteln ist, sie hängt u.a. von Bodenart und –bedeckung, vom pflanzenphysiologischen Zustand der Vegetation und vom aktuellen Wassergehalt des Bodens ab, wird als Maß die Grasreferenzverdunstung benutzt. Sie stellt die Verdunstung einer standardisierten Grasfläche auf einheitlichem Boden bei optimaler Wasserversorgung dar.

$$KWB = P - ETP \qquad (1)$$

P = Niederschlag
ETP = potentielle Evapotranspiration

Dieser Parameter ist geeignet, sowohl die potentielle Trockenheitsgefährdung eines Betrachtungsraumes im langjährigen Mittel als auch die aktuelle Gefährdung infolge Niederschlagsmangels in kurzen Zeiträumen zu kennzeichnen. Er wird im Rahmen dieser Auswertung zur Differenzierung der Trockenheit genutzt.

Für die vom DWD bezogenen, in Anzahl und Lage der Stationen nicht identischen Datensätze zur Niederschlagshöhe und potentiellen Verdunstung musste mit Hilfe von ARC VIEW Kompatibilität hergestellt werden. Danach erfolgte für jeden Gitterpunkt eines 1-km-Rasters die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz für die internationale Referenzperiode 1961 bis 1990 und für das Jahr 2003 sowie die kartenmäßige Darstellung der Ergebnisse.

Die Tabelle 3-4 enthält, getrennt nach Bundesländern, die Werte der klimatischen Wasserbilanz für die Referenzperiode 1961 – 1990, des Jahres 2003 und die Differenz zwischen KWB 2003 und der Referenzperiode 1961 – 1990.
Tabelle 3-5 weist für Deutschland die absoluten und relativen Flächenanteile aus, die sich für zwölf Wasserdefizitklassen im Mittel der Jahre 1961 – 1990 und für das Jahr 2003 ergeben.
Danach liegt im langjährigen Mittel die KWB für Deutschland bei +191 mm, im Jahre 2003 dagegen bei –70 mm, woraus sich ein mittleres Wasserdefizit von –261 mm ergibt. Die landesbezogenen Mittelwerte sind regional stark differenziert.

Klimatische Wasserbilanz für die Referenzperiode 1961 bis 1990

Aufgrund der Zunahme des Niederschlages und des Rückgangs von Temperatur und Verdunstung mit der Höhe über NN wird für die Höhenlagen der Alpen und der Mittelgebirge mit Werten von z.T. über 1000 mm eine positive KWB deutlich. Auch in weiten Teilen Nordwest-, West-, Südwest- und Süddeutschlands, die mehr als 50 % der Fläche Deutschlands ausmachen, liegt die KWB mit Werten von 100 bis 400 mm noch deutlich im positiven Bereich.
Nur für Rheinhessen und das Nordostdeutsche Tiefland (im südöstlichen Mecklenburg-Vorpommern, im größten Teil Brandenburgs, im östlichen Teil von Sachsen-Anhalt und im Norden Sachsens) sowie im Norden Thüringens, zusammen ca. 17 % der Fläche Deutschlands ausmachend, ist die klimatische Wasserbilanz mit Jahreswerten zwischen 0 bis –300 mm negativ (Abb. 3-1).

Klimatische Wasserbilanz für das Jahr 2003

Deutlich andere Verhältnisse zeigt die klimatische Wasserbilanz des Trockenjahres 2003 (Abb. 3-2). Für 70 % der Fläche Deutschlands, mit Ausnahme der Alpen und des Alpenrandes, der Mittelgebirge sowie des nordwestdeutschen Küstenraumes, ergaben sich mit Werten zwischen 0 bis –300 mm, im Mittel wie oben erwähnt –70 mm, negative klimatische Wasserbilanzen.

Wasserdefizit berechnet aus der Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990

Um das Ausmaß der Trockenheit in seiner regionalen Differenziertheit zu verdeutlichen, wurde die Differenz der Jahreswerte der KWB 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990 für die Gitterpunkte des 1-km-Rasters errechnet und in der Abbildung 3-3 grafisch dargestellt. Danach ergibt sich für ganz Deutschland für 2003 ein Wasserdefizit im Vergleich zum langjährigen Mittel in Höhe von -261 mm (Tab. 3-4). Dieses Defizit ist am größten in den normalerweise niederschlagsbegünstigten Regionen Deutschlands (Südwesten Baden-Württembergs, Höhenlagen der Alpen und der Mittelgebirge), wo das Wasserdefizit bei -500 bis -800 mm und zum Teil noch darüber liegt. Bis auf die unmittelbare Küstenregion sowie Teile Sachsen-Anhalts und Thüringens liegt das Wasserdefizit für 84 % der Fläche Deutschlands relativ einheitlich zwischen -200 und -400 mm (Tab. 3-6).
Diese Veränderungen der klimatischen Wasserbilanz im Vergleich zum langjährigen Mittel sind besonders für Baumarten mit schmaler ökologischer Amplitude am Rande oder außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes oft ökologisch problematischer als die absoluten Werte. Bei Überschreitung der langjährig herausgebildeten ökologischen Toleranzbereiche gegenüber einzelnen witterungsbedingten Parametern sind ernsthafte Stabilitätsbeeinträchtigungen zu erwarten.

Tab. 3-4 :Klimatische Wasserbilanz der Referenzperiode 1961 bis 1990 und des Jahres 2003 sowie die Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990 (Wasserdefizit) der Bundesländer

Bundesland	mittl. KWB 1961 bis 1990 [mm]	mittl. KWB 2003 [mm]	mittl. Wasserdefizit [mm]
Baden-Württemberg	**421,39**	**36,14**	**-388,41**
Bayern	**403,35**	**65,93**	**-336,75**
Berlin	-21,55	-246,11	-224,20
Brandenburg	-35,22	-260,33	-224,53
Bremen	177,63	11,06	-166,11
Hamburg	204,37	-60,31	-263,32
Hessen	237,64	-51,11	-290,05
Mecklenburg-Vorpommern	30,91	-168,82	-198,85
Niedersachsen	197,85	-35,15	-233,02
Nordrhein-Westfalen	337,34	62,43	-274,75
Rheinland-Pfalz	237,05	-23,21	-260,22
Saarland	335,31	13,32	-323,85
Sachsen	149,42	-142,18	-291,32
Sachsen-Anhalt	-24,89	-238,13	-212,99
Schleswig-Holstein	246,33	-2,53	-248,86
Thüringen	160,30	-78,66	-240,55
BRD insgesamt	**191,08**	**-69,85**	**-261,11**

Tab. 3-5:Prozentualer Anteil einzelner Klassen der klimatischen Wasserbilanz der Referenzperiode 1961 – 1990 und des Jahres 2003 an der Gesamtfläche Deutschlands

KWB-Klasse [mm]	**mittl. KWB 1961 bis 1990 [mm]**	**Fläche [km²]**	**% v.d. BRD-Fläche**	**mittl. KWB 2003 [mm]**	**Fläche [km²]**	**% v.d. BRD-Fläche**
< -300				-346,07	7.111,00	1,99
-300 bis –200				-250,50	82.280,00	23,01
-200 bis –100	-137,10	3.965,00	1,11	-150,50	76.595,00	21,42
-100 bis 0	**-50,50**	**56.383,00**	**15,77**	**-50,50**	**82 308,00**	**23,02**
0 bis 100	49,50	56.321,47	15,75	49,50	53.829,00	15,06
100 bis 200	149,50	72.881,00	20,38	149,50	22.745,00	6,36
200 bis 300	249,50	72.416,53	20,25	249,50	11.180,00	3,13
300 bis 400	349,50	37.872,00	10,59	349,50	7.179,00	2,01
400 bis 600	499,50	31.132,00	8,71	499,50	7.533,00	2,11
600 bis 800	699,50	13.230,00	3,70	699,50	2.856,00	0,80
800 bis1000	899,50	5.464,00	1,53	899,50	1.450,00	0,41
>1000	1719,88	7.860,00	2,20	1434,54	2.459,00	0,69
BRD gesamt	**191,08**	**357.525,00**		**-69,85**	**357.25,00**	

Tab. 3-6: Prozentualer Anteil einzelner Klassen des Wasserdefizits (Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990) an der Gesamtfläche Deutschlands

Wasserdefizit-Klasse [mm]	**mittl. Wasserdefizit [mm]**	**Fläche [km²]**	**% v.d. BRD-Fläche**
< -800	-850,85	124	0,03
-800 bis –700	-750,33	620	0,17
-700 bis –600	-650,5	1.395	0,38
-600 bis –500	-550,5	3.202	0,9
-500 bis –400	-450,5	12.210	3,42
-400 bis –300	-350,5	94.987	26,57
-300 bis –200	-250,5	204.811	57,29
-200 bis –100	-152,38	40.176	11,24
	-261,11	**357.525**	

In den Tabellen 3-7 bis 3-9 (im Anhang) sind für die KWB 1961 bis 1990, die KWB 2003 und für das aus beiden Werten ermittelte Wasserdefizit die prozentualen Anteile einzelner Klassen des Wasserdefizits bzw. der KWB an der Gesamtfläche der Bundesländer enthalten.

Wasserdefizit für WSE-Punkte und Level 2-Plots

Durch Verschneidung der Daten zum Wasserdefizit mit den georeferenzierten Punkten der Waldschadenserhebung (WSE) und der Level 2-Plots wird eine Bewertung des Wasserdefizits für 453 WSE-Punkte und für 88 Level 2-Plots Deutschlands möglich (Abb. 3-3). In der Tabelle 3-10 ist die Rangfolge des Wasserdefizits für den Bereich von <–800 bis >–395 mm für 40 WSE-Punkte zusammengestellt. 22 der 40 WSE-Punkte liegen in Baden-Württemberg und hier hauptsächlich im Südwesten des Landes. Die restlichen Punkte verteilen sich auf den südlichen und nordwestlichen Teil Bayerns, ein Punkt liegt im Süden von Hessen an der Grenze zu Baden-Württemberg.
Für die Level 2-Plots ergeben sich ähnliche geografische Schwerpunkte. Der Abbildung 3-2 ist für jeden Level 2-Punkt für 2003 der an den Gitterpunkten des 1-km-Rasters berechnete Wert zu entnehmen. Für 37 Level 2-Plots der Bundesländer Brandenburg, Sachsen, Bayern und Rheinland-Pfalz wurde die klimatische Wasserbilanz darüber hinaus aus den am Plot gemessenen Witterungsdaten ermittelt. Grundlage für die Berechnung war die Gleichung (1). Die Berechnung der Grasreferenzverdunstung (potentielle Evapotranspiration) erfolgte nach dem Standardverfahren der FAO unter Nutzung der Penman-Monteih-Gleichung.
Es wird deutlich, dass bei Verwendung am Standort ermittelter Daten die klimatische Wasserbilanz an den Level 2-Plots von den für die Gitterpunkte des 1-km-Rasters berechneten und dann interpolierten Werten abweicht (Tab. 3-11). Die Ursache liegt hauptsächlich in den gerade in den Sommermonaten kleinräumig vorhandenen Niederschlags- , Temperatur- und Strahlungsunterschieden.

Tab. 3-10: Rangfolge des Wasserdefizit für 40 WSE-Punkte in Deutschland (berechnet aus der Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990)

WSE-Plot	Bundesland	Wasserdefizit [mm]	WSE-Plot	Bundesland	Wasserdefizit [mm]
9928	Baden-Württemberg	-766	964	Bayern	-435
834	Baden-Württemberg	-684	9688	Baden-Württemberg	-430
9951	Baden-Württemberg	-673	924	Bayern	-429
9833	Baden-Württemberg	-636	661	Baden-Württemberg	-427
967	Bayern	-626	531	Bayern	-426
807	Baden-Württemberg	-610	9689	Baden-Württemberg	-426
929	Baden-Württemberg	-604	783	Baden-Württemberg	-424
927	Baden-Württemberg	-600	9855	Baden-Württemberg	-423
904	Baden-Württemberg	-553	556	Bayern	-422
808	Baden-Württemberg	-550	530	Bayern	-416
952	Baden-Württemberg	-533	876	Bayern	-415
9782	Baden-Württemberg	-526	9757	Baden-Württemberg	-412
9879	Baden-Württemberg	-519	965	Bayern	-410
9856	Baden-Württemberg	-518	764	Baden-Württemberg	-408
960	Baden-Württemberg	-508	735	Baden-Württemberg	-407
9857	Baden-Württemberg	-506	789	Baden-Württemberg	-407
966	Bayern	-480	9814	Baden-Württemberg	-406
947	Bayern	-466	557	Bayern	-399
607	Hessen	-455	813	Baden-Württemberg	-397
756	Baden-Württemberg	-439	619	Bayern	-395

Klimatische Wasserbilanz 2003 für ausgewählte Level 2-Flächen

In der Tabelle 3-11 ist die klimatische Wasserbilanz für 2003 für ausgewählte Level 2-Plots zusammengestellt und in den Abbildungen 3-5 bis 3-9 (im Anhang) in täglicher Auflösung grafisch dargestellt.
Zusammenfassend ist die Trockenheitssituation in den vier Bundesländern wie folgt zu werten:

Rheinland-Pfalz

Rheinland- Pfalz liegt beim mittleren Wasserdefizit 2003 im bundesweiten Vergleich mit -260 mm im Mittelfeld (Tabelle 3-4). Die KWB 2003 schließt am Jahresende mit –23 mm nur leicht negativ ab. Die KWB der untersuchten Flächen liegt bis auf die Fläche Merzalben (Richtung Baden-Württemberg gelegen) am Ende des Jahres im positiven Bereich (Abb. 3-8 im Anhang).

Bayern

Das mittlere Wasserdefizit Bayerns beträgt -337 mm. Damit hat Bayern 2003 nach Baden-Württemberg das zweithöchste Wasserdefizit in Deutschland. Die KWB 2003 zeigt für die 22 Level 2-Flächen erhebliche Unterschiede (Abb. 3-5 u. 3-6 im Anhang). Die Schwankungsbreite der KWB liegt am Ende des Jahres zwischen –381 und +864 mm. Die überwiegende Anzahl der Level 2-Plots endet 2003 mit einer deutlich negativen KWB. Da die KWB im langjährigem Mittel jedoch für den größten Teil Bayerns positiv ist (Tab. 3-4), werden erhebliche negative Auswirkungen auf das Baumwachstum erwartet (RASPE et al. 2004).

Brandenburg

Brandenburg rangiert mit einem mittleren Wasserdefizit von -225 mm 2003 im Bundesvergleich im letzten Drittel. Alle sechs Flächen haben am Jahresende eine deutlich negative KWB (Abb. 3-7 im Anhang). Die Schwankungsbreite mit Werten zwischen -406 bis –184 mm ist ebenfalls erheblich. Im Landesmittel liegt die KWB 2003 bei –260 mm. Brandenburg hat jedoch im Unterschied zu Bayern auch im langjährigem Mittel landesweit eine negative KWB von –35 mm im Jahr.

Sachsen

Mit einem mittleren Wasserdefizit von -291 mm liegt Sachsen im Vergleich der Bundesländer im vorderen Drittel. Im langjährigen Mittel 1961 bis 1990 hat nur der Nordwesten Sachsens eine negative KWB, sonst liegt die KWB mehrheitlich im positiven z.T. im deutlich positiven Bereich. Für ganz Sachsen ergibt sich im langjährigen Mittel eine KWB von 149 mm, das Landesmittel 2003 liegt bei –142 mm. Innerhalb von Sachsen sind deutliche regionale Unterschiede feststellbar. Im Jahr 2003 bleibt nur die KWB im südwestlichen Teil im positiven Bereich, während die im Nordosten und Nordwesten liegenden Flächen eine negative KWB haben (Abb. 3-9 im Anhang).

In allen untersuchten Flächen der vier Bundesländer wird die niedrigste KWB je nach Länge der niederschlagsfreien Periode (Tab. 3-12) zwischen Ende August und Ende September 2003 erreicht (Abb. 3-5 bis 3-9 im Anhang).

Tab. 3-11: Vergleich der klimatischen Wasserbilanz 2003 für einzelne Level 2-Plots berechnet aus den witterungsspezifischen Werten und aus den für die Gitternetzpunkte des DWD durch Interpolation berechneten Werten

Level 2-Plot	Bundesland	Flächen-name	KWB aus den witterungsspezifischen Werten berechnet [mm]	KWB aus den an den Gitternetzpunkten des DWD berechneten und interpolierten Werten ermittelt [mm]
702	Rheinland-Pfalz	Adenau	94	193
704	Rheinland-Pfalz	Neuhäusel	107	114
705	Rheinland-Pfalz	Merzalben	-38	74
901	Bayern [1]	ALT	-358	-269
902	Bayern	AOE	-167	-95
904	Bayern	BER	864	695
918	Bayern	BOD	-381	-191
905	Bayern	DIN	-359	-211
907	Bayern	EBR	-261	-184
908	Bayern	FLO	348	188
919	Bayern	FRE	-312	-190
909	Bayern	GOL	257	281
910	Bayern	LAN	-227	-250
912	Bayern	PEG	165	86
921	Bayern	WUE	-347	-193
1201	Brandenburg	Natteheide	-272	-240
1202	Brandenburg	Beerenbusch	-184	-205
1203	Brandenburg	Kienhorst	-381	-283
1204	Brandenburg	Weizgrund	-406	-281
1205	Brandenburg	Neusorgefeld	-286	-274
1206	Brandenburg	Schwenow	-290	-292
1401	Sachsen	Klingenthal	343	291
1402	Sachsen	Olbernhau	201	174
1403	Sachsen	Cunnersdorf	-47	-104
1404	Sachsen	Bautzen	-159	-187
1405	Sachsen	Laußnitz	-186	-226
1406	Sachsen	Colditz	-123	-203

[1] die restlichen bayerischen Flächen werden z.Zt. in Abstimmung mit dem DWD auf ihre Differenzen hin überprüft

Tab. 3-12: Anzahl von Tagen mit Niederschlägen < 1 mm im Zeitraum Juni – August 2003 auf ausgewählten Level 2 -Plots

Level 2-Plot	Flächenname	Bundesland	Anzahl von Tagen mit Niederschlägen < 1 mm im Zeitraum Juni – August 2003
906	„EBE“	Bayern	57
1203	Kienhorst	Brandenburg	22
702	Adenau	Rheinland-Pfalz	18
1404	Bautzen	Sachsen	21

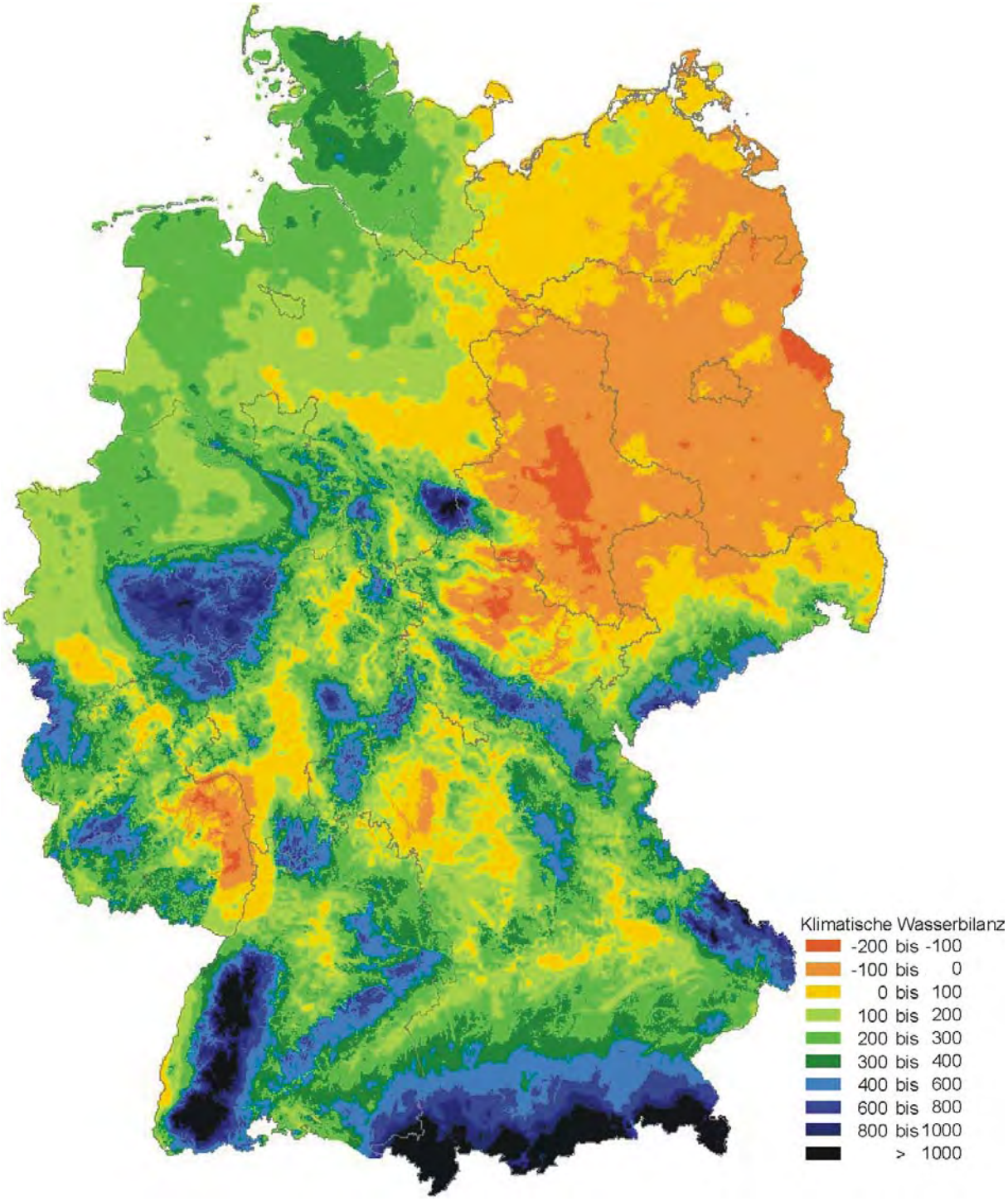


Abb. 3-1: Klimatische Wasserbilanz für die Referenzperiode 1961 bis 1990

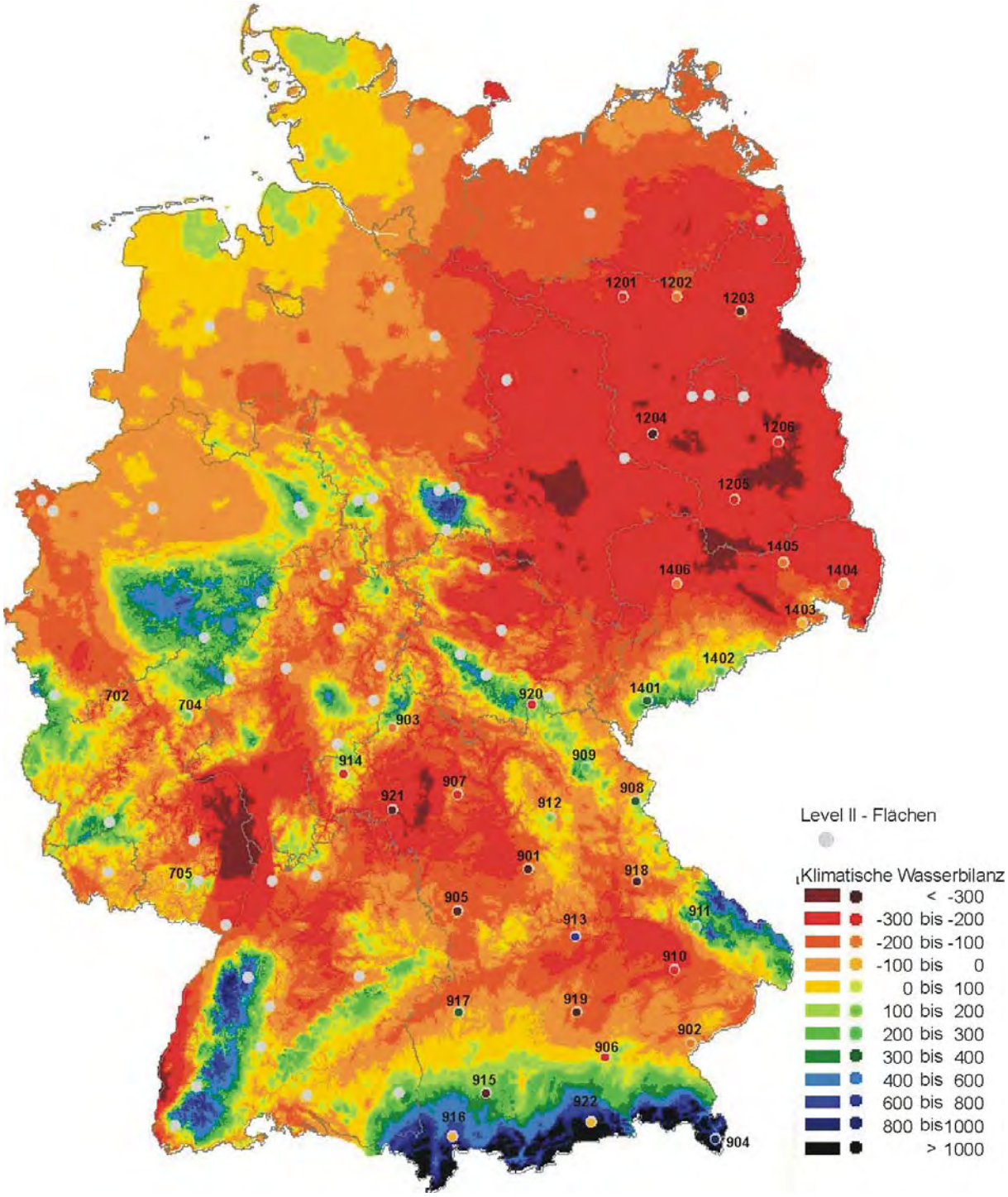


Abb. 3-2: Klimatische Wasserbilanz für das Jahr 2003 (aus Daten des DWD der Gitterpunkte des 1-km-Rasters berechnet), Lage der Level 2-Flächen Deutschlands und KWB 2003 für die mit der Plot-Nr. beschrifteten Level 2-Flächen (aus den witterungsspezifischen Daten berechnet)

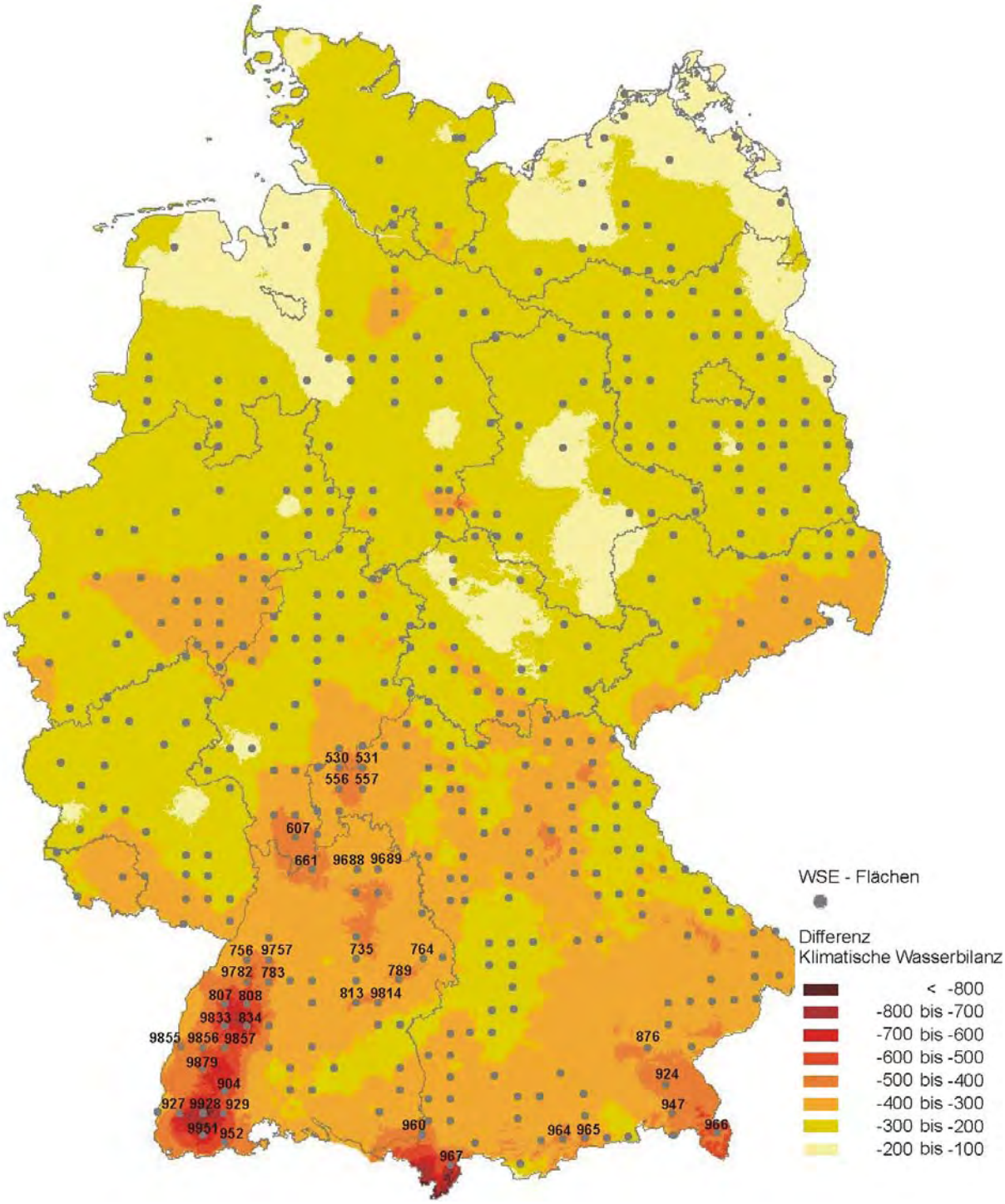


Abb. 3-3: Wasserdefizit für WSE-Flächen Deutschlands (berechnet aus der Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 bis 1990) und Lage der Beobachtungsflächen der Waldschadenserhebung (die mit Nummern versehenen 40 WSE-Flächen sind die mit dem höchsten Wasserdefizit, siehe auch Tab. 3-8)

3.3 Darstellung der regionalen Differenzierung von Bodenwasserspeicherkapazität und –dynamik

Vorbemerkungen

Die hydrologischen Prozesse im Wald werden sehr wesentlich vom Boden beeinflusst. Außer dem Niederschlag und der Interzeption hängen alle anderen Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung von der Bodenstruktur ab (Gleichung [2]).

N	=	V + A			(2)
V	=	I+E+T			
A	=	Ao+S+dW			
N	=	Niederschlag	A	=	Abfluss
V	=	Verdunstung	Ao	=	Oberirdischer Abfluss
I	=	Interzeption	S	=	Sickerung
E	=	Evaporation	dW	=	Wassergehaltsänderung im Boden
T	=	Transpiration			

Sind Niederschlag und Interzeption gegeben, so bestimmen die bodenstrukturellen Merkmale

- das Wasserangebot für die Evapotranspiration,
- die Menge an pflanzenverfügbarem Bodenwasser und
- die Höhe der Tiefenversickerung.

Wichtige, den Bodenwasserhaushalt kennzeichnende bodenphysikalische Kennwerte sind die Feldkapazität (FK =Bodenwassermenge, die ein natürlich gelagerter Boden gegen die Schwerkraft festhalten kann), der permanente Welkepunkt (PWP = Bodenwassergehalt, bei dessen Unterschreitung die meisten Pflanzen permanent welken) und die nutzbare Feldkapazität (pflanzenverfügbarer Bodenwassergehalt [nFK = FK-PWP]). Diese Werte werden im Allgemeinen horizontweise bis zu einer festzulegenden Bodentiefe berechnet.
Die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge für den effektiven Wurzelraum (W_p), als wichtigster bodenhydrologischer Kennwert, wird nach Gleichung (3) bestimmt.

$$W_p = nFk * W_{eff} \quad (3)$$

nFK = nutzbare Feldkapazität
W_{eff} = effektive Durchwurzelungstiefe

Bei Vorhandensein der nutzbaren Bodenwasserspeicherkapazität und der tiefenabhängigen Bodenwasserdynamik wird die Charakterisierung der Ursachen-Wirkungsbeziehung zwischen Niederschlagsmangel, Bodenaustrocknung und Pflanzenreaktion möglich.

Vorgehensweise

Für eine umfassende Aussage über das pflanzenverfügbare Bodenwasser für die unterschiedlichen Bodenverhältnisse Deutschlands ist die Datenlage zum jetzigen Zeitpunkt nicht vorhanden. Die flächenhafte Darstellung der Auswirkung der meteorologischen Trockenheit auf die verfügbaren Bodenwassermengen hat dies jedoch zur Voraussetzung.

Z. Zt. liegen diese Informationen für 38 Level 2-Plots der Bundesländer Bayern, Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Sachsen vor.

Mit Hilfe der nutzbaren Feldkapazität wurde in einem ersten Schritt die Differenzierung der Bodenwasserspeicherkapazität bis 40 cm Bodentiefe und für den effektiven Wurzelraum der Versuchsflächen dargestellt. Deutlich werden baumarten- und bodentypspezifische Unterschiede in der effektiven Durchwurzelungstiefe und in der Höhe der verfügbaren Wassermengen im effektiven Wurzelraum (Tab. 3-13 und 3-14). Während auf den tiefgründigen Buchen- und Eichenflächen z.B. in Bayern, Rheinland-Pfalz und Sachsen die nFk-Werte zwischen 260 und 460 mm liegen, betragen sie auf den flachgründigen Mittelgebirgstandorten und den armen Sandflächen z.B. in Brandenburg dagegen nur 60 bis 120 mm. Diese Unterschiede haben direkte Auswirkung auf die Bodenwasserausschöpfung und die Menge an verfügbarem Bodenwasser im effektiven Wurzelraum in Trockenperioden innerhalb der Vegetationsperiode.

Tab. 3-13: Baumarten und bodenkundliche Kennwerte der ausgewerteten Level 2-Plots

Plot	Fläche	Baumart	Alter	Bodentyp	Substrat
702	Adenau	Fichte	106	mäßig pod. Braunerde	Grauwacke mit Decklehm
704	Neuhäusel	Rotbuche	105	tiefgründige Braunerde	Bims über Emsquarzit
705	Merzalben	Tr.-Eiche	169-196	schw.pod. Braunerde	mittlerer Buntsandstein
707	Johannis-kreuz	Kiefer	122	ausgeprägter Braunerde-Podsol	mittlerer Buntsandstein
901	ALT	Kiefer	81-100	Eisen-Humus-Podsol	arme pleistozäne Sande
902	AOE	Fichte	61-80	schwach podsolige Parabraunerde	Lockersedimente
903	BBR	Rotbuche	> 120	Eutrophe Braunerde	Magmatite/Metamorphite
904	BER	Lärche	> 120	Braunerde-Rendzina	Lockersedimente
918	BOD	Kiefer	101-120	Podsol-Braunerde	Verw.lehm/Decklehm ü. Quarz
905	DIN	Fichte	61-80	Parabraunerde großer Entwicklungstiefe	Lockersedimente
906	EBE	Rotbuche	> 120	Pseudogley-Braunerde	Verw.lehm/Decklehm ü. Ton
907	EBR	Fichte	61-80	Braunerde-Podsol	Magmatite/Metamorphite
908	FLO	Fichte	81-100	Podsolige Braunerde	Verw.lehm/Decklehm ü. Ton
919	FRE	Stieleiche	81-100	Kalkpaternia	Lockersedimente
909	GOL	Rotbuche	101-120	podsolige Braunerde	Magmatite/Metamorphite
922	KRE	Kiefer	61-80	Braunerde-Podsol im Unterboden pseudovergleyt	Verw.lehm/Decklehm ü. Quarz
910	LAN	T-Eiche	101-120	schwach pseudovergleyte Parabraunerde ü. Terra Fusca	Lockersedimente
911	MIT	T-Eiche	81-100	pseudovergleyte Braunerde	Decklehm ü. Quarz
912	PEG	Rotbuche	61-80	Parabraunerde	Lockersedimente
913	RIE	Fichte	101-120	Podsol-Pseudogley	Decklehm ü. Ton

920	ROK	Fichte	61-80	Parabraunerde-Pseudogley	Lockersedimente
914	ROT	Kiefer	101-120	Podsol-Braunerde, im Unterboden leicht pseudovergleyt	Verw.lehm/Decklehm ü. Quarz
915	SOG	Rotbuche	> 120	Braunerde-Parabraunerde	Verw.lehm/Decklehm ü. Ton
916	SON	Fichte	61-80	Braunerde	Verw.lehm/Decklehm ü. Ton
921	WUE	T-Eiche	81-100	Braunerde-Pseudogley	Lockersedimente
917	ZUS	Fichte	111	Braunerde-Hangley	
1201	Natteheide	Kiefer	61-80	Sand-Braunerde	arme pleistozäne Sande
1202	Beerenbusch	Kiefer	61-80	Sand-Braunerde	arme pleistozäne Sande
1203	Kienhorst	Kiefer	81-100	Podsol	arme pleistozäne Sande
1204	Weizgrund	Kiefer	81-100	Sand-Braunerde	arme pleistozäne Sande
1205	Neusorgefeld	Kiefer	61-80	Sand-Braunerde	arme pleistozäne Sande
1206	Schwenow	Kiefer	61-80	Sand-Braunerde	arme pleistozäne Sande
1401	Klingenthal	Fichte	61-80	Podsol-Braunerde	Magmatite/Metamorphite
1402	Olbernhau	Fichte	101-120	stark pod. Braunerde	Magmatite/Metamrphite
1403	Cunnersdorf	Fichte	81-100	stark pod. Braunerde - Pseudugley-Braunerde	Verw.lehm/Decklehm ü. Quarz
1404	Bautzen	Fichte	81-100	mäßig pod. Braunerde	Magmatite/Metamorphite
1405	Laußnitz	Kiefer	81-100	stark pod. Braunerde	arme pleistozäne Sande
1406	Colditz	Tr.-Eiche	41-60	Pseudogley	Lockersedimente

Tab. 3-14: Bodenhydrologischer Kennwerte für ausgewählte Level 2-Plots

Plot	**Fläche**	**Bundesland**	**nutzbare Feldkapazität (ohne Auflage) [mm]**		**eff. Wurzel-tiefe [cm]**
			bis 40cm Bodentiefe	**im effektiven Wurzelraum**	
702	Adenau [1]	Rheinland-Pfalz	63,20	81,00	75
704	Neuhäusel [2]	Rheinland-Pfalz	85,30	466,20	165
705	Merzalben [3]	Rheinland-Pfalz	79,70	206,00	105
707	Johaniskreuz [2]	Rheinland-Pfalz	77,00	138,40	105
901	ALT	Bayern	20,98	71,85	138
902	AOE	Bayern	117,20	213,13	150
903	BBR	Bayern	55,10	100,70	80
904	BER	Bayern	44,53	86,17	100
918	BOD	Bayern	72,40	164,95	120
905	DIN	Bayern	94,00	254,95	145
906	EBE	Bayern	62,20	119,05	103
907	EBR	Bayern	77,75	176,25	128
908	FLO	Bayern	101,27	162,75	70
919	FRE	Bayern	85,49	231,30	160
909	GOL	Bayern	101,40	213,17	110
922	KRE	Bayern	79,82	159,35	85
910	LAN	Bayern	83,62	183,50	160
911	MIT	Bayern	103,98	302,40	120
912	PEG	Bayern	90,57	280,40	185

913	RIE	Bayern	97,57	154,25	110
920	ROK	Bayern	90,50	184,33	90
914	ROT	Bayern	111,96	237,50	130
915	SOG	Bayern	94,03	269,45	115
916	SON	Bayern	75,80	228,46	120
921	WUE	Bayern	68,56	178,93	130
917	ZUS	Bayern	95,35	133,05	63
1201	Natteheide	Brandenburg	63,00	124,00	100
1202	Beerenbusch	Brandenburg	37,00	87,00	100
1203	Kienhorst	Brandenburg	49,00	107,00	100
1204	Weizgrund	Brandenburg	51,00	85,00	100
1205	Neusorgefeld	Brandenburg	38,00	69,00	100
1206	Schwenow	Brandenburg	35,00	66,00	100
1401	Klingenthal	Sachsen	53,50	135,5	120
1402	Olbernhau	Sachsen	32,00	119,00	118
1403	Cunnersdorf	Sachsen	30,50	88,50	100
1404	Bautzen	Sachsen	93,50	293,50	125
1405	Laußnitz [4]	Sachsen	54,00	149,00	120
1406	Colditz	Sachsen	109,00	330,00	125

[1] bis 45 cm Bodentiefe
[2] bis 30 cm Bodentiefe
[3] bis 25 cm Bodentiefe
[4] bis 50 cm Bodentiefe

In einem zweiten Schritt wurde aus den täglich gemessenen oder modellierten tiefenbezogenen Bodenfeuchtegehalten und der nutzbaren Feldkapazität die relative Bodenwasserverfügbarkeit berechnet. Die verwendete Bodenwasserverfügbarkeit ist der aktuelle Anteil an der nutzbaren Feldkapazität in den jeweiligen Bodentiefen in Prozent. Mit Hilfe der relativen Bodenwasserverfügbarkeit wird es vergleichsweise gut möglich, die Auswirkung der meteorologischen Trockenheit auf Höhe und Intensität der Bodenaustrocknung für die unterschiedlichen Bodenbedingungen regional differenziert abzuschätzen. Die absolute Bodenwassermenge ist für diesen Vergleich weniger gut geeignet.

In den Abbildungen 3-10 bis 3-14 (im Anhang) ist die Dynamik der Bodenwasserverfügbarkeit im effektiven Wurzelraum für die in der Tabelle 3-13 ausgewiesenen Level 2-Plots für 2003 in täglicher Auflösung dargestellt. Im Zeitraum des größten Wasserdefizits von Mitte August bis Ende September nimmt die Bodenwasserverfügbarkeit des Oberbodens (bis 40 cm Bodentiefe) und im effektiven Wurzelraum deutlich ab (Tab. 3-15).

Tab. 3-15: Mittlere Bodenwasserverfügbarkeit im Zeitraum vom 15.08.2003 bis 30.09.2003 ausgewählter Level 2- Flächen

Plot	**Fläche**	**Bundesland**	**mittlere Bodenwasserverfügbarkeit [%]**	
			bis 40cm Bodentiefe	**im eff. Wurzelraum**
702	Adenau	Rheinland-Pfalz	37,94	34,24
704	Neuhäusel	Rheinland-Pfalz	67,54	27,16
705	Merzalben	Rheinland-Pfalz	48,42	36,55
707	Johanniskreuz	Rheinland-Pfalz	28,93	23,96
901	ALT	Bayern	3,02	3,19
902	AOE	Bayern	7,15	11,82
903	BBR	Bayern	12,36	11,93
904	BER	Bayern	12,40	122,27
918	BOD	Bayern	130,91	12,16
905	DIN	Bayern	12,24	17,08
906	EBE	Bayern	6,21	8,16
907	EBR	Bayern	9,63	5,15

908	FLO	Bayern	4,89	7,30
919	FRE	Bayern	7,97	10,93
909	GOL	Bayern	6,02	20,08
922	KRE	Bayern	84,92	80,17
910	LAN	Bayern	9,74	11,41
911	MIT	Bayern	41,71	31,06
912	PEG	Bayern	62,44	66,95
913	RIE	Bayern	12,43	11,93
920	ROK	Bayern	13,35	13,88
914	ROT	Bayern	7,72	10,75
915	SOG	Bayern	64,95	59,57
916	SON	Bayern	110,11	90,83
921	WUE	Bayern	6,02	8,99
917	ZUS	Bayern	5,26	6,67
1202	Beerenbusch	Brandenburg	39,79	61,34
1203	Kienhorst	Brandenburg	8,33	32,07
1204	Weizgrund	Brandenburg	35,62	38,44
1205	Neusorgefeld	Brandenburg	36,82	35,01
1206	Schwenow	Brandenburg	25,75	34,45
1401	Klingenthal	Sachsen	78,16	65,47
1402	Olbernhau	Sachsen	46,75	55,03
1403	Cunnersdorf	Sachsen	58,55	63,53
1404	Bautzen	Sachsen	70,10	71,17
1405	Laußnitz	Sachsen	6,84	25,72
1406	Colditz	Sachsen	52,16	70,77

Für die Beurteilung der Auswirkungen von Trockenheit auf den Waldzustand ist außer der Höhe des Wasserdefizites der Zeitpunkt entscheidend, bis zu dem dieses Defizit entstanden ist. Bei gleicher Witterung ist neben der Baumart in erster Linie der Boden mit seiner Speicherkapazität ausschlaggebend für das Ausmaß der Trockenheitswirkung. Dies sollen nachfolgende Beispiele veranschaulichen (Tab. 3-16).
Bei vergleichbarer kumulativer KWB zum 30.09.2003 liegt die verfügbare Bodenwassermenge eines Kieferbestandes auf armem Sand (Fläche „ALT“; Level 2-Plot 901) schon im Frühsommer im Mittel unter 20 %, ab Anfang August erreicht die Ausschöpfung mit Werten um 2 % fast den Welkepunkt. Dem gegenüber unterschreitet ein Fichtenbestand auf Parabraunerde mit schluffig-lehmigem Bodensubstrat (Fläche „DIN“; Level 2-Plot 905) erst Ende August die 20 %- Marke und wird auch danach deutlich weniger ausgeschöpft als die Kiefernfläche (Abb. 3-10 im Anhang).
Auf der Fläche 912 führt das im Vergleich zum Plot 905 signifikant niedrigere Wasserdefizit bei vergleichbaren nFk-Werten zu deutlich höheren Bodenwasserverfügbarkeiten.
Bei positiver KWB, wie z.B. auf den Flächen 916 und 1401, liegen die pflanzenverfügbaren Bodenwassermengen in Bereichen, bei denen keine durch Wassermangel hervorgerufenen Zuwachsdepressionen zu erwarten sind.

Unsere Untersuchungen in unterschiedlichen Vegetationsformen der Kiefer, Buche und Eiche ergaben, dass unterhalb einer verfügbaren Bodenwassermenge im Oberboden von 60% sich die Durchmesserzunahme verlangsamt, unter 40% kommt es zum Erliegen des Wachstums und bei fortdauerndem Wassermangel zur Durchmesserabnahme. Eine Wasserverfügbarkeit von ca. 40% stellt bei Sandböden einen physiologischen Schwellenwert dar, unterhalb dessen eine deutliche Reduktion der Wachstumsaktivität eintritt (ANDERS et al. 2002). Unter Beachtung dieser Ergebnisse erstaunt die sehr niedrige Bodenwasserverfügbarkeit auf etwa der knappen Hälfte der Level 2-Flächen Bayerns im August und September.

Tab. 3-16: Beispiele für Wechselwirkungen zwischen Wasserdefizit, Bodenwasserspeicherkapazität (nFk) und Bodenwasserverfügbarkeit in unterschiedlichen Bodentiefen am 30.09.2003 auf ausgewählten Level 2- Flächen

Plot	Fläche	Bundesland	kumul. KWB [mm]	Bodenwasserverfügbarkeit [%]		nutzbare Feldkapazität [mm]	
				im effektiven Wurzelraum	bis 40cm Bodentiefe	im eff. Wurzelraum	bis 40cm Bodentiefe
901	ALT	Bayern	-451	2,5	2,3	72	21
905	DIN	Bayern	-478	12,1	8,7	255	94
912	PEG	Bayern	-170	66,6	69,5	280	91
916	SON	Bayern	398	109,2	71,1	228	76
705	Merzalben	Rheinland-Pfalz	-210	35,6	43,7	206	80
1405	Laußnitz	Sachsen	-269	25,2	8,0	149	54
1406	Colditz	Sachsen	-227	71,3	58,3	330	109
1401	Klingenthal	Sachsen	116	79,5	87,5	136	54

Anhang

Tabellen und Abbildungen zu den Abschnitten 3.2 und 3.3

Tab. 3-7: Prozentualer Anteil einzelner Klassen der KWB der Referenzperiode 1961 bis 1990 an der Gesamtfläche der Bundesländer

KWB-Klasse [mm]	Bundesland	Mittlere KWB 1961 bis 1990 [mm]	Flächengröße [km^2]	Prozentualer Anteil an der Landesfläche
-200 bis -100	Brandenburg	-118,13	813,05	2,73
	Hessen	-114,48	18,32	0,09
	Rheinland-Pfalz	-112,40	327,68	1,65
	Sachsen	-106,13	6,91	0,04
	Sachsen-Anhalt	-116,96	2421,32	11,75
	Thüringen	-111,67	360,68	2,22
-100 bis 0	Baden-Württemberg	-20,21	56,79	0,16
	Bayern	-25,55	529,00	0,75
	Berlin	-23,75	833,80	93,26
	Brandenburg	-43,50	24641,73	82,75
	Hessen	-29,32	388,56	1,84
	Mecklenburg-Vorpomm.	-26,37	5945,85	25,70
	Niedersachsen	-11,11	658,33	1,38
	Nordrhein-Westfalen	-6,38	8,00	0,02
	Rheinland-Pfalz	-50,44	2001,65	10,08
	Sachsen	-30,92	3560,42	19,22
	Sachsen-Anhalt	-52,96	14592,29	70,82
	Thüringen	-45,38	2927,98	18,03
0 bis 100	Baden-Württemberg	69,15	1582,80	4,44
	Bayern	64,59	6675,38	9,46
	Berlin	7,29	54,84	6,13
	Brandenburg	18,86	4020,04	13,50
	Hessen	63,27	4231,18	20,03
	Mecklenburg-Vorpomm	45,68	15595,62	67,42
	Niedersachsen	63,80	7386,22	15,47
	Nordrhein-Westfalen	62,68	1128,62	3,31
	Rheinland-Pfalz	54,68	2477,35	12,47
	Saarland	90,88	8,00	0,31
	Sachsen	43,05	6013,44	32,46
	Sachsen-Anhalt	30,90	2549,14	12,37
	Schleswig-Holstein	66,64	700,99	4,48
	Thüringen	53,61	3897,83	24,01
100 bis 200	Baden-Württemberg	157,75	5522,00	15,47
	Bayern	149,22	16022,33	22,71
	Brandenburg	109,38	4,08	0,01
	Bremen	168,11	323,78	81,49
	Hamburg	168,25	340,32	45,01
	Hessen	151,11	5764,54	27,29
	Mecklenburg-Vorpomm.	110,89	1202,84	5,20
	Niedersachsen	153,28	17565,29	36,79
	Nordrhein-Westfalen	165,66	10901,17	31,93
	Rheinland-Pfalz	150,78	3732,63	18,79
	Saarland	163,51	292,48	11,43
	Sachsen	148,04	3387,04	18,28
	Sachsen-Anhalt	141,68	331,50	1,61
	Schleswig-Holstein	154,60	2953,51	18,88
	Thüringen	144,47	3942,97	24,29
200 bis 300	Baden-Württemberg	251,30	7542,40	21,13
	Bayern	248,91	14516,58	20,57
	Bremen	216,01	65,91	16,59
	Hamburg	231,01	400,79	53,01

	Hessen	243,82	4811,34	22,78
	Niedersachsen	239,47	18741,12	39,25
	Nordrhein-Westfalen	241,96	9709,10	28,44
	Rheinland-Pfalz	250,34	4282,75	21,56
	Saarland	253,72	722,69	28,23
	Sachsen	242,91	2093,72	11,30
	Sachsen-Anhalt	247,33	218,76	1,06
	Schleswig-Holstein	255,11	6911,67	44,18
	Thüringen	246,20	2114,24	13,02
300 bis 400	Baden-Württemberg	346,12	7146,48	20,03
	Bayern	343,40	10544,85	14,95
	Hessen	345,12	2706,67	12,82
	Niedersachsen	337,98	1706,99	3,58
	Nordrhein-Westfalen	344,40	3567,41	10,45
	Rheinland-Pfalz	344,79	3572,48	17,98
	Saarland	348,72	877,10	34,26
	Sachsen	346,93	1374,61	7,42
	Sachsen-Anhalt	347,47	167,13	0,81
	Schleswig-Holstein	327,29	4780,49	30,56
	Thüringen	342,83	1173,78	7,23
400 bis 600	Baden-Württemberg	484,70	7237,76	20,28
	Bayern	485,75	9835,72	13,94
	Hessen	482,48	2572,24	12,18
	Niedersachsen	474,79	832,04	1,74
	Nordrhein-Westfalen	494,99	4168,90	12,21
	Rheinland-Pfalz	477,12	2839,79	14,29
	Saarland	472,53	583,33	22,79
	Sachsen	475,01	1513,12	8,17
	Sachsen-Anhalt	477,28	143,58	0,70
	Schleswig-Holstein	414,60	45,00	0,29
	Thüringen	491,00	1186,22	7,31
600 bis 800	Baden-Württemberg	683,59	2639,18	7,40
	Bayern	693,29	4681,29	6,63
	Hessen	673,24	564,82	2,67
	Niedersachsen	694,22	323,68	0,68
	Nordrhein-Westfalen	693,13	3501,71	10,26
	Rheinland-Pfalz	664,49	565,82	2,85
	Saarland	647,26	41,83	1,63
	Sachsen	680,19	240,79	1,30
	Sachsen-Anhalt	668,66	51,56	0,25
	Thüringen	679,12	532,20	3,28
800 bis1000	Baden-Württemberg	892,32	1511,43	4,24
	Bayern	886,46	2402,09	3,40
	Hessen	849,27	49,53	0,23
	Niedersachsen	881,93	258,14	0,54
	Nordrhein-Westfalen	857,35	1079,77	3,16
	Rheinland-Pfalz	813,24	15,63	0,08
	Sachsen	817,78	17,60	0,10
	Sachsen-Anhalt	896,10	25,86	0,13
	Thüringen	845,40	66,00	0,41
>1000	Baden-Württemberg	1219,82	2400,02	6,73
	Bayern	1494,70	5142,63	7,29
	Niedersachsen	1113,43	100,75	0,48
	Nordrhein-Westfalen	1061,64	26,00	0,08
	Sachsen-Anhalt	1151,14	23,25	0,11

Tab. 3-8: Prozentualer Anteil einzelner Klassen der KWB 2003 an der Gesamtfläche der Bundesländer

KWB-Klasse [mm]	Bundesland	mittlere KWB 2003 [mm]	Flächengröße [km^2]	Prozentualer Anteil an der Landesfläche
<-300	Baden-Württemberg	-326	307,26	0,86
	Bayern	-314	436,26	0,62
	Brandenburg	-309	2.702,64	9,07
	Hessen	-315	274,32	1,30
	Mecklenburg-Vorpommern	-307	40,00	0,17
	Rheinland-Pfalz	-333	1351,85	6,80
	Sachsen	-312	729,09	3,93
	Sachsen-Anhalt	-316	1480,02	7,18
	Thüringen	-309	114,78	0,71
-300 bis -200	Baden-Württemberg	-237	3423,24	9,59
	Bayern	-235	7980,52	11,31
	Berlin	-246	894,11	100,00
	Brandenburg	-258	26433,05	88,73
	Hessen	-243	2652,25	12,56
	Mecklenburg-Vorpommern	-228	6883,04	29,73
	Niedersachsen	-221	1889,22	3,96
	Nordrhein-Westfalen	-213	196,20	0,57
	Rheinland-Pfalz	-243	1928,08	9,71
	Sachsen	-250	8944,53	48,23
	Sachsen-Anhalt	-258	17081,57	82,89
	Schleswig-Holstein	-226	190,68	1,22
	Thüringen	-241	3665,37	22,58
-200 bis -100	Baden-Württemberg	-148	6606,36	18,51
	Bayern	-148	17672,98	25,05
	Brandenburg	-189	700,87	2,35
	Hamburg	-127	109,27	14,45
	Hessen	-147	5515,08	26,11
	Mecklenburg-Vorpommern	-151	13803,04	59,62
	Niedersachsen	-140	11628,88	24,35
	Nordrhein-Westfalen	-129	4536,30	13,29
	Rheinland-Pfalz	-148	3249,26	16,36
	Saarland	-131	311,13	12,15
	Sachsen	-151	3415,32	18,42
	Sachsen-Anhalt	-170	1314,04	6,38
	Schleswig-Holstein	-136	2020,96	12,91
	Thüringen	-151	5146,45	31,70
-100 bis 0	Baden-Württemberg	-50	8073,66	22,62
	Bayern	-54	15541,14	22,03
	Bremen	-15	103,13	25,96
	Hamburg	-49	614,29	81,25
	Hessen	-54	6483,78	30,70
	Mecklenburg-Vorpommern	-86	2045,15	8,83
	Niedersachsen	-51	18618,27	38,98
	Nordrhein-Westfalen	-49	14201,14	41,59
	Rheinland-Pfalz	-49	4627,79	23,29
	Saarland	-47	944,77	36,91
	Sachsen	-57	2293,29	12,37
	Sachsen-Anhalt	-55	291,22	1,41
	Schleswig-Holstein	-42	4366,31	27,89
	Thüringen	-55	3537,78	21,79
0 bis 100	Baden-Württemberg	47	6846,68	19,19
	Bayern	44	9778,78	13,86
	Bremen	23	276,00	69,47
	Hamburg	48	2,51	0,33
	Hessen	45	3459,63	16,38
	Niedersachsen	42	11862,14	24,84

	Nordrhein-Westfalen	45	5177,15	15,16
	Rheinland-Pfalz	47	4319,24	21,74
	Saarland	41	804,97	31,45
	Sachsen	48	1358,30	7,32
	Sachsen-Anhalt	48	198,69	0,96
	Schleswig-Holstein	47	6932,03	44,28
	Thüringen	44	1662,69	10,24
100 bis 200	Baden-Württemberg	144	3909,76	10,96
	Bayern	144	4977,22	7,05
	Hessen	142	1730,58	8,19
	Niedersachsen	125	2314,61	4,85
	Nordrhein-Westfalen	146	3167,19	9,28
	Rheinland-Pfalz	144	2461,16	12,39
	Saarland	141	311,34	12,16
	Sachsen	142	998,51	5,38
	Sachsen-Anhalt	142	124,35	0,60
	Schleswig-Holstein	120	1673,78	10,69
	Thüringen	144	949,25	5,85
200-300	Baden-Württemberg	242	2244,70	6,29
	Bayern	247	3069,47	4,35
	Hessen	241	597,63	2,83
	Niedersachsen	242	325,07	0,68
	Nordrhein-Westfalen	249	2598,49	7,61
	Rheinland-Pfalz	243	1183,90	5,96
	Saarland	240	110,65	4,32
	Sachsen	241	338,63	1,83
	Sachsen-Anhalt	244	65,11	0,32
	Thüringen	246	603,69	3,72
300 bis 400	Baden-Württemberg	346	1205,35	3,38
	Bayern	347	2270,56	3,22
	Hessen	345	234,04	1,11
	Niedersachsen	346	184,33	0,39
	Nordrhein-Westfalen	348	2172,83	6,36
	Rheinland-Pfalz	341	520,20	2,62
	Saarland	339	11,10	0,43
	Sachsen	345	142,59	0,77
	Sachsen-Anhalt	343	38,44	0,19
	Thüringen	342	374,26	2,31
400 bis 600	Baden-Württemberg	493	1831,74	5,13
	Bayern	489	2998,57	4,25
	Hessen	444	128,76	0,61
	Niedersachsen	501	347,03	0,73
	Nordrhein-Westfalen	462	1873,30	5,49
	Rheinland-Pfalz	439	112,77	0,57
	Sachsen	418	18,40	0,10
	Sachsen-Anhalt	485	33,97	0,16
	Thüringen	450	166,00	1,02
600 bis 800	Baden-Württemberg	681	874,03	2,45
	Bayern	694	1739,82	2,47
	Niedersachsen	686	141,16	0,30
	Nordrhein-Westfalen	650	45,00	0,13
	Sachsen-Anhalt	679	18,84	0,09
800 bis 1000	Baden-Württemberg	864	175,32	0,49
	Bayern	893	1235,07	1,75
	Niedersachsen	849	22,24	0,05
	Sachsen-Anhalt	835	5,76	0,03
>1000	Baden-Württemberg	1035	12,15	0,03
	Bayern	1314	2384,82	3,38

Tab. 3-9: Prozentualer Anteil einzelner Klassen des Wasserdefizits an der Gesamtfläche der Bundesländer (berechnet aus der Differenz zwischen der klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961-1990)

Wasserdefizit-Klasse [mm]	Bundesland	mittleres Wasserdefizit [mm]	Flächen-größe [km²]	Prozentualer Anteil an der Landesfläche
<-800	Baden-Württemberg	-818	34,00	0,10
	Bayern	-850	81,29	0,12
-800 bis -700	Baden-Württemberg	-735	400,00	1,12
	Bayern	-749	215,03	0,30
-700 bis -600	Baden-Württemberg	-644	1142,00	3,21
	Bayern	-649	242,99	0,34
-600 bis -500	Baden-Württemberg	-546	2391,53	6,72
	Bayern	-538	777,15	1,10
	Hessen	-506	2,00	0,01
	Sachsen-Anhalt	-511	4,00	0,02
-500 bis -400	Baden-Württemberg	-437	6106,17	17,16
	Bayern	-430	4.828,29	6,84
	Hessen	-437	1043,97	4,94
	Niedersachsen	-424	20,76	0,04
	Nordrhein-Westfalen	-406	3,00	0,01
	Sachsen	-408	69,23	0,37
	Sachsen-Anhalt	-433	27,24	0,13
	Thüringen	-402	1,00	0,01
-400 bis -300	Baden-Württemberg	-349	22206,12	62,39
	Bayern	-341	44353,77	62,86
	Brandenburg	-305	18,28	0,06
	Hessen	-338	5303,45	25,11
	Mecklenburg-Vorpommern	-303	5,00	0,02
	Niedersachsen	-317	1589,63	3,33
	Nordrhein-Westfalen	-336	7141,73	20,92
	Rheinland-Pfalz	-321	3171,77	15,97
	Saarland	-334	1957,90	76,49
	Sachsen	-329	7151,21	38,59
	Sachsen-Anhalt	-340	100,16	0,49
	Schleswig-Holstein	-304	212,00	1,35
	Thüringen	-322	1311,67	8,08
-300 bis -200	Baden-Württemberg	-285	3299,72	9,27
	Bayern	-279	19664,51	27,87
	Berlin	-224	889,06	99,44
	Brandenburg	-229	26493,74	87,26
	Hamburg	-265	723,79	98,73
	Hessen	-263	14336,57	67,88
	Mecklenburg-Vorpommern	-223	10756,61	45,45
	Niedersachsen	-244	34375,39	71,98
	Nordrhein-Westfalen	-255	26677,71	78,13
	Rheinland-Pfalz	-252	15854,90	79,81
	Saarland	-288	546,09	21,33
	Sachsen	-268	10414,77	56,20
	Sachsen-Anhalt	-223	14395,33	69,81
	Schleswig-Holstein	-252	13998,13	89,43
	Thüringen	-243	11591,87	71,38
-200 bis -100	Bayern	-156	31,23	0,04
	Berlin	-199	5,04	0,56
	Brandenburg	-187	3119,54	10,27
	Bremen	-167	388,77	97,47
	Hamburg	-147	2,19	0,29
	Hessen	-184	434,22	2,06
	Mecklenburg-Vorpommern	-177	12006,90	51,85

	Niedersachsen	-182	11528,40	24,14
	Nordrhein-Westfalen	-189	246,71	0,72
	Rheinland-Pfalz	-181	783,03	3,94
	Sachsen	-182	578,85	3,12
	Sachsen-Anhalt	-183	6077,98	29,48
	Schleswig-Holstein	-191	1044,45	6,67
	Thüringen	-188	3331,36	20,51

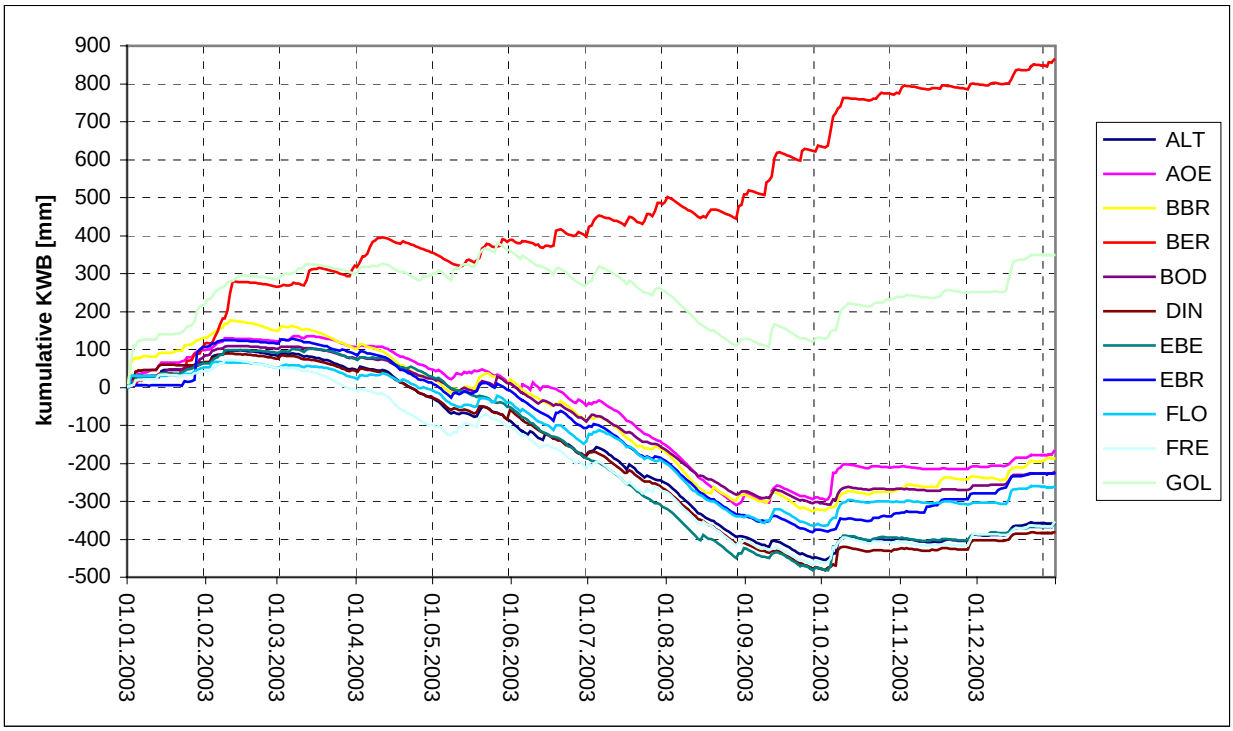


Abb. 3-5: Kumulative KWB 2003 für 11 Level 2-Plots Bayerns in täglicher Auflösung

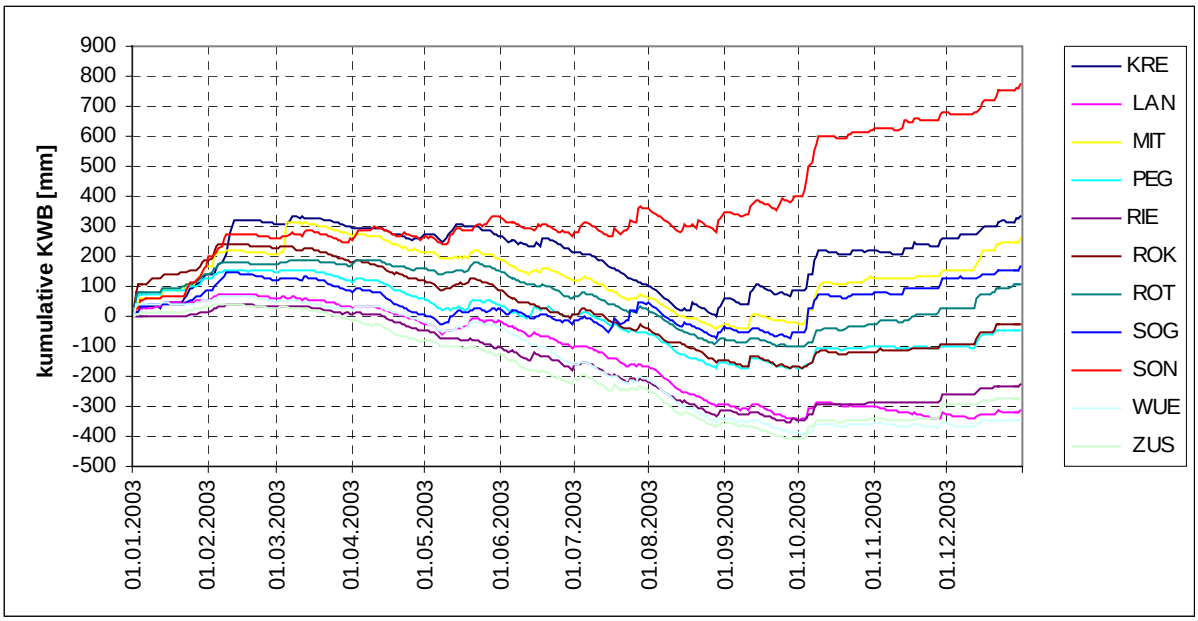


Abb. 3-6: Kumulative KWB 2003 für 11 Level 2-Plots Bayerns in täglicher Auflösung

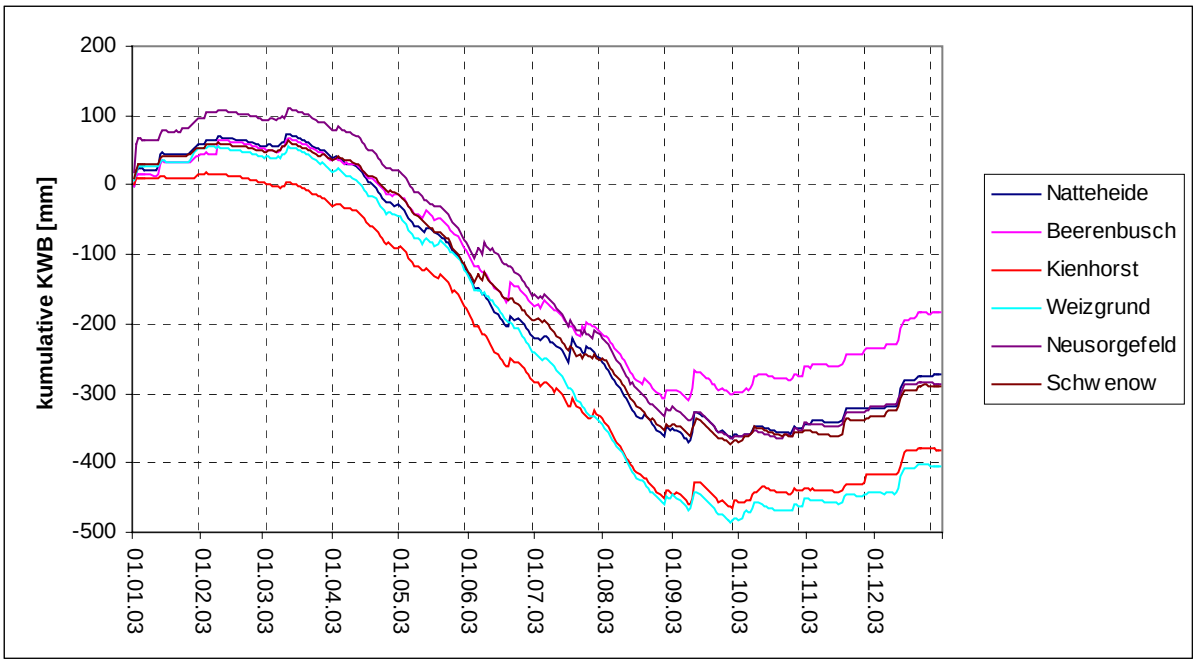


Abb. 3-7: Kumulative KWB 2003 für die sechs Level 2-Plots Brandenburgs in täglicher Auflösung

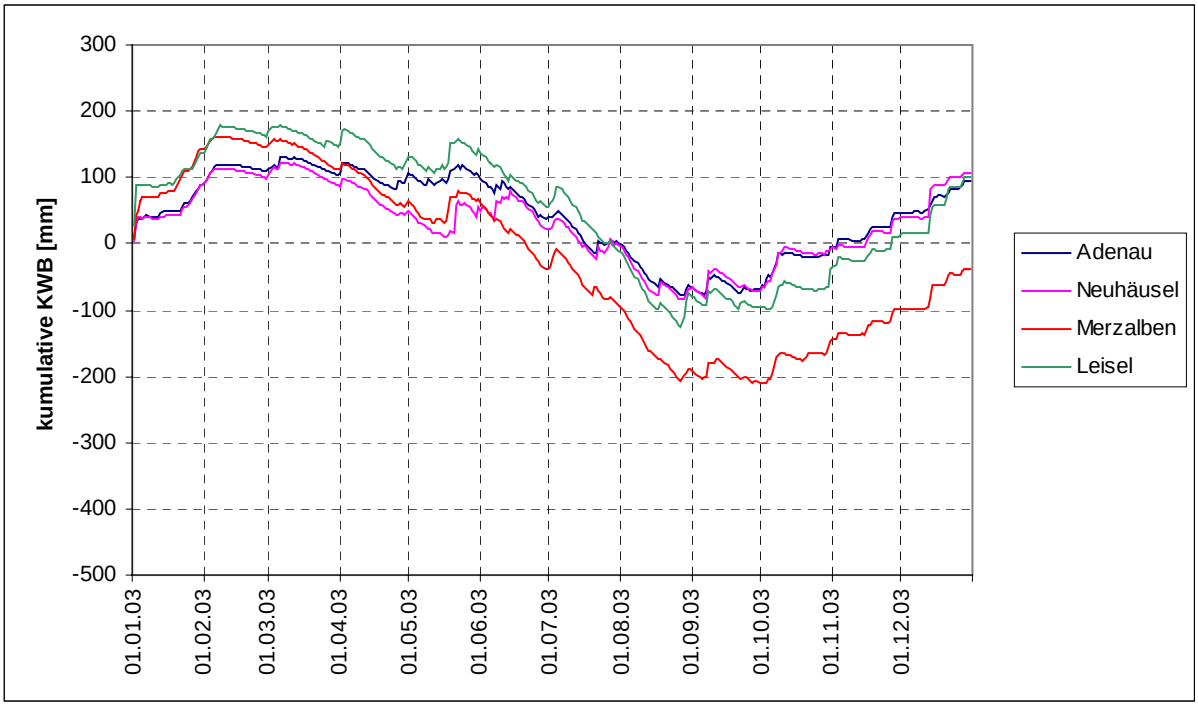


Abb. 3-8: Kumulative KWB 2003 für vier Flächen in Rheinland-Pfalz (davon drei Level 2-Plots) in täglicher Auflösung

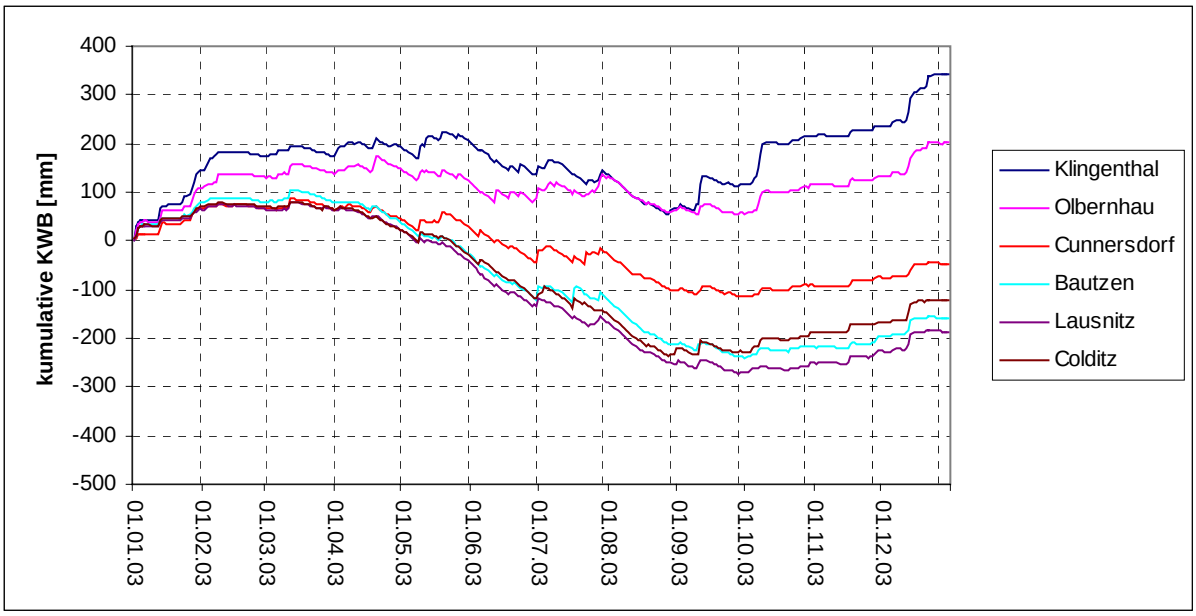


Abb. 3-9: Kumulative KWB 2003 für sechs Level 2-Plots Sachsens in täglicher Auflösung

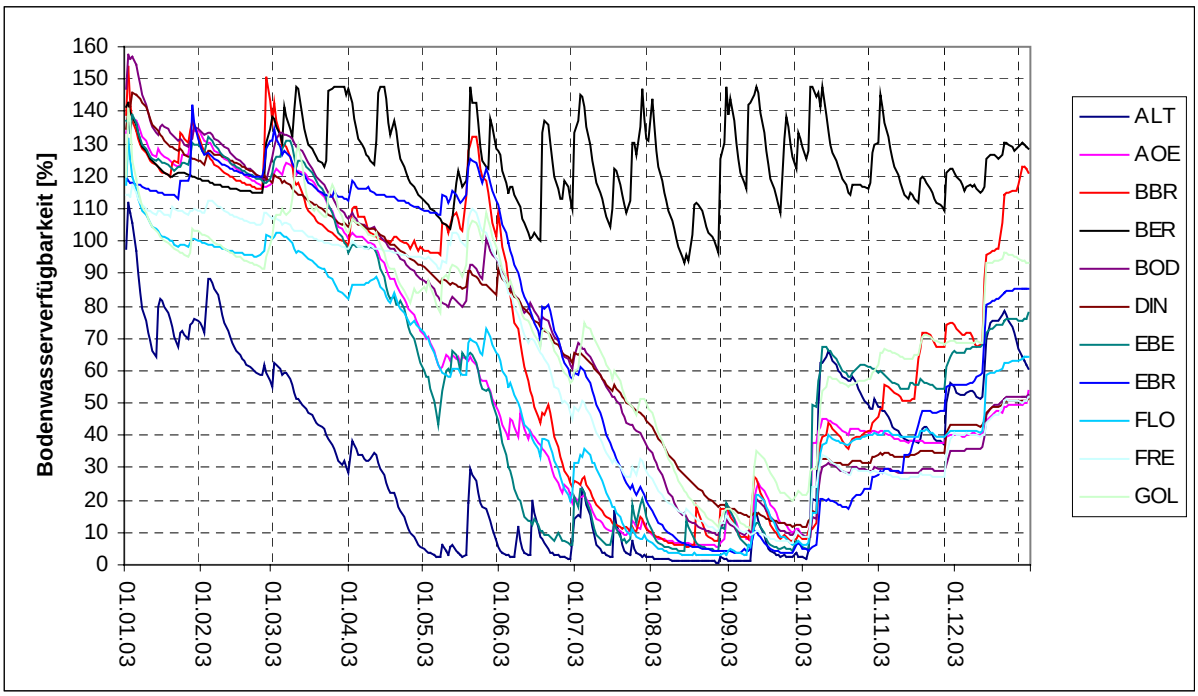


Abb. 3-10: Bodenwasserverfügbarkeit im effektiven Wurzelraum für 11 Level 2-Plots Bayerns in täglicher Auflösung

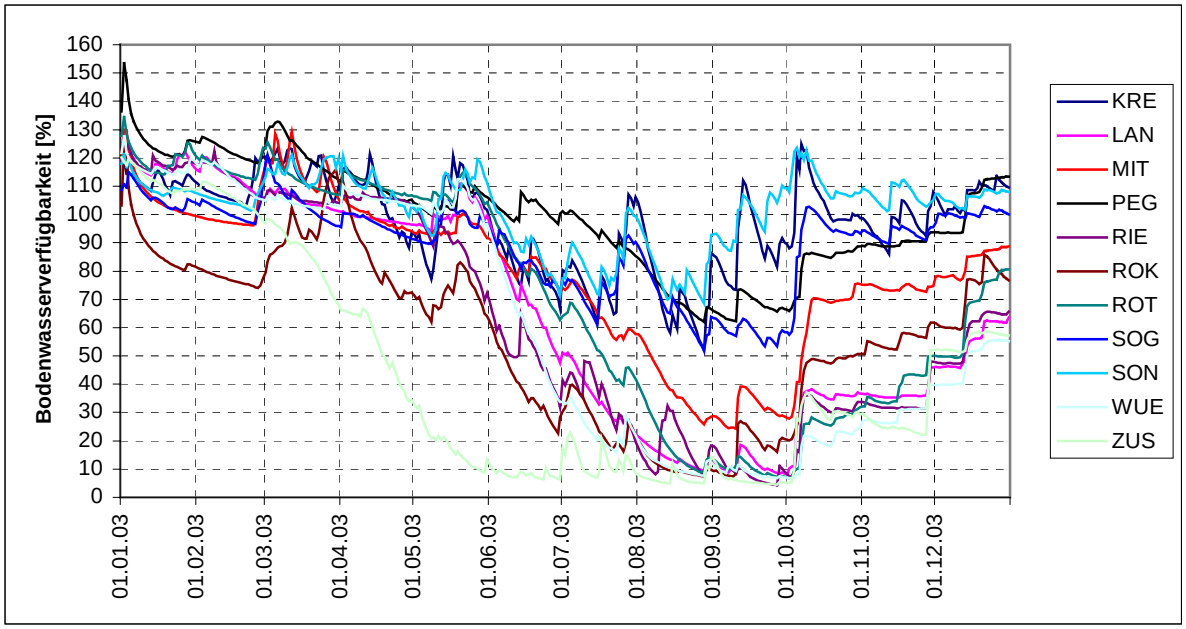


Abb. 3-11: Bodenwasserverfügbarkeit im effektiven Wurzelraum für 11 Level 2-Plots Bayerns in täglicher Auflösung

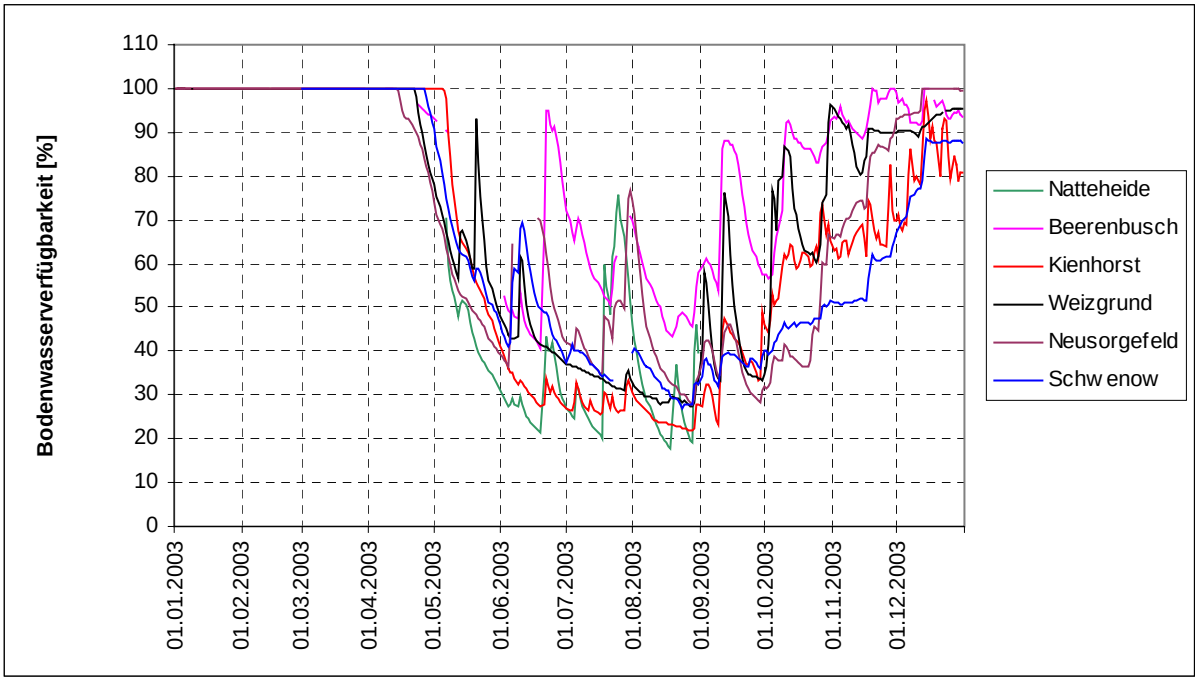


Abb. 3-12: Bodenwasserverfügbarkeit im effektiven Wurzelraum für die sechs Level 2-Plots Brandenburgs in täglicher Auflösung

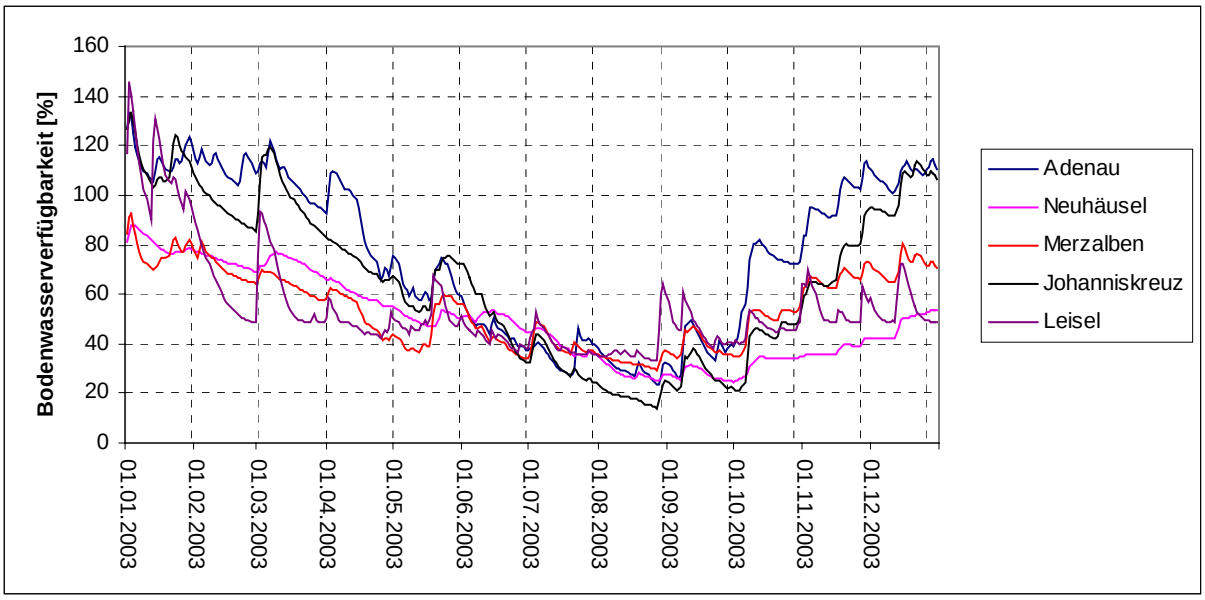


Abb. 3-13: Bodenwasserverfügbarkeit im effektiven Wurzelraum für fünf Flächen in Rheinland-Pfalz (davon 4 Level 2-Plots) in täglicher Auflösung

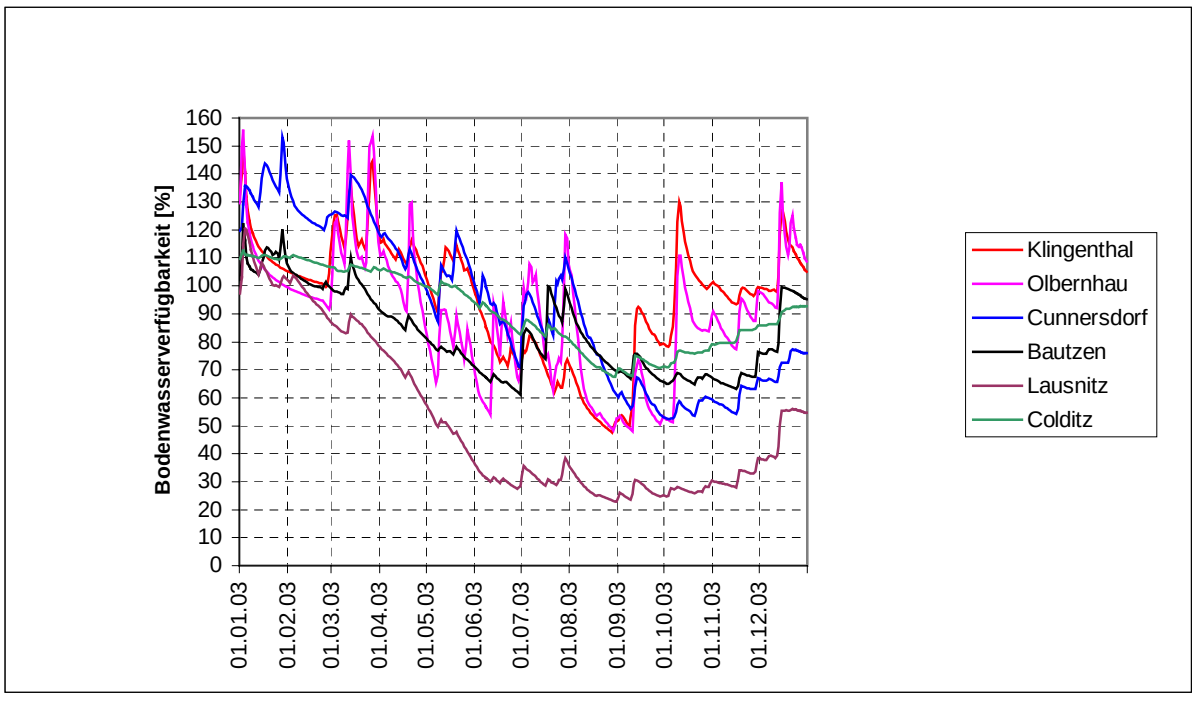


Abb. 3-14: Bodenwasserverfügbarkeit im effektiven Wurzelraum für die sechs Level 2-Plots Sachsens in täglicher Auflösung

3.4 Wirkung der Witterung auf Wachstum und Vitalität von Waldbäumen und Waldbeständen

3.4.1 Prinzipielle Zusammenhänge

Bei Betrachtungen zur Wirkung von Trockenheit und Hitze auf Baumwachstum und Vitalität ist von bestimmten Phasen und ihren teils parallelen, teils aufeinander folgenden Abläufen innerhalb der Vegetationsperiode auszugehen. Diese bestehen nach WILSON und HOWARD (1968) im Preconditioning des Kambiums im zeitigen Frühjahr, dem Prozess der Zellteilung, die zum Spätsommer hin ausklingt, dem Prozess der Zellstreckung und der Auflagerung der Sekundärwand (Lignifizierung). In diesen Abläufen können Trockenheit und Hitze je nach ihrer Dauer eine große Wirkung haben, sind jedoch immer vor dem Hintergrund der sonstigen gleichzeitig wirkenden und vorangegangenen Wachstumsbedingungen einzuordnen. Betrachtet man die Wirkungen von Trockenheit und Hitze auf Baumvitalität und Wachstum unabhängig von sonstigen Wachstumsbedingungen ist Folgendes festzustellen.

Bei hohen Lufttemperaturen und niedriger relativer Luftfeuchte besteht ein hoher Verdunstungsanspruch der Atmosphäre gegenüber Blättern oder Nadeln der Bäume. Kann die Wassernachlieferung von den Wurzeln bis hin zu Nadeln oder Blättern diesem Verdunstungsanspruch nicht nachkommen, schützen sich Pflanzen durch den Schluss der Spaltöffnungen (Stomata) in den Assimilationsorganen vor dem Austrocknen. Diese Situation kann auf zweierlei Weise zustande kommen:

- Die auf den Assimilationsorganen lastende Saugspannung ist so hoch, dass die Geschwindigkeit der Wassernachlieferung bei ausreichenden Bodenwasservorräten nicht ausreicht.
- Die Bodenwasservorräte sind durch anhaltende Trockenheit und Hitze bereits so weit abgesunken, dass nur noch wenig Wasser von den Wurzeln her nachgeliefert werden kann.

Beide o.g. Ursachen führen zur gleichen Wirkung. Durch den Schluss der Spaltöffnungen werden die Transpiration aber auch der Gasaustausch und damit der Stoffbildungsprozess unterbunden. Tritt dies bei anhaltender Trockenheit fast ständig auf, kommt es zu vermindertem Jahreszuwachs und über die Veratmung von Kohlehydraten zur Erschöpfung des Reservestoffpools und somit zum Vitalitätsverlust. Im folgenden Frühjahr wird selbst bei günstigen Temperaturen auf Grund geringer Reservestoffe das Kambium schlecht präkonditioniert, hierdurch ist die zu erwartende Jahrringbreite von vorn herein begrenzt. Extreme Jahre können über mehr als 10 Jahre hinweg nachwirken und auf diese Weise über die aktuell geringe Wachstumsrate hinaus, Wachstumstrends nachhaltig verändern. Solche Effekte sind nicht nur an Einzelbäumen, sondern bestandesweit regionaltypisch nachweisbar (vgl. Abschnitt 3.4.3.2).

Neben der zuwachsmindernden Wirkung von trocken-heißer Sommerwitterung ist zu beobachten, dass vor allem in dem der Trockenheit folgendem Jahr erhöhte Baummortalität auftritt. Als Ursache des Absterbens kommt das „Verdursten“ von Bäumen kaum in Frage. Vielmehr führt anhaltender Hydraturverlust zu einer erhöhten Befallsdisposition gegenüber Schadinsekten und Pilzen, die dem Wesen nach Schwächeparasiten sind. Jedoch kann auch das pure Vertrocknen von Sämlingen und dichten Verjüngungen infolge Wassermangels beobachtet werden.

3.4.2 Methodische Lösungswege

Zur Beurteilung der Baum- und Bestandesvitalität können verschiedene Indikatoren, Erfassungsmethoden und zeitliche Skalenebenen zur Anwendung kommen. Mit Beginn der

1980er Jahre wurden Anzeichen einer verminderten Baum- und Bestandesvitalität zuerst an visuell feststellbaren Kronenmerkmalen registriert. Blatt- bzw. Nadelverlust und -verfärbungen wurden und werden im Zuge der Waldschadens-, später Waldzustandserfassung quasi als Proxy-Daten der Vitalität oder des Krankheitsgrades von Baumbeständen erhoben und interpretiert. Hier besteht aber nach wie vor Forschungsbedarf. Kronenparameter müssen im Kontext mit Streufall- und Witterungsdaten, physiologischen und wachstumskundlichen Parametern analysiert und interpretiert werden. Vorliegende kurze Zeitreihen von Blatt/Nadelverlast-Daten verweisen auf gleiche, wie in Abschnitt 3.4.1 in Bezug auf Wachstumsraten, getroffenen Feststellungen. Die in einem Jahr erhobenen Werte sind im Allgemeinen abhängig von vorausgegangenen Jahren. Dies lässt sich zuverlässig an Hand sog. Autokorrelationsfunktionen belegen (Abb. 3-17a und 3-17b).

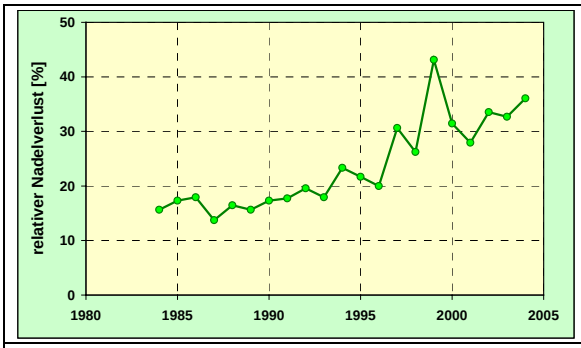


Abb. 3-17a: WSE-Punkt 680, Baumart: Europäische Lärche; Entwicklung des Nadelverlustes

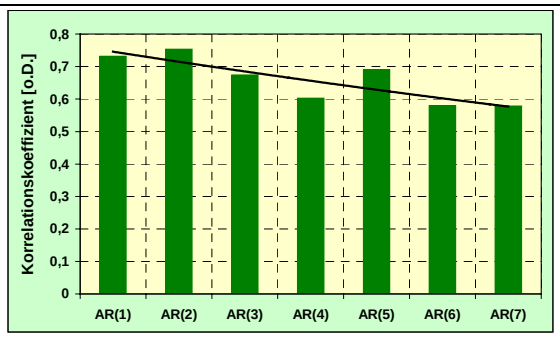


Abb. 3-17b: Signifikante Autokorrelationen 1. bis 7. Ordnung in der Zeitreihe des Nadelverlustes

Das Beispiel belegt, dass die in einem Jahr erfasste Kronentransparenz eines beobachteten Bestandes nicht durch die in diesem Jahr herrschenden Bedingungen allein erklärt werden kann, sondern einer übergeordneten, zeitreihenorientierten Betrachtung der gesamten Entwicklung bedarf.

Der innerjährliche Gang des sekundären Dickenwachstums in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf lässt sich treffend über **Zuwachsfeinmessungen** erfassen. Solche Messungen werden von einigen FVA im Rahmen des Level II-Programms ausgeführt. Es muss hierbei beachtet werden, dass von den im Abschnitt 1 erwähnten zeitlich parallel ablaufenden Prozessen nur die Zellstreckung und überlagernde Hydraturschwankungen mit dieser Methode erfasst werden. Dies ist ein wichtiger, gerade mit Trockenheit und Hitze im Zusammenhang stehender Teilprozess des Wachstums, jedoch nicht der gesamte Prozess der Nettoprimärproduktion.

Der in Form von **Jahrringen** und Trieblängen angelegte Zuwachs von Bäumen stellt den Überschuss aus der gesamten Stoffwechselbilanz einer Saison dar. Er steht in direktem Zusammenhang mit der Gunst oder Ungunst aller wachstumsbeeinflussenden Faktoren und kann deshalb als **messbarer Weiser der Baum- und Bestandesvitalität** gewertet werden. Da s Kriterium der Messbarkeit erhebt Jahrringbreiten in ihrer Datenqualität deutlich über angeschätzte Kronenzustandsparameter. Ähnlich wie im Falle der Kronenzustandsparameter stellt die Jahrringbreite eines Jahres zunächst jedoch einen unspezifischen, integrativen Vitalitätsweiser dar. Durch Anwendung von Methoden der Zeitreihenanalyse ist es möglich, Jahrringzeitreihen entsprechend ihrer Varianzursachen in Subzeitreihen zu zerlegen (COOK, 1992). Eine dieser Subzeitreihen stellt das sogenannte Witterungssignal dar, das in der Zeitreihe des Jahrring-Index, einer standardisierten, trendlosen Zeitreihe mit dem Mittelwert 1, enthalten ist. Anhand solcher Zeitreihen, deren mathematische Hintergründe hier nicht wiedergegeben werden sollen, sind Untersuchungen zur Auswirkung von Trockenheit und Hitze auf die Baum- und Bestandesvitalität möglich.

3.4.3 Fallstudie nordostdeutsches Tiefland

3.4.3.1 Erkenntnisse aus Zuwachsfeinmessungen

Zuwachsfeinmessungen werden seit dem Jahr 1994 vom Institut für Forstökologie und Walderfassung der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft im Raum Eberswalde in Kiefern- und Buchenbeständen sowie mit kürzerer Laufzeit in Eichen- und Douglasienbeständen, in Kiefern-Buchen-Mischbeständen sowie in den mit Buche oder Eiche unterbauten Kiefern- und Lärchenbeständen der Lysimeterstation Britz durchgeführt. Eine Übersicht des bestehenden Materials ist in Abbildung 3-18 enthalten

Jeder bemessene Bestand wurde mit 10 bis 12 Dauerumfangmessbändern des Typs DIAL-DENDRO ausgerüstet. Hierbei wurde die im Versuchsbestand vorkommende Durchmesserspannweite abgedeckt, um unterschiedliche Zuwachsreaktionen der soziologischen Baumklassen zu registrieren. Die Messgeräte werden dreimal wöchentlich vom Zeitpunkt der Installation im März beginnend bis zum 31. Oktober abgelesen. Die zeitliche Dichte der Ablese-Intervalle stellt das untere Minimum für eine brauchbare Auswertung in Zusammenhang mit der Witterungswirkung dar.

Aus dem seit 1994 erhobenen Material, das verschiedene Baumarten und Bestandesformen umfasst (Abb. 3-18), werden hier im Sinne einer Fallstudie die Ergebnisse aus Kiefern- und Buchen- Rein- und Mischbeständen dargestellt. Abbildung 3-19 enthält die mittleren bestandesbezogenen Verläufe der intraannuellen Durchmesseränderung in den bemessenen Versuchsbeständen. Hieraus können folgende Aussagen getroffen werden:

Bei der Diskussion der Zusammenhänge wird der Begriff der Durchmesseränderung benutzt. Im zeitlichen Verlauf können nicht durchgängig Durchmesserzunahmen beobachtet werden, gerade in trocken-heißen Phasen kommt es zu deutlichen Durchmesserabnahmen.

- Im saisonalen Verlauf weisen die Kurven der Durchmesseränderung von Kiefern und Buchen bei ausreichender Wasserversorgung einen sigmoid steigenden Verlauf auf.
- Kiefern reagieren auf Transpirationsstress bei Wasserknappheit oder bei hohen Temperaturen unmittelbar mit einem Zuwachsstopp. Dauert die Wasserknappheit mehrere Tage oder Wochen, kommt es zu einer deutlich erkennbaren Abnahme des Stammdurchmessers, was als Welkeerscheinung interpretiert werden muss. Nach einer solchen Trockenperiode setzen mit den neuen Niederschlägen herrschende und mitherrschende Bestandesglieder ihr Wachstum fort. Beherrschte und unterdrückte Bäume sind hierzu nur eingeschränkt oder gar nicht in der Lage. Auf diese Weise verstärken trocken-heiße Sommer die soziologische Differenzierung innerhalb des Bestandes.
- Der saisonale Verlauf der Durchmesseränderung von Buchen ist deutlich ausgeglichener und stabiler als der von Kiefern. Vergleichbar hohe Schwindungsraten während sommerlicher Trockenphasen sind bei Buchen nicht zu beobachten. Dies hat seine Ursache einmal in den gegenüber Kiefern vollkommen andersartigen morphologischen Eigenschaften von Holz, Bast und Rinde. Zum Anderen kann beobachtet werden, dass Buchen in Trockenperioden, in denen Kiefern zeitgleich Durchmesserabnahmen zeigen, Buchen über Wochen hinweg immer noch

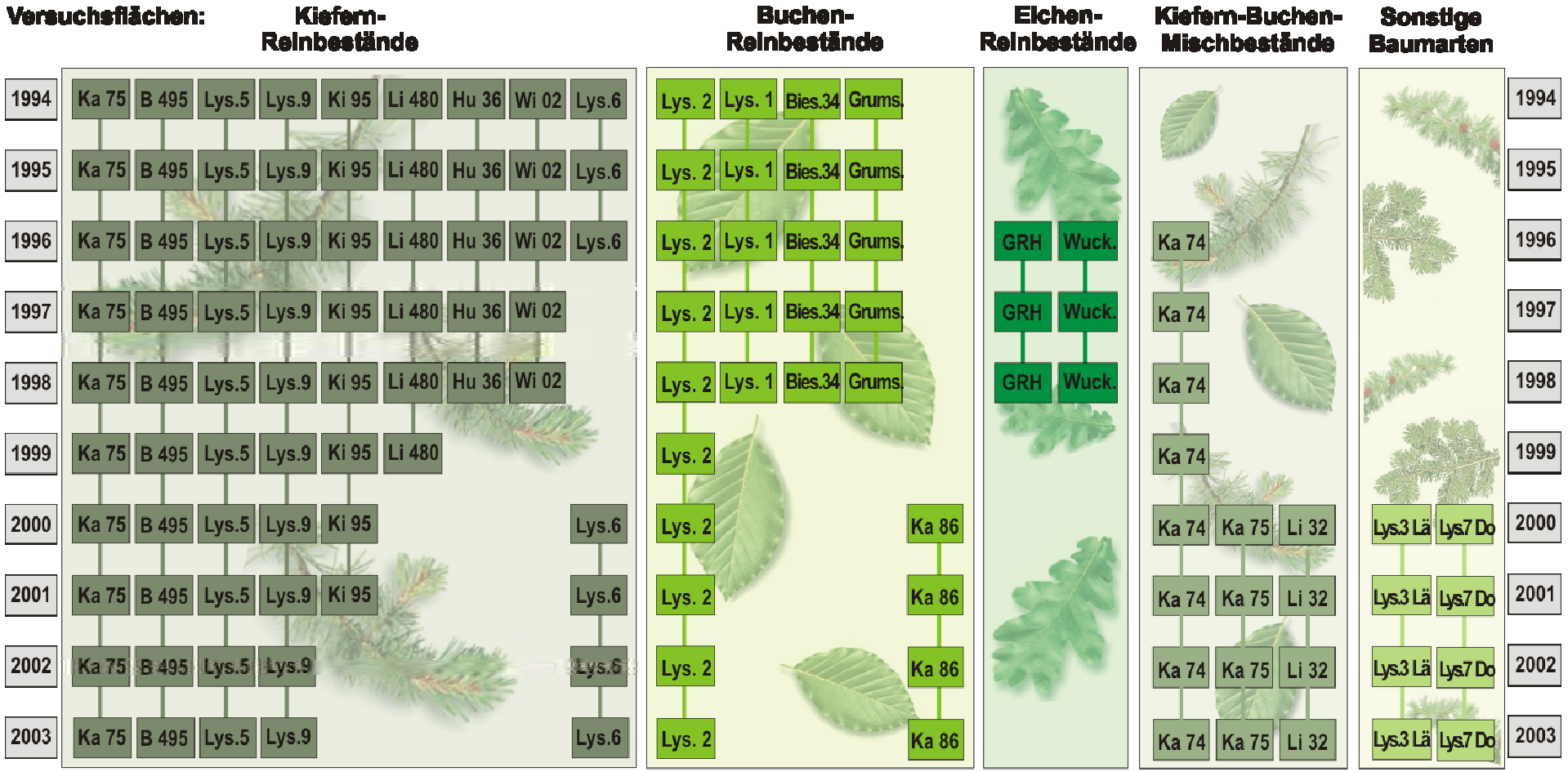


Abb. 3-18: Baumarten, Bestandesformen und Versuchsflächen, in denen seit 1994 Zuwachsfeinmessungen vorgenommen wurden

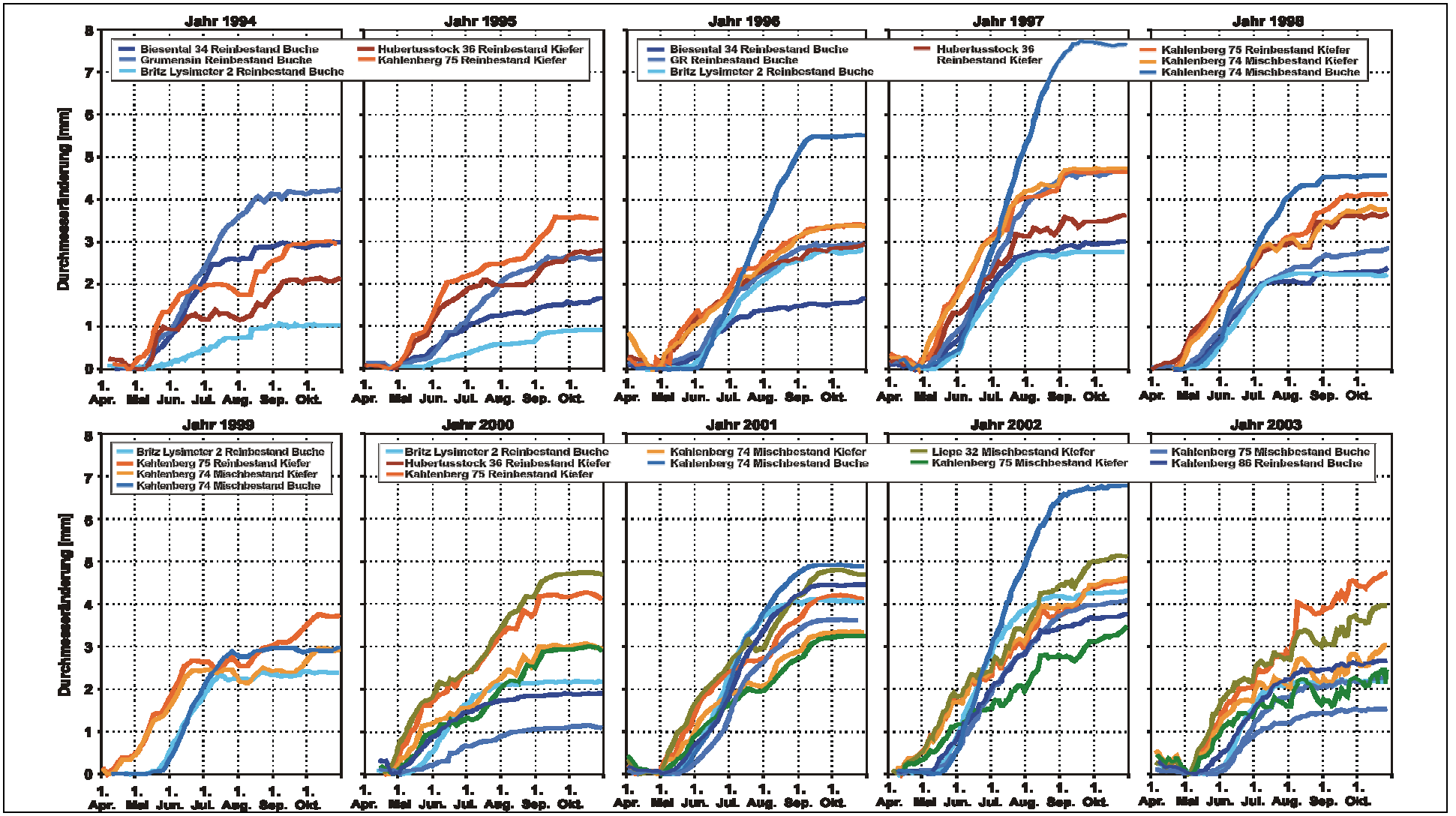


Abb. 3-19: Mittlere saisonale Durchmesseränderung von Kiefern in Rein- und in Ki-Bu-Mischbeständen sowie von Buchen in Reinbeständen und von Unterstands-Buchen aus Ki-Bu-Mischbeständen

Durchmesserzunahmen erzielen. Buchen sind offenbar auf Grund ihres intensiveren Feinwurzelsystems besser in der Lage, vorhandenes Bodenwasser stärker auszuschöpfen.

- Obwohl sich die Witterungsbedingungen in den Jahren von 2000 bis 2003 deutlich unterschieden, zeigten Kiefern in Reinbeständen annähernd die gleichen Wachstumsraten. Augenscheinlich ist die Kiefer eine sehr stresstolerante Baumart.
- Die Wachstumsraten von Buchen aus Reinbeständen stehen in klarem Zusammenhang mit den jeweils aktuellen Witterungsbedingungen. Das Buchenwachstum wird gefördert durch feuchte Sommer und gehemmt durch trocken-heiße Witterung.
- Durchmesseränderungsverlauf und –rate von Kiefern und Buchen in Mischbeständen sind deutlich beeinträchtigt durch den gestiegenen Wasserbedarf von zwei Verbrauchern, die den gesamten oberirdischen und unterirdischen Wuchsraum vollständig ausfüllen. Die Wachstumsraten von Unterstands-Buchen werden in stärkerem Maße von den jeweiligen Witterungsbedingungen beeinflusst als die in Reinbeständen. Gleiches gilt für Oberstandskiefern in Ki-Bu-Mischbeständen im Vergleich zu Kiefern in Reinbeständen.
- Beginn, Ende und Dauer der Wachstumsaktivität von Kiefern und Buchen sind deutlich unterschiedlich (Abb. 3-20 und Tab. 3-17). Im Durchschnitt der Jahre haben wachstumsaktive Kiefern bereits 17 Tage die vorhandenen Wasserressourcen genutzt, wenn Buchen mit ihrem Wachstum beginnen. In Mischbeständen bedeutet dies bereits eine eingeschränkte Ressource für das Buchenwachstum. Andererseits beenden Buchen ihr Wachstum im Durchschnitt 27 Tage früher als Kiefern. Damit ist die durchschnittliche Wachstumssaison von Buchen 43 Tage kürzer als die der Kiefern. Zur Realisierung ihrer Wachstumsraten müssen deshalb Buchen eine beträchtlich höhere tägliche Wasseraufnahme erzielen als Kiefern.
  Im Jahr 1999 hat die Baumart Buche bereits am 20 Juli 95% ihre Durchmesseränderung erreicht. Das frühe Ende der Wachstumsaktivität in diesem Jahr verschiebt den Mittelwert aus allen Jahren vom 26. August auf den 23. August. Trockenheit und Hitze waren im Jahr 1999 im odernahen Raum andauernder und graduell noch extremer als im Jahr 2003 (Niederschlagsdefizite und Temperaturen von +5°C über dem langjährigen Mittel von Juli bis September).

Tab.3-17: Dauer der Wachstumsaktivität von Kiefern und Buchen aus Rein- und Mischbeständen. Angegeben sind die Daten, zu denen 5% und 95% der gesamten Durchmesseränderung im jeweiligen Jahr erreicht sind. In der angegebenen Zeitspanne werden demnach 90% der Durchmesserwachstumsrate geleistet.

Jahr	**Kiefer**			**Buche**		
	Datum 5%	**Datum 95%**	**Dauer [Tage]**	**Datum 5%**	**Datum 95%**	**Dauer [Tage]**
1994	08. Mai	17. Sep	133	23. Mai	28. Aug	98
1995	06. Mai	21. Sep	139	09. Mai	05. Sep	120
1996	05. Mai	14. Sep	133	24. Mai	05. Sep	105
1997	04. Mai	03. Sep	123	22. Mai	24. Aug	95
1998	27. Apr	15. Sep	142	16. Mai	15. Aug	92
1999	18. Apr	04. Okt	170	25. Mai	**20. Jul**	57
2000	01. Mai	02. Sep	125	09. Mai	17. Aug	101
2001	08. Mai	12. Sep	128	11. Mai	14. Aug	96
2002	19. Apr	01. Okt	166	21. Mai	09. Sep	112
2003	28. Apr	08. Okt	164	17. Mai	05. Sep	112
Mittel	**30. Apr**	**19. Sep**	**142**	**20. Mai**	**23. Aug**	**99**

- Das gegenüber Reinbeständen deutlich modifizierte Wachstumsverhalten sowohl von Kiefern als auch von Buchen in Ki-Bu-Mischbeständen kann als klarer Beleg für die Verknappung der Wasserressourcen besonders in Trockenjahren und für die Dominanz der interspezifischen Konkurrenz zwischen beiden Baumarten gewertet werden.

Zur Diskussion der Witterungswirkung des Sommers 2003 auf das Baumwachstum wurden die Ergebnisse der Zuwachsfeinmessungen von Kiefern und Buchen aus Rein- und Mischbeständen einer näheren Betrachtung unterzogen. Aus Abbildung 3-21 ist ersichtlich, dass es im Sommer 2003 mehrere Phasen von Durchmesserabnahmen, besonders bei den Kiefern aus Mischbeständen, ähnlich bei den Reinbestands-Kiefern gab. Die Einzelverläufe der Durchmesseränderung in den drei Gruppen „Kiefern aus Reinbeständen", „Kiefern aus Mischbeständen" und „Buchen aus Rein-und Mischbeständen" wurden zu jeweils mittleren Verläufen vereinigt und Differenzen von Tag zu Tag berechnet. Da die Verlaufskurven der Untersuchten Buchen sehr ähnlich sind und im zeitlichen Verlauf wenig oszillieren, wurde auf die Bildung von Untergruppen mit geringer Besetzung verzichtet. Die positiven Durchmesserdifferenzen, also Durchmesserzunahmen wurden als Wachstumsaktivität gewertet. Die tägliche absolute Wachstumsaktivität wurde zur absoluten Durchmesseränderung zwischen April und Oktober in Relation gesetzt und so die tägliche relative Wachstumsaktivität [%] berechnet. Den Verläufen der Durchmesseränderung sowie der Wachstumsaktivität wurden das Niederschlagsgeschehen und der Temperaturverlauf (Wetterstation Angermünde) unterlegt. Zur Verdeutlichung der Zusammenhänge wurden die Verlaufskurven der Bodenwasserverfügbarkeit (BWV) eines Kiefern-Reinbestandes, eines Kiefern-Buchen-Mischbestandes und eines Buchenreinbestandes stellvertretend für alle Bestände der jeweiligen Gruppe zusätzlich dargestellt. Es lassen sich folgende trockenheitsbedingte Depressionsphasen, vor allem in Kiefern-Misch- und Reinbeständen erkennen:

- Trockenperiode vom 9. Juni bis zum 18. Juni (10 niederschlagsfreie Tage)
  Bei einer Durchschnittstemperatur von 18,1°C kommt es zum Ausfall der Wachstumsaktivität bei Kiefern ausReinbeständen an 3 Tagen,
  Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen an 5 Tagen,
  Buchen aus Rein- und Mischbeständen an 0 Tagen.
  Minimum der BWV: Ki : 52,5% am 18. Juni
  K-Bu-MB: 49,7% am 17. Juni
  Bu: 55,1% am 18. Juni
- Trockenperiode vom 24. Juni bis zum 1. Juli (7 niederschlagsfreie und 1 niederschlagsarmer Tag); Bei einer Durchschnittstemperatur von 17,8°C kommt es zum Ausfall der Wachstumsaktivität bei
  Kiefern ausReinbeständen an 3 Tagen,
  Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen an 5 Tagen,
  Buchen aus Rein- und Mischbeständen an 0 Tagen.
  Minimum der BWV: Ki: 51,3% am 1. Juli
  Ki-Bu-Mb: 47,9% am 1. Juli
  Bu: 50,7% am 1. Juli
- Trockenperiode vom 13. Juli bis zum 20. Juli (8 Tage)
  Bei einer Durchschnittstemperatur von 20,05°C können due Niederschläge am 17. und 18. Juli (insges. 13 mm) das depressive Wachstumsverhalten nicht grundsätzlich ändern. Es kommt es zum Ausfall der Wachstumsaktivität bei
  Kiefern ausReinbeständen an 7 Tagen,
  Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen an 9 Tagen,
  Buchen aus Rein- und Mischbeständen an 5 Tagen.
  Minimum der BMV: Ki: 49,2% am 18. Juli
  Ki-Bu-Mb: 44,6% am 18. Juli;
  Bu: 48,1% am 18. Juli

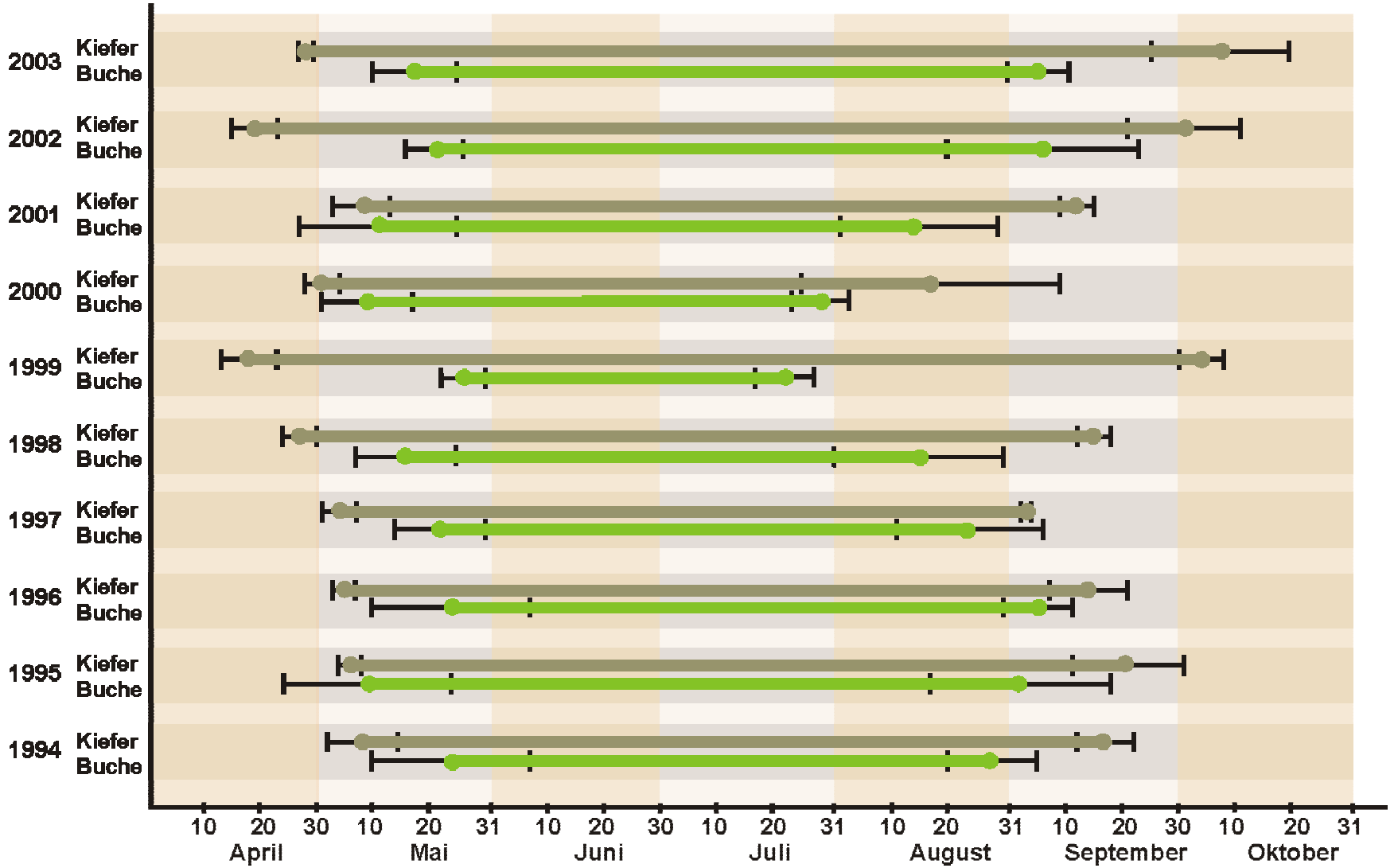


Abb.: 3-20: Beginn und Ende der Wachstumsaktivität von Kiefern und Buchen seit 1994

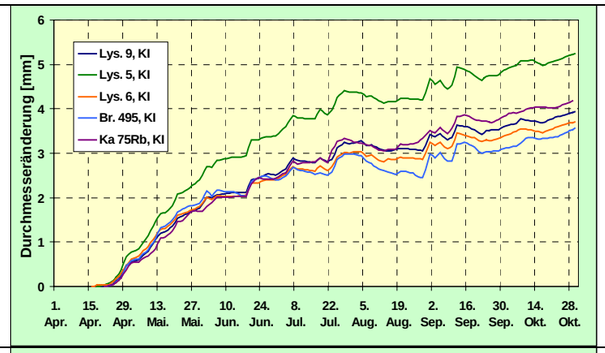
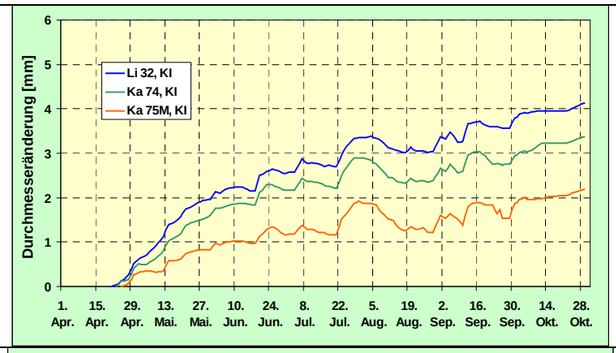
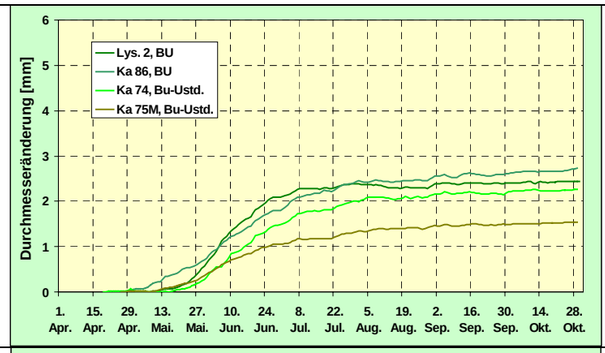
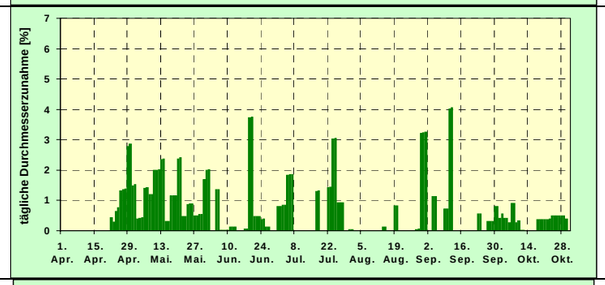
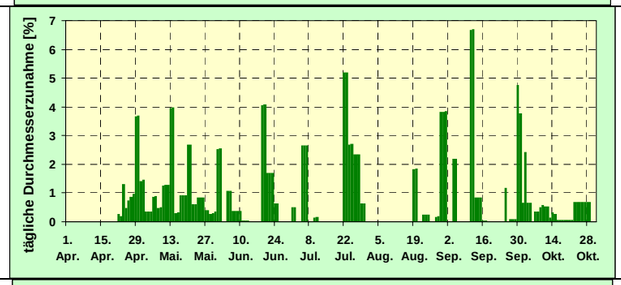
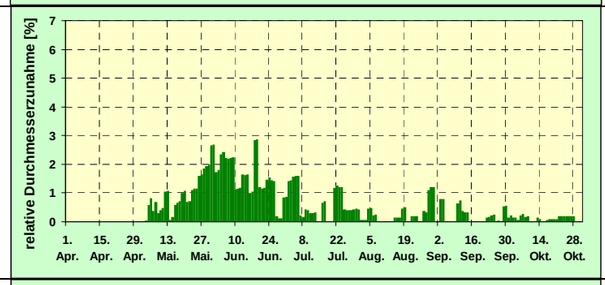
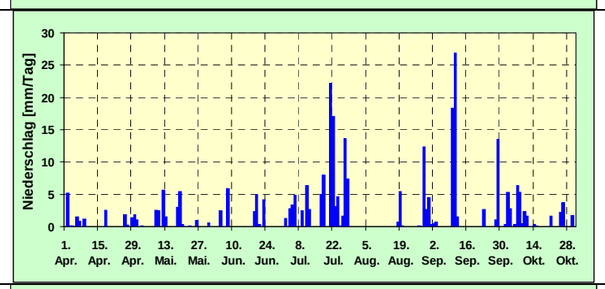
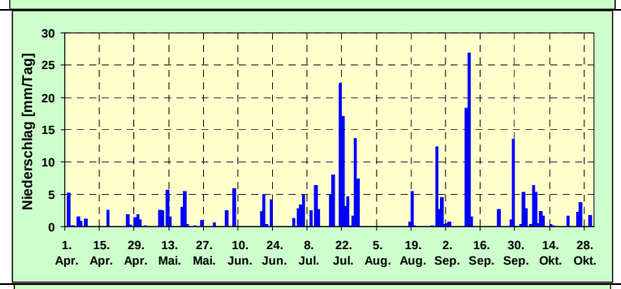
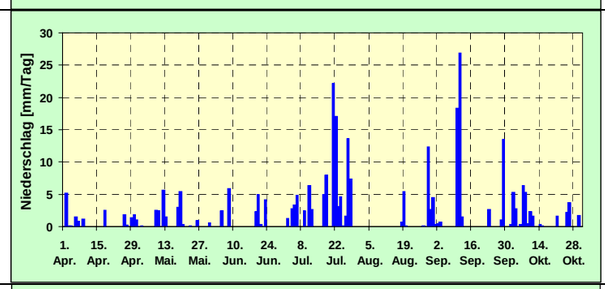
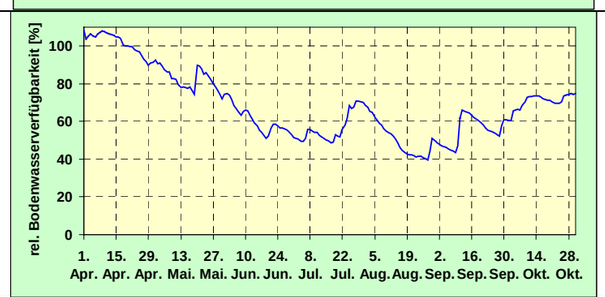
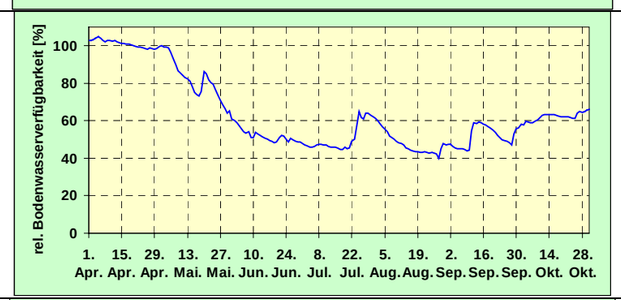
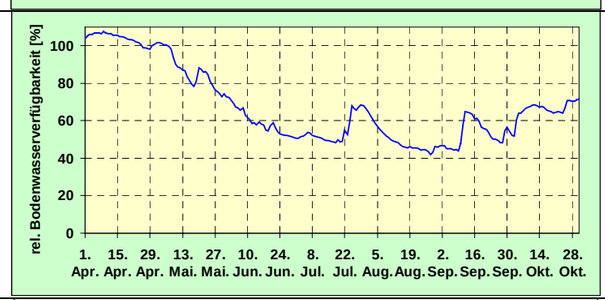
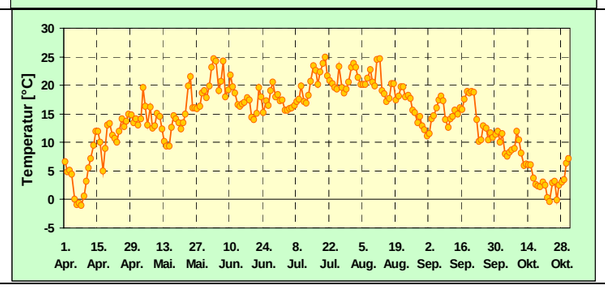
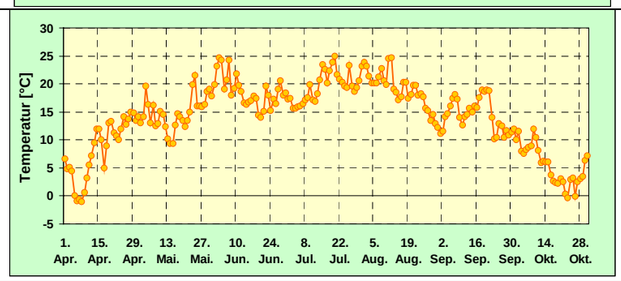
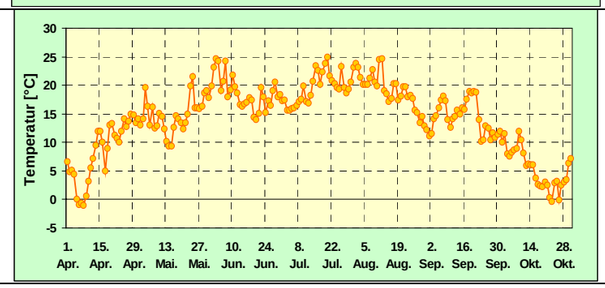
Kiefern-Reinbestände	Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen	Buchen aus Rein- und Mischbeständen	
			mittlere Durchmesseränderung
			mittlere Wachstumsaktivität
			Niederschlagsverlauf
			Bodenwasserverfügbarkeit
			Temperaturverlauf

Abb. 3-21: Mittlerer Verlauf von Durchmesseränderung und Wachstumsaktivität von Kiefern und Buchen aus Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit vom Verlauf der Witterung und der Bodenwasserverfügbarkeit

- Trockenperiode vom 29. Juli bis zum 28. August (31 Tage; vom 18.-20.August 6,2 mm Niederschlag); Bei einer Durchschnittstemperatur von 19,75°C kommt es zum Ausfall der Wachstumsaktivität bei
  Kiefern ausReinbeständen an 22 Tagen,
  Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen an 23 Tagen,
  Buchen aus Rein- und Mischbeständen an 11 Tagen.
  Minimum der BWV: Ki: 39,7% am 28. August
  Ki-Bu-Mb: 39,9% am 28. August
  Bu: 42,1% am 28. August
- Trockenperiode vom 1. September bis zum 9. September (6 niederschlagsfreie und 3 niederschlagsfreie Tage (<0,5mm); Bei einer Durchschnittstemperatur von 15 °C kommt es zum Ausfall der Wachstumsaktivität bei
  Kiefern ausReinbeständen an 5 Tagen,
  Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen an 7 Tagen,
  Buchen aus Rein- und Mischbeständen an 7 Tagen.
  Minimum der BWV: Ki: 43,4% am 9. September
  Ki-Bu-Mb: 43,9% am 9. September
  Bu: 43,9% am 9. September
- Trockenperiode vom 13. September bis zum 27. September (15 Tage; am 23. September 2,6 mm); Bei einer Durchschnittstemperatur von 15,1°C kommt es zum Ausfall der Wachstumsaktivität bei
  Kiefern ausReinbeständen an 12 Tagen,
  Oberstands-Kiefern aus Ki-Bu-Mischbeständen an 8 Tagen,
  Buchen aus Rein- und Mischbeständen an 8 Tagen.
  Minimum der BWV: Ki: 52,9% am 27. September
  Ki-Bu-Mb: 48,2% am 27. September
  Bu: 48,3% am 27. September

Resümierend lässt sich aus den Ergebnissen der Zuwachsfeinmessungen Folgendes feststellen:
Der trocken-heiße Witterungsverlauf des Sommers 2003, der in der odernahen Region des nordostdeutschen Tieflandes von gelegentlichen Niederschlagsereignissen unterbrochen wurde, hat vor allem an Kiefern aus Rein- und Mischbeständen zu immer wiederkehrenden Unterbrechungen der Wachstumsaktivität geführt. In den ersten drei Trockenperioden lag dabei die Bodenwasserverfügbarkeit zwischen 50% und 60%. Dies stellt für sich genommen noch keinen Wassermangel dar. Das Aussetzen der Wachstumsaktivität bei der Baumart Kiefer ist nur durch die gleichzeitig hohen Lufttemperaturen und den hohen Transpirationsstress zu erklären.

Demgegenüber zeigten Buchen bei gleichen standörtlichen Voraussetzungen einen deutlich ausgeglicheneren Wachstumsverlauf. Erst in der vierten, vom 29. Juli bis zum 28. August andauernden Trockenperiode setzen die Buchen an 11 Tagen ihr Wachstum aus. In dieser Periode wird auch das Minimum der Bodenwasserverfügbarkeit mit 42,1% am 28. August erreicht. Aus dem Vergleich der Verläufe der Durchmesseränderung und der Wasserverfügbarkeit seit 1994 ergibt sich, dass regelmäßig erste sommerliche Wachstumsdepressionen von Kiefern bei 50 bis 60% Bodenwasserverfügbarkeit einsetzen. Buchen reagieren nach längerem Unterschreiten der Bodenwasserverfügbarkeit von 40% in Trockensommern in den Folgejahren mit Zuwachs- d.h. Vitalitätsverlusten. Dieser Wert wird deshalb als Schwellenwert für tatsächlichen Wassermangel interpretiert.

Das Wachstum von Kiefern vollzieht sich schubweise immer dann, wenn Wasserversorgung und Temperaturen dies ermöglichen. Nach Wachstumspausen wird bei günstigeren Bedingen die Wachstumsaktivität wieder aufgenommen. Auf diese Weise erzielt die Baumart Kiefer auch unter trocken-heißen Bedingungen Wachstumsraten, die sich nicht wesentlich von denen aus Normalsommern unterscheiden. Der gegenüber Kiefern ausgeglichenere innerjährliche Verlauf der Durchmesserzunahme und der täglichen Wachstumsaktivität von Buchen bedeutet nicht, dass Buchen trocken-heiße Bedingungen besser ertragen als Kiefern. Beachtet werden muss, dass die erzielte Wachstumsrate eines solchen Jahres unterdurchschnittlich ist, und dass in der Regel Buchen erst in dem der Trockenheit folgenden Jahr ihren Tiefpunkt des Wachstums erreichen. Aus Abbildung 3-19 ist ersichtlich, dass Buchen oft erst im dritten, dem Trockensommer folgenden Jahr wieder normale Wachstumsraten erreichen.

Die mit Hilfe von Zuwachsfeinmessungen an den Beispiels-Baumarten Kiefer und Buche im nordostdeutschen Tiefland gewonnenen Erkenntnisse führen zu dem Schluss, dass auf Grund grundsätzlich verschiedenen Wachstumsverhaltens dieser Baumarten keine generalisierenden Bewertungen über die Auswirkungen von Sommertrockenheit oder speziell des Sommers 2003 gegeben werden können. Klar wird hingegen, dass von einer Häufung solcher Witterungsverläufe in der Zukunft die Baumarten in ganz unterschiedlicher Schärfe betroffen sein werden.

3.4.3.2 Erkenntnisse aus jahrringanalytischen Untersuchungen Versuchsflächen und mögliche Aussagen

Jahrringanalytisch ausgewertet wurden die sechs Brandenburger und die drei Berliner Level II-Dauerbeobachtungsflächen. Die räumliche Verteilung dieser Plots deckt einen großen Teil der Region ab. Da es sich ausnahmslos um gleichaltrige Kiefern-Reinbestände handelt, sind Unterschiede zwischen den Baumarten nicht darstellbar. Tiefere Einblicke in spezielle Zusammenhänge werden möglich durch Einbeziehung von Datenmaterial aus der waldökologischen Forschung des Instituts für Forstökologie und Walderfassung der BFH in Eberswalde.

Aus den vorliegenden, bis zum Jahre 1999 reichenden Jahrringchronologien der Level II-Plots sollen Aussagen zum Langzeit-Wachstumstrend, zur Autokorrelation und zu Weiserjahren erfolgen. In einem abschließenden Abschnitt werden erste Ergebnisse einer Methodenentwicklung zur Modellierung von Witterung-Wachstums-Reaktionen beschrieben.

Langzeit-Wachstumstrends und Zuwachsverläufe

Ausgeführte Untersuchungen:
Im Frühjahr 2000 wurden in allen Brandenburger Level II-Plots Bohrkerne von 30 herrschenden Bäumen entnommen, präpariert und vermessen. Eine gleiche Probenahme erfolgte im Frühjahr 2002 auf den Berliner Flächen. Die Homogenität des Wachstumsablaufs und die Berechnung des Trendverlaufs lässt sich am deutlichsten an Hand der Zeitreihen des Kreisflächenzuwachses beurteilen. Im Folgenden werden die Kreisflächenzuwachs-Trends aller Flächen dargestellt (Abb. 3-22-1 bis 3-22-9) und diskutiert. Die Methode der rechnerischen Herleitung kann bei BECK (2001) nachgelesen werden.

Von den in den Abbildungen 3-22-1 bis 3-22-9 dargestellten Kreisflächenzuwachsverläufen zeigen sieben einen über Jahrzehnte andauernden akzelerierten Zuwachsverlauf. Als Ursache für diese von Normalverläufen abweichende Entwicklung kommt der seit Jahrzehnten

anhaltende Eintrag von standortseutrophierenden Fremdstoffen in Frage, der auf den von Natur aus gering mit Stickstoff versorgten Standorten zu einer zunehmenden und nachhaltigen Verbesserung der Ernährungsbedingungen geführt hat. Die beträchtlich **höheren Wachstumsraten** der Bestände, die nach ANDERS et al. (2002) das Zwei- bis Dreifache des Normalzuwachses erreichen können, haben jedoch auch einen **entsprechend ansteigenden Wasserbedarf** zur Folge. Dies gilt auch dann, wenn die Effektivität der Wassernutzung durch die bessere Ernährung gestiegen ist. Bei dem im nordostdeutschen Tiefland begrenzten Nie-

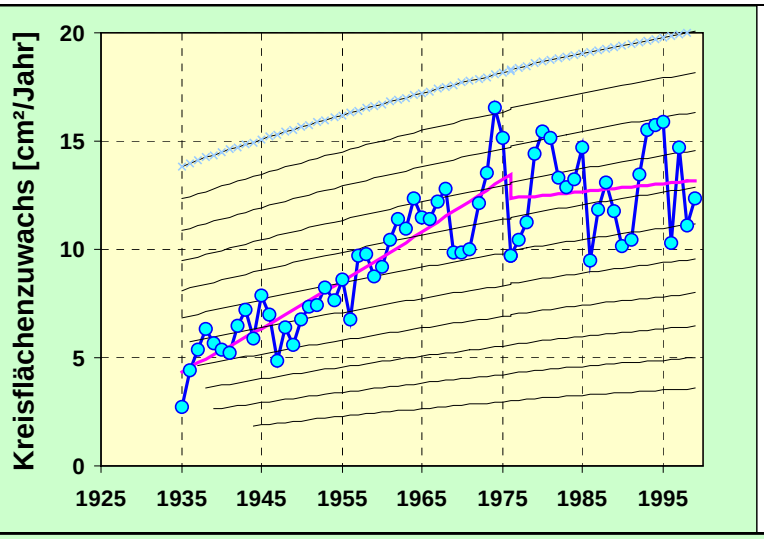


Abb. 3-22-1: Level II-DBF 1201 Natteheide; **akzeleriert** verlaufende Zuwachsentwicklung bis zum Jahr 1975; **Trendbruch** infolge des Trockenjahres 1976

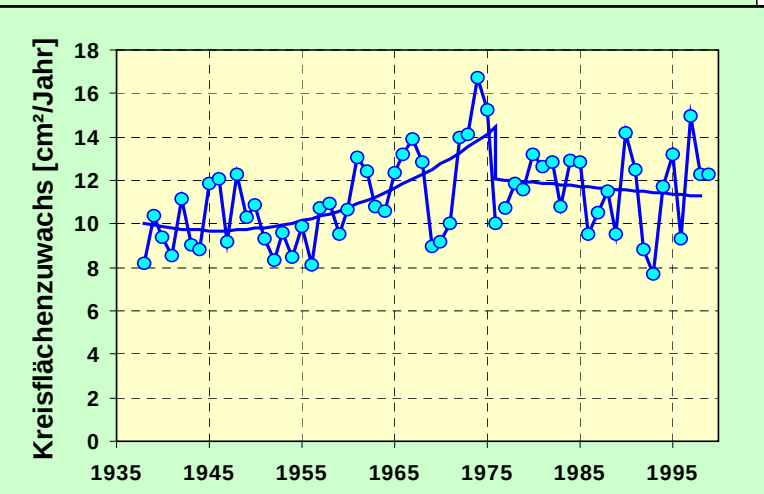


Abb. 3-22-2: Level II-DBF 1202 Beerenbusch; **akzeleriert** verlaufende Zuwachsentwicklung bis zum Jahr 1975; **Trendbruch** infolge des Trockenjahres 1976

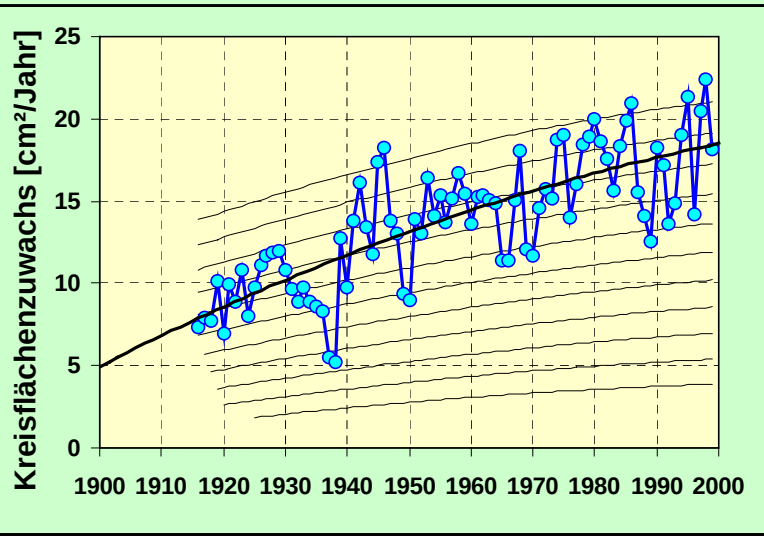


Abb. 3-22-3: Level II-DBF 1203 Kienhorst; typische, seit Jahrzehnten anhaltende, **akzeleriert** verlaufende Zuwachsentwicklung

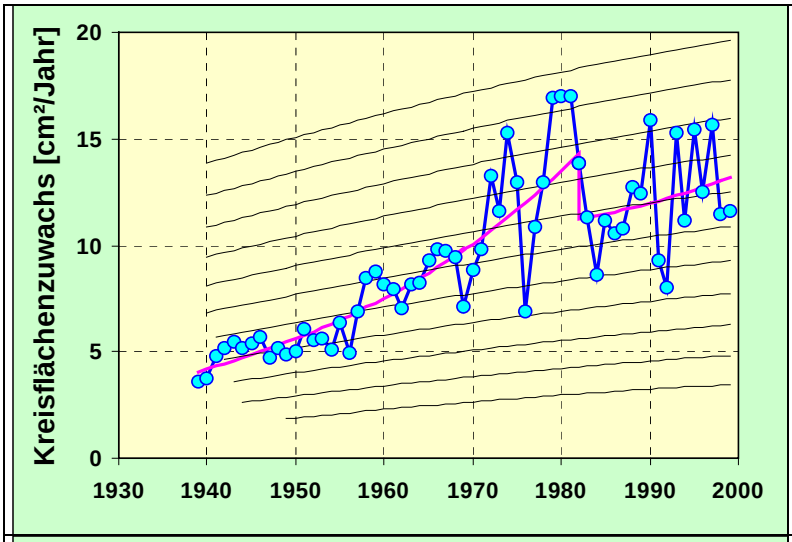


Abb. 3-22-4: Level II-DBF 1204 Weizgrund; **akzelerier**t verlaufende Zuwachsentwicklung bis zum trocken-heißen Sommer des Jahres 1982; danach **Trendbruch**

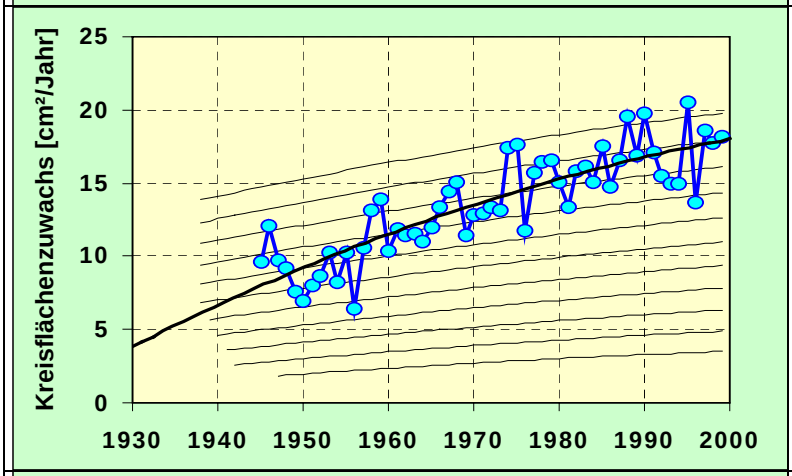


Abb. 3-22-5: Level II-DBF 1205 Neusorgefeld; typische, seit Jahrzehnten anhaltende, **akzeleriert** verlaufende Zuwachsentwicklung

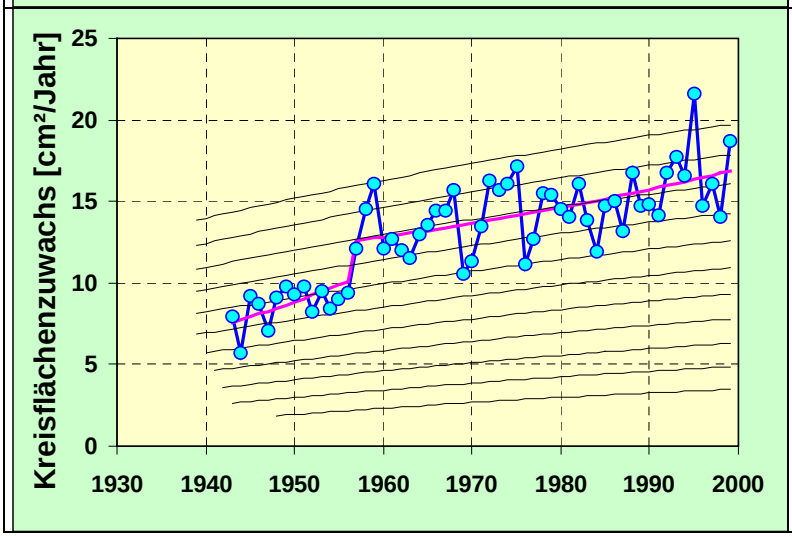


Abb. 3-22-6: Level II-DBF 1206 Schwenow; seit 4 Jahrzehnten andauernde **normale** Zuwachsentwicklung

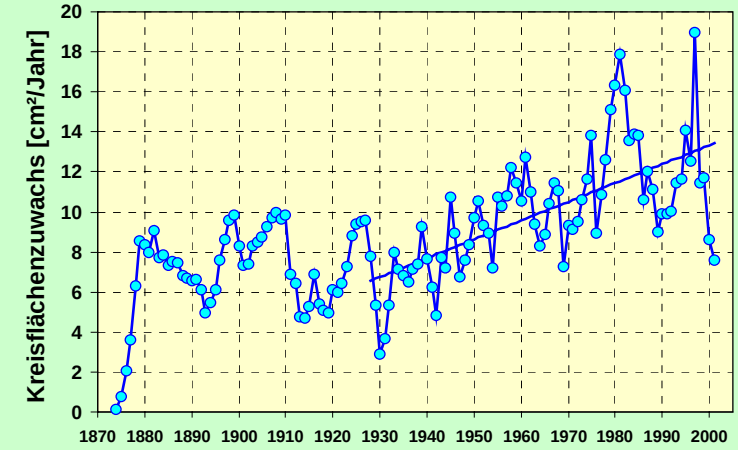


Abb. 3-22-7: Level II-DBF 1101 Grunewald 1; seit den 30er Jahren des vergangenen Jahrhunderts **akzeleriert** verlaufende Zuwachsentwicklung; Bewertung des Wachstumsverhaltens nach 1984 unsicher

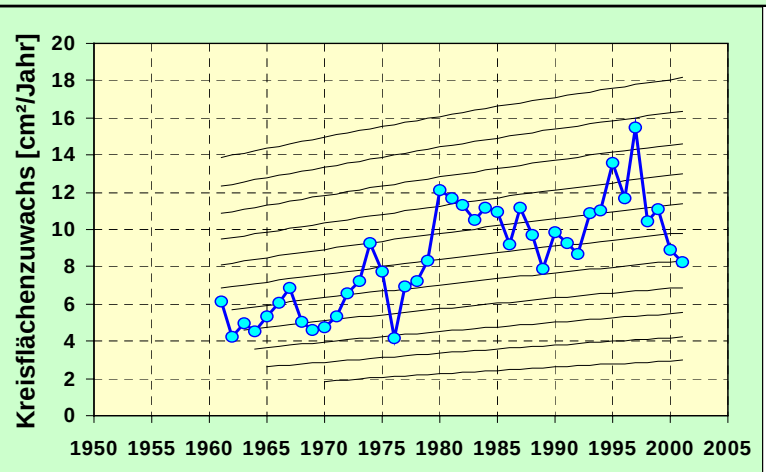


Abb. 3-22-8: Level II-DBF 1102 Grunewald 2; junger Bestand im Stangenholzstadium; Wachstumsverhaltenstyp vage; +/- normal

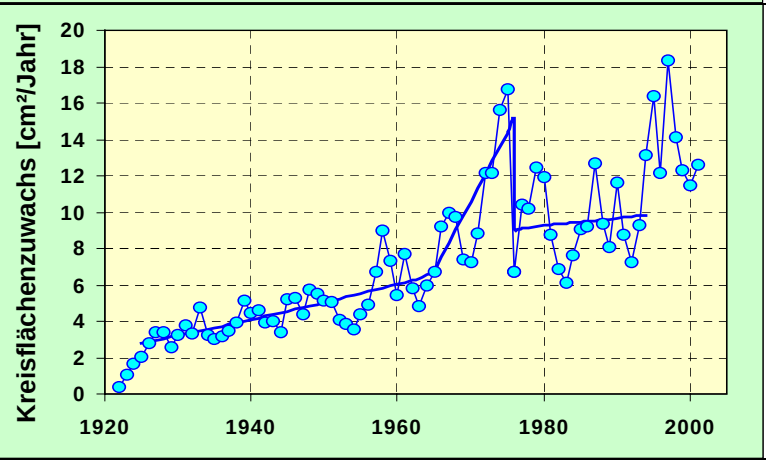


Abb. 3-22-9: Leve II-DBF 1103 Müggelheim; akzeleriertes Zuwachsverhalten seit Mitte der 50er Jahre des vergangenen Jahrhunderts; Trendbruch in der Folge des Jahres 1976; Phase herabgesetzter Vitalität dauert 18 Jahre an; Erst mit dem Jahr 1994 wird das vor 1976 bestehende Zuwachsniveau wieder erreicht.

derschlagsdargebot um 600 mm/Jahr sind die zur Verfügung stehenden Ressourcen durch hypertrophes Wachstum rasch ausgeschöpft. In Trockensommern wie 1976 entsteht durch den Widerspruch zwischen hohem Wasserbedarf und ausbleibendem Dargebot eine für viele Bestände krisenhafte Situation. Es kommt zu einem empfindlichen Vitalitätsverlust, der in vielen Fällen (hier in 4 von 9 Flächen) so stark ist, dass längerfristig über Jahrzehnte Wachstumstrends verändert werden. **Hypertrophes Wachstum** ist in Bezug auf extreme Witterungsverläufe **empfindliches Wachstum**. Für das Gebiet des nordostdeutschen Tieflandes ist inzwischen davon auszugehen, dass die Mehrheit der auf ziemlich armen und mittleren Standorten stockenden Kiefernbestände dem akzelerierten Wachstumsverhaltenstyp zuzurechnen ist. Solche Bestände weisen eine gesteigerte Sensitivität gegenüber

Witterungseinflüssen auf. Die dargestellten Beispiele belegen anschaulich den **Synergismus zwischen Standortseutrophierung und Witterungswirkung.**

Weiserjahre

Weisen die Zuwachsreaktionen von mindestens 70% aller beprobten Bäume einer Chronologie in die gleiche Richtung, ist dies Ausdruck eines durchschlagenden Witterungsereignisses und wird als Standortsweiserjahr bezeichnet. Es bedeutet, dass der überwiegende Anteil der beprobten Population einheitlich reagiert hat und dass die Witterung

Tab. 3-18: Standortsweiserjahre und übergeordnete Weiserjahre in den Level II-Plots in Berlin und Brandenburg

	DBF 1201	DBF 1202	DBF 1203	DBF 1204	DBF 1205	DBF 1206	DBF 1101	DBF 1102	DBF 1103	Anzahl pos. WJ	Anzahl neg. WJ
1960		P	N	N	N	N			N	1P	5N
1961	P	P	P		P		P		P	**6P**	
1962				N			N	N	N		4N
1963		N		P		N	N	N	N	1P	5N
1964	P		N					N	P	2P	2N
1965	N	P	N	P				P	P	4P	2N
1966							P		P	2P	
1967			P				P			2P	
1968		N	P					N		1P	2N
1969	N	N	N	N	N	N	N	N	N		**9N**
1970				P			P			2P	
1971			P	P		P			P	4P	
1972		P		P		P			P	4P	
1973				N							1N
1974	P	P	P	P	P		P		P	**7P**	
1975	N	N		N				N			4N
1976	N	N	N	N	N	N	N	N	N		**9N**
1977				P	P	P	P	P	P	**6P**	
1978				P		P				2P	
1979	P			P			P		P	4P	
1980		P			N		P	P		3P	1N
1981					N	N		N	N		4N
1982	N			N	P		N	N	N	1P	5N
1983		N	N	N		N	N	N			**6N**
1984		P	P	N		N			P	3P	2N
1985					P	P		N		2P	1N
1986	N	N		N	N		N	N			**6N**
1987	P		N			N	P	P	P	4P	2N
1988		P		P	P	P		N	N	4P	2N
1989	N	N	N		N	N	N	N			**7N**
1990	N	P	P	P	P			P	P	6P	1N
1991		N		N	N			N	N		5N
1992	P	N	N		N				N	1P	4N
1993				P					P	2P	
1994		P	P	N					P	3P	1N
1995				P	P	P	P	P	P	**6P**	
1996	N	N	N	N	N	N	N	N	N		**9N**
1997	P	P	P	P	P		P	P	P	**8P**	
1998	N	N		N			N	N	N		6N
1999	P		N			P			N	2P	2N

in dem betreffenden Jahr eine entscheidende ökologische Führungsgröße war. Solche sogenannten Weiserjahre treten rein optisch als auffällig breite oder sehr schmale Jahrringe in Erscheinung. Ihr in einer Standortschronologie stets wiederkehrendes Muster erleichtert die Synchronisation und Datierung von einzelnen Jahrringzeitreihen. Zum anderen macht der Witterungsverlauf in solchen Jahren die Witterungswirkung auf die Wachstumsreaktionen der Bäume besonders deutlich. In der Tabelle 3-18 wurden die Standortsweiserjahre aller 9 Chronologien zusammengefasst dargestellt und die Jahre hervorgehoben, die einheitlich auf allen oder der Mehrheit (2/3) der Level II-Plots ohne gegenläufige Weiserjahre vorkamen. Gewählt wurde das Zeitintervall von 1960 bis 1999 (40 Jahre) in denen sich alle Chronologien überlappen.

Die Weiserjahranalyse zeigt, dass es nur wenige Jahre gibt, in denen die Baumart Kiefer regionenübergreifend vollkommen gleichartig reagiert. In drei von 40 Jahren reagiert die Kiefer in allen 9 Level II-Plots mit einem negativen Weiserjahr. Dies sind die Jahre 1969, 1976 und 1996, deren Sommer trocken und heiß waren, denen aber stets ein kalter Winter und ein trocken-kaltes Frühjahr vorausging. Weitere Jahre, in denen in der Mehrzahl der Level II-Plots negative Zuwachsreaktionen ohne gegensinnige Reaktionen in anderen Plots zeigt, sind 1983, 1986 und 1989. Deren Witterungsverlauf ist ebenfalls durch kalte, trockene Frühjahre und trocken-heiße Sommer gekennzeichnet. Eine Ausnahme bildet das Jahr 1989, in dem einem warmen, trockenen Frühjahr ein sehr heißer, langer Sommer/Frühherbst folgt.

Positive Weiserjahre die in allen Plots gleichzeitig auftreten, gibt es nicht. Im Jahr 1997 zeigen 8 von 9 Flächen positive Zuwachsreaktionen. In den Jahren 1961, 1974, 1977 und 1995 zeigen 6 bis 7 der 9 Plots positive Reaktionen ohne gegensinnige Standortsweiserjahre anderer Plots. Der Witterungsverlauf in diesen positiven Weiserjahren weist ebenfalls warme Sommer auf, der Niederschlagsverlauf ist jedoch ausgeglichen oder überdurchschnittlich. Trocken-kalte Frühjahre kommen in positiven Weiserjahren nicht vor.

Im Vergleich der Witterungscharakteristik von negativen und positiven Weiserjahren ist klar festzustellen, dass **trocken-warme Sommer allein noch keine Zuwachsdepression hervorrufen**, die als überregionales Weiserjahr in allen oder nahezu alle Kiefernbeständen in Erscheinung treten. Das **differenzierende Moment besteht im gleichzeitigen Auftreten eines kalten, trockenen Frühjahrs**. Erst beide negative Einflüsse gemeinsam bewirken einschneidende Zuwachsreduktionen.

Die Wirkung der Witterung in positiven Weiserjahren mit feucht warmen Sommern ist vollkommen plausibel. Höhere Temperaturen fachen den Transpirationsstrom und den gesamten Stoffbildungsprozess an. Sichert das Niederschlagsdargebot in solchen Jahren die Kontinuität der Wasserversorgung, werden überdurchschnittliche Zuwachsraten erzielt. Positive Weiserjahre können aber auch einen normalen, durchschnittlichen Witterungsverlauf aufweisen. Solche Jahre treten stets dann als positive Weiserjahre in Erscheinung, wenn sie einem Jahr mit sehr ungünstiger Witterung folgen. Im positiven Weiserjahr zeigen dann fast alle Bäume des betreffenden Bestandes einheitlich eine Erholungstendenz, die als Mehrzuwachs mit hoher Gleichläufigkeit auftritt.

In 15 von 40 untersuchten Jahren treten gegensinnige Standortsweiserjahre in verschiedenen Level II-Plots im gleichen Jahr auf. Dieses Phänomen hat große methodische Bedeutung in Bezug auf die Abschätzung von Witterungswirkungen, weil sich zeigt, dass die für verschiedene Versuchsstandorte gleiche Witterung ganz unterschiedlich wirken kann. **Die Wirkungsrichtung und –stärke eines Witterungsverlaufs ist also nicht ohne Weiteres aus unserem momentanen Kenntnistand heraus zu prognostizieren.** In welcher Weise

Witterung wirksam wird, kann von ganz spezifischen Standortseigenschaften wie z.B. der Wasserspeicherkapazität der Böden, der Ausbildung von Bodenvegetationsdecken oder Strauchschichten in Kiefernbeständen, dem Alter und der Dichte des jeweiligen Bestandes, der Provenienz, lokal differenzierten Ursachen wie der Immissionssituation, dem Geländewasserhaushalt und –klima oder der Bestandeslagerung abhängen. Die weitere Aufhellung dieser Zusammenhänge ist nur über die Analyse einer Vielzahl von Standortschronologien vor dem Hintergrund zusätzlicher Standortsinformationen möglich, die eine Stratifizierung des Gesamtmaterials gestatten.

Autokorrelation höherer Ordnung in den Jahrring-Zeitreihen

Wie bereits im Abschnitt 3.4.2 am Beispiel von Kronenparametern dargestellt, ist die Entwicklung von Zustandsparametern von Bäumen in der Zeitreihe meistens abhängig von vorausgegangenen Zuständen. Mathematisch lässt sich dieser Effekt mit Hilfe der Autokorrelation beschreiben. Ermittelt man für alle Jahrringbreiten zu jedem Zeitpunkt *t* die Korrelation zu den Vorgänger-Jahrringbreiten zum Zeitpunkt *t*-1, so lässt sich der Autokorrelationskoeffizient 1. Ordnung AR(1) berechnen. Er ist ein Maße für den Zusammenhang zwischen zwei aufeinander folgenden Zuständen. Solche Autokorrelationen lassen sich auch zu Vorgängern, die zwei, drei und mehr Jahre zurückliegen, berechnen. Auf diese Weise lässt sich feststellen, **wie lange bestimmte Ereignisse in den von ihnen hervorgebrachten Baumzuständen auf die weitere Entwicklung nachwirken**. In vielen Fällen sind z.B. Jahrringbreiten zum Zeitpunkt t zu mehr als 50% von vorausgegangen Ereignissen abhängig. Dies bedeutet, dass das aktuelle Witterungsereignis den eher kleineren Wirkungsanteil auf die Jahrringbreite hat. Dieser Effekt wird auch als **Trägheit des Wachstums** bezeichnet. Biologisch sind signifikante Autokorrelationen höherer Ordnung **Ausdruck des Puffer- und Regelungsvermögens** von Bäumen und Baumbeständen wodurch existenzgefährdende Wirkungen von Extremereignissen abgemildert werden. Andererseits weisen geringe oder fehlende Autokorrelationen auf ein Überwiegen aktueller Einwirkungen und gesteigerte Empfindlichkeit und Gefährdung solcher Bäume und Baumbestände durch Witterungseinflüsse hin.

Für alle Level II-Plots in Berlin/Brandenburg wurden Autokorrelationen bis zur Ordnung 10 berechnet. Die teils recht unterschiedlichen Befunde sind den Abbildungen 3-23-1 bis 3-23-9 zu entnehmen. Signifikante Autokorrelationskoeffizienten sind grün, nicht signifikante grau gekennzeichnet.

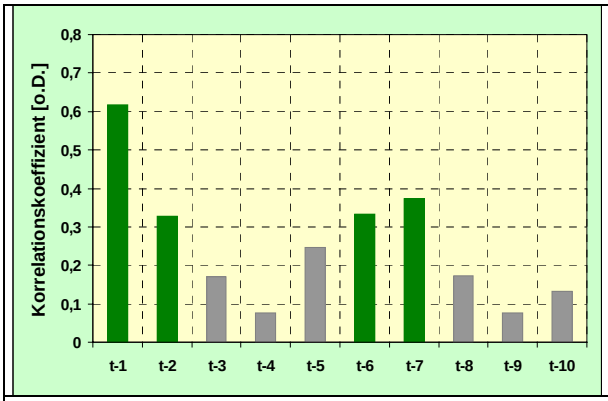


Abb. 3-23-1: Level II-DBF Natteheide 1201

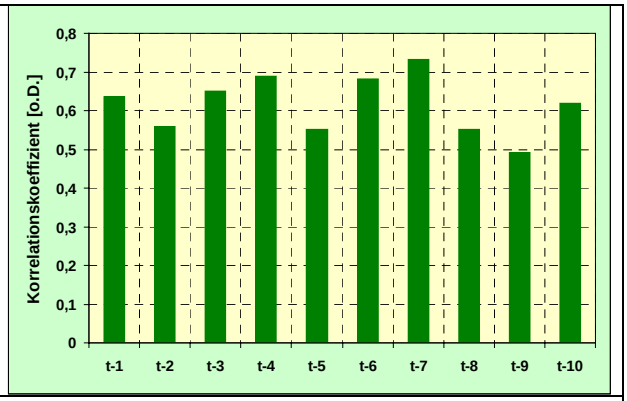


Abb. 3-23-2: Level II-DBF Beerenbusch 1202

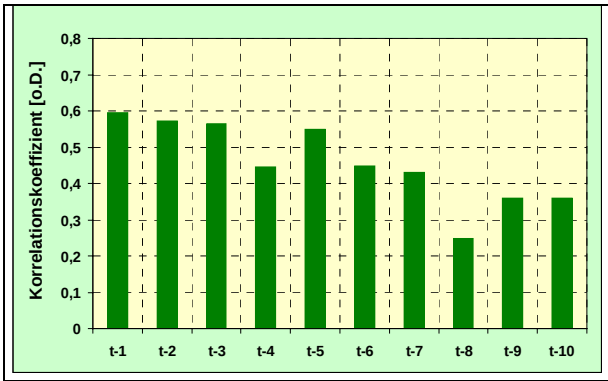


Abb. 3-23-3: Level II-DBF Kienhorst 1203

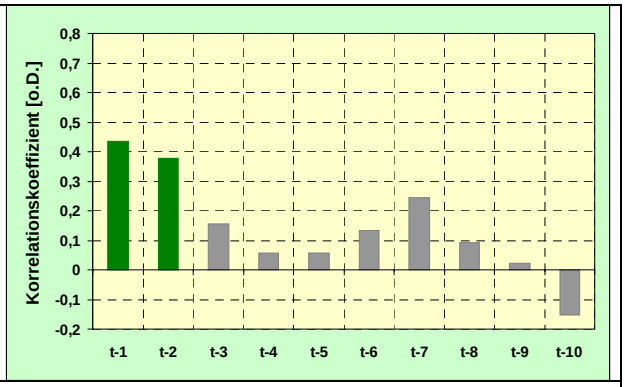


Abb. 3-23-4: Level II-DBF Weizgrund 1204

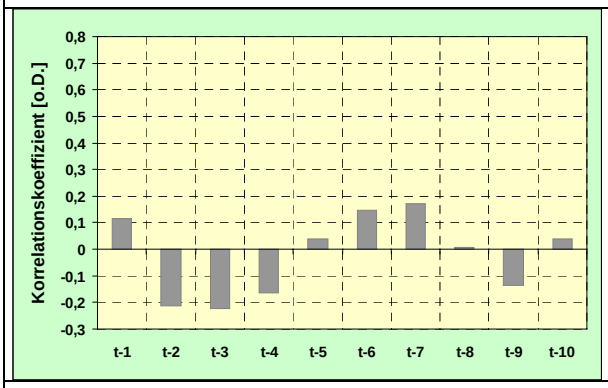


Abb. 3-23-5: Level II-DBF Neusorgefeld 1205

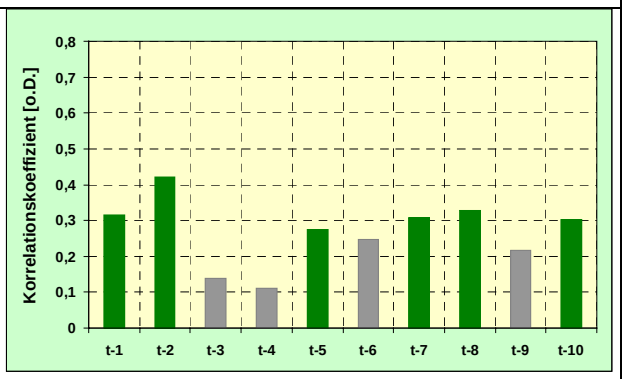


Abb. 3-23-6: Level II-DBF Schwenow 1206

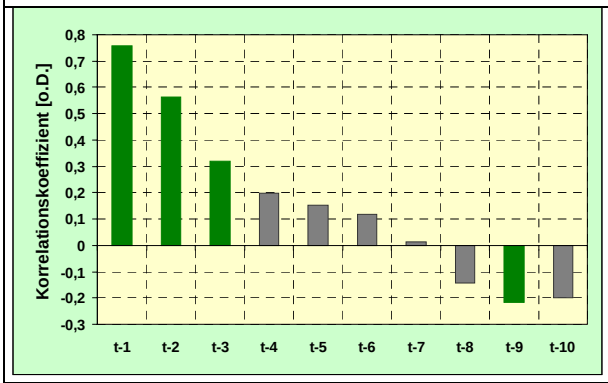


Abb. 3-23-7: Level II-DBF Grunewald I 1101

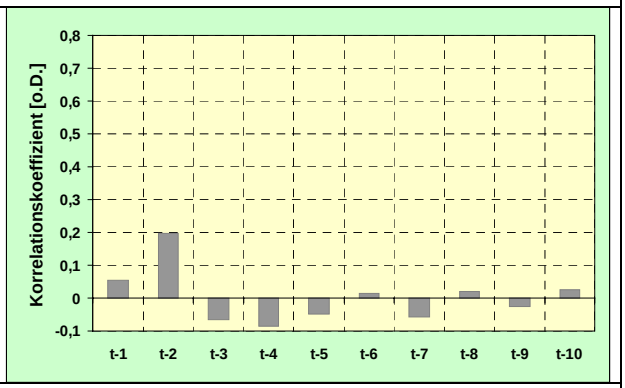


Abb. 3-23-8: Level II-DBF Grunewald II 1102

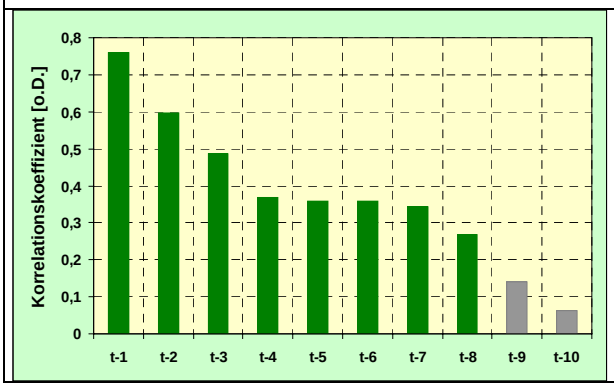


Abb. 3-23-9: Level II-DBF Müggelheim 1103

Die Auswertung zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Plots. Beerenbusch, Kienhorst und Müggelheim weisen signifikante Autokorrelationen bis zur Ordnung 10, bzw. 8 auf. Dies

ist **Spiegelbild eines ausgeprägten Puffer- und Regelungssystems** und einer hohen Stabilität gegenüber Witterungseinflüssen. In den Dauerbeobachtungsflächen Neusorgefeld und Grunewald II sind keine signifikanten Autokorrelationen nachzuweisen. Zu vermuten ist, dass diese Bestände sehr empfindlich auf Witterungseinflüsse reagieren und einem hohen Risiko durch Witterungsextreme unterliegen. Eine Zwischenstellung nehmen die Level II-Plots Natteheide, Weizgrund, Schwenow und Grunewald I ein, bei denen signifikante Autokorrelationen, jedoch nicht durchgängig, feststellbar sind. Die Ursachen hierfür sowie für die starke Differenzierung zwischen den Level II-Plots sind noch unklar. Es sind standortsspezifische Einflüsse zu vermuten.

Analyse und Modellierung der Witterungs-Wachstums-Reaktionen

Werte der Lufttemperatur und des Niederschlages sind die elementaren Variablen, die in dendroklimatologischen Verfahren am häufigsten benutzt werden, um Einflüsse der Witterung auf die Jahrringbreite bzw. den Jahrring-Index zu beschreiben und um so Zuwachsreaktionen von Bäumen aus Witterungsdaten vorherzusagen. Hierzu sind in den letzten 5 Jahrzehnten vielfältige Anstrengungen unternommen wurden, das Schrifttum hierzu ist äußerst umfangreich und nicht selten widersprüchlich. Obwohl die Bedeutung der Einwirkung der Witterungselemente auf Baumzuwachs und Baumvitalität unbestritten ist, besteht bis heute kein allgemeingültiges Modell, das die komplexen, sich teilweise kompensierenden Zusammenhänge so abbildet, dass sie unter anderen standörtlichen Gegebenheiten reproduzierbar wären. Die prinzipiellen Schwierigkeiten bestehen darin, geeignete Variable zu finden, die im Jahresverlauf in bestimmten zeitlichen Abschnitten die Witterung so wiedergeben, dass möglichst straffe Beziehungen zur Zuwachsreaktionen herzustellen sind. Da diese zeitlichen Abschnitte nicht ohne Weiteres bekannt bzw. feststehend sind, ist es seit langem gebräuchlich, monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur und Monatssummen des Niederschlags als Einflussgrößen in Regressionsmodellen zu verwenden. Diese Methode hat entscheidende Nachteile, die hauptsächlich in der eingeschränkten Interpretierbarkeit der Vielzahl an Variablen sowie in den zwischen den Variablen bestehenden Interkorrelationen besteht. Aus diesem Grunde wurde hier ein methodisches Vorgehen gewählt, das diese Nachteile vermeidet, indem

- nur wenige Witterungsvariable als zusammenhängende Phasen innerhalb des Jahres von einem heuristisches Suchverfahren gefunden und als signifikant in ihrer Wirkung auf die jährlichen Wachstumsreaktionen erkannt werden und
- ein multipler Regressionsansatz gewählt wird, der diese Witterungsvariablen als Einflussgrößen und die Zeitreihe des Jahrring-Index als anhängige Variable enthält. Die Parameter im Regressionsmodell werden mit Hilfe von Cross-Validation- oder Zensierungsverfahren so geschätzt, dass eine maximale Abbildungstreue der Witterungswirkung auf die Baum-bzw. Bestandesvitalität ermöglicht wird.

Weitere methodische Einzelheiten sollen hier nicht geschildert werden. Im Ergebnis des heuristischen Suchverfahrens das zu einer objektivierten Witterungsvariablen-Auswahl führt, stehen Einflussgrößen zur Verfügung, von denen bereits bekannt ist, dass ein signifikanter Zusammenhang zur Wachstumsreaktion besteht. Im Vergleich vieler solcher Analysen an Jahrring-Index Chronologien werden stets wiederkehrend Zeitabschnitte gefunden:

- mittlere Frühjahrstemperatur,
- mittlere Frühsommertemperatur,
- mittlere Spätsommertemperatur,
- Summe der Spätwinterniederschläge,
- Summe der Sommerniederschläge,
- Summe der Herbstniederschläge.

Sollen die Auswirkungen wechselnder Sommerwitterung auf den Baumzuwachs dargestellt werden, kann das ermittelte Regressionsmodell Verwendung finden. In Abhängigkeit von den Variablen Frühsommertemperatur und Sommerniederschläge können zweidimensionale Diagramme erzeugt werden, die innerhalb der vorkommenden Spannweite dieser Variablen in allen ihren Kombinationen ihre Wirkung auf Mehr- oder Minderzuwachs in Farbstufen dargestellen. Hierzu werden die Abweichungen aller anderer Variablen auf Null gesetzt. Die abhängige Größe im Regressionsmodell ist der Jahrring-Index *JRI*, dessen Mittelwert 1,0 beträgt. Werte größer als 1,0 bedeuten einen breiteren, Werte kleiner als 1,0 einen schmaleren Jahrring. Relative Zuwachsänderungen lassen nach

$$\Delta Z[\%] = 100 \cdot (JRI - 1)$$

berechnen. Es ergeben sich so in Abhängigkeit von den Konstellationen aus Frühsommertemperatur und Sommerniederschlägen Zuwachsgewinne oder Zuwachsverluste. Mit Hilfe dieser Darstellungen ist die **Wirkung von Trockenheit und Hitze im bisher vorkommenden Wertebereich abzuschätzen** (Abb. 3-24).

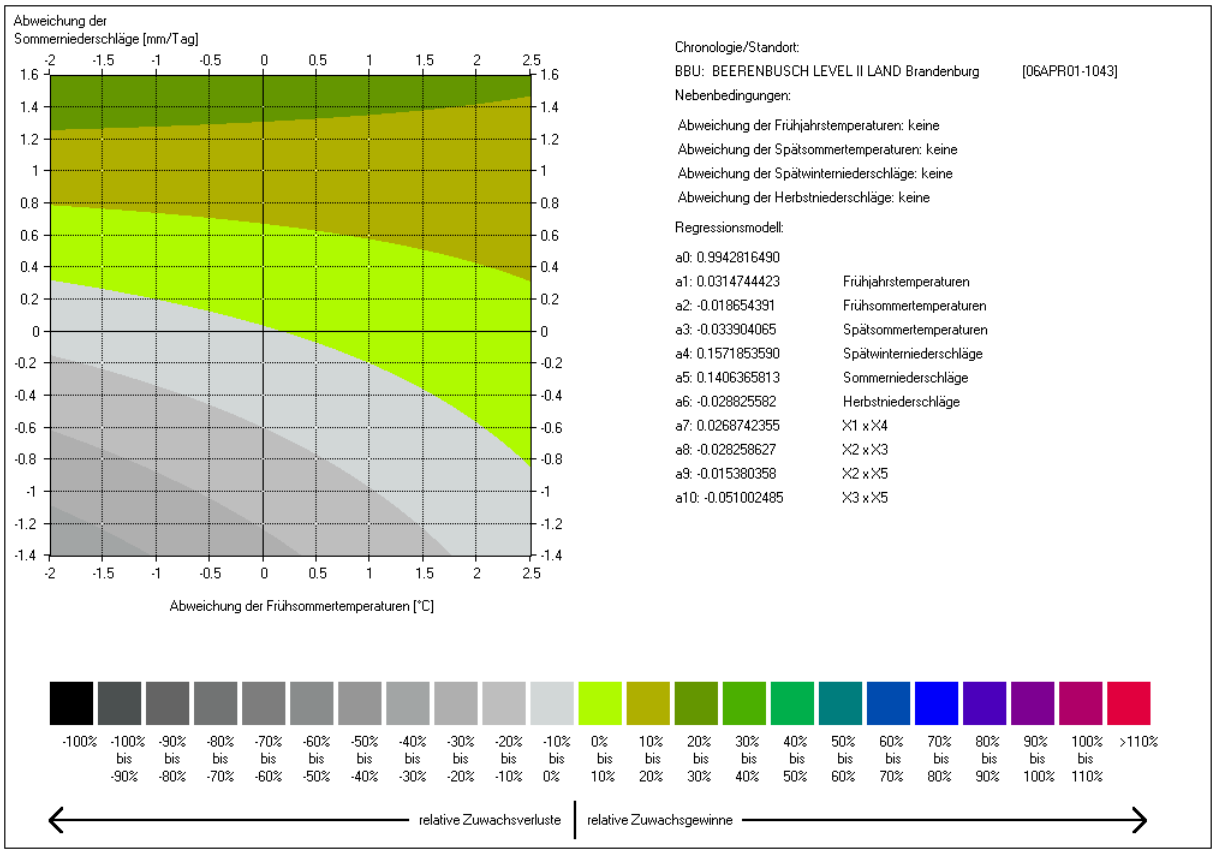


Abb. 3-24: Level II-DBF Beerenbusch 1202; Zuwachsgewinne und Zuwachsverluste in Abhängigkeit von den Spannweiten von Frühsommertemperatur und Sommerniederschlägen

Aus Abbildung 3-24 sind folgende grundsätzliche Zusammenhänge erkennbar:

- Zuwachsverluste von –30% bis –40% treten bei trocken-kühler Sommerwitterung, d.h. –1,5 bis 2,0 °C unter der durchschnittlichen Temperatur und bei gleichzeitigem Niederschlagsdefizit von 110 bis 139 mm. Solche Witterungsbedingungen schränken die Stoffwechselaktivität deutlich ein.

- Trocken-heiße Sommerbedingungen führen ebenfalls zu Zuwachsverlusten, die aber weit geringer ausfallen (bis zu 10%). Die hohen Temperaturen führen immerhin zum Verbrauch des begrenzten Wasserdargebots und somit zu einem aktivem Stoffwechsel. Wassermangel bei ausbleibenden Niederschlägen tritt nach Ausschöpfung der Bodenwasservorräte durch den Baumbestand im Allgemeinen erst im Juli oder August auf. Bis zu diesem Zeitraum ist bereits der größte Teil des Radialzuwachses geleistet worden.
- Sommerniederschläge, die das durchschnittliche Maß um 130 bis 150 mm übersteigen, führen zu einem Mehrzuwachs zwischen 20 und 30%. Das überdurchschnittliche Niederschlagsdargebot kann geringe Sommertemperaturen teilweise ausgleichen. Die höchsten Wachstumsraten werden jedoch bei feucht warmen Bedingungen geleistet. Untersolchen Bedingungen bestehen die Voraussetzungen für einen kaum begrenzten Transpirationsstrom bei hoher Stoffwechselaktivität.

Die hier vorgestellten Methoden und Beispiele zur Analyse und Modellierung von Witterungs-Wachstumsbeziehungen, beginnend mit der objektivierten Witterungs-Variablenauswahl und der Darstellung des Wirkungsgefüges zwischen Witterungsvariablen und Baumreaktionen mit Hilfe geeigneter datenanalytischer Methoden sind das Ergebnis von Entwicklungsarbeiten in allerletzter Zeit. Entsprechend kann der erreichte Stand kein Endprodukt sein, sondern nur einen vorläufigen Entwicklungsstand, eine weiter zu verbessernde Prinziplösung darstellen. Der bisherige Erkenntnis- und Entwicklungsstand der Methoden lässt es als machbar erscheinen, an Hand vorliegender zukünftiger Klima- und Witterungsscenarien die Fortentwicklung der Baum- und Bestandesvitalität unterschiedlicher Baumarten und Standortsbereiche für Zeiträume von mehreren Jahrzehnten zu simulieren. Hierfür ist weiterer Forschungs- und Entwicklungsaufwand zu leisten.

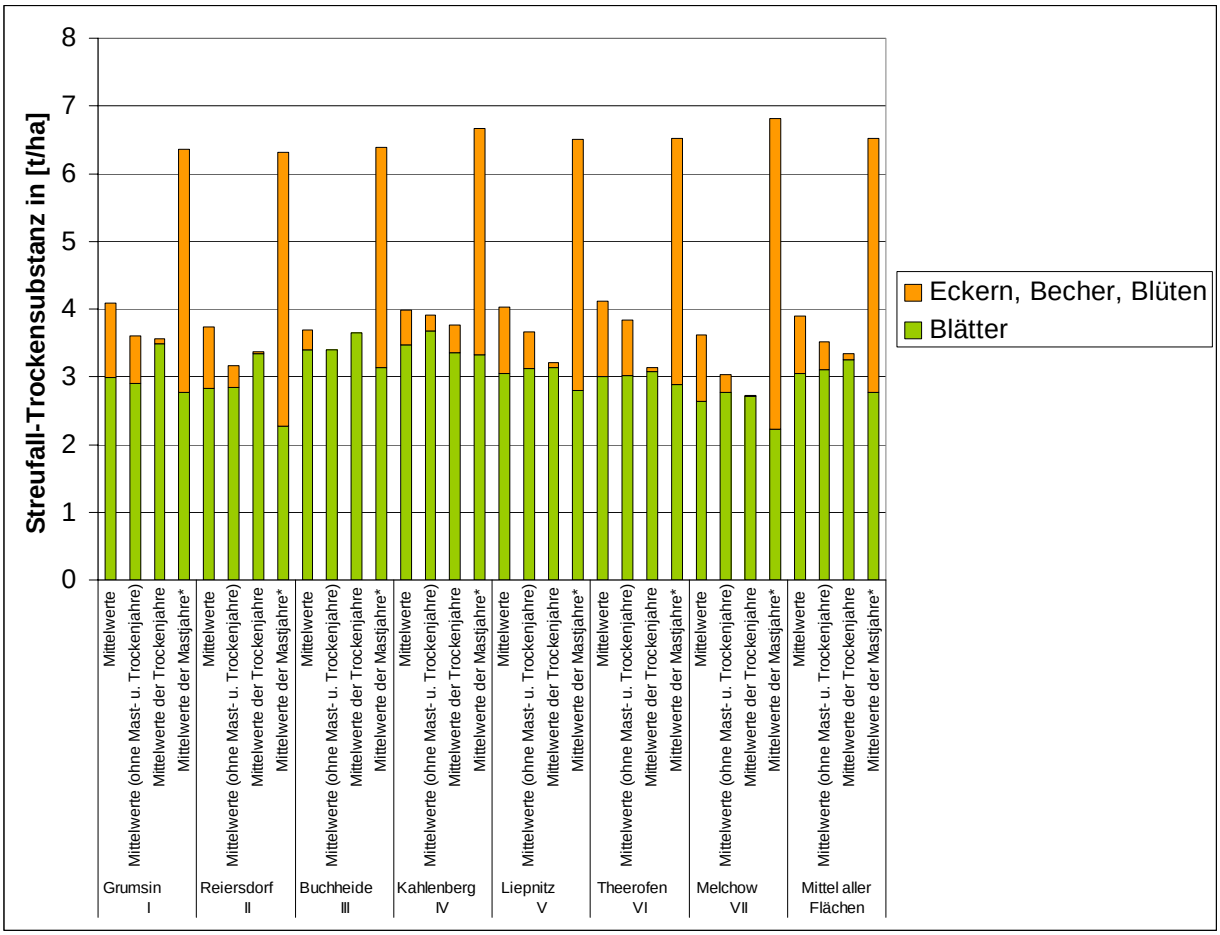
3.5 Beiträge zum Einfluss von Trockenheit auf Phänologie, Nadelmasse der Kiefer und Blatt-/Fruchtmasse der Buche

Trockensommer und Zeitpunkt der Laubverfärbung

Ausgegangen wurde von der Hypothese, dass nach extremer Sommertrockenheit Laubverfärbung und Blattfall von Waldbäumen früher einsetzen als in normalen oder feuchten Jahren. Vom DWD wurden entsprechende Werte für Rotbuche, Sandbirke, Stieleiche, Eberesche und Lärche aller phänologischen Beobachtungsstationen Deutschlands bereitgestellt, wobei die Daten nicht überall für jedes Jahr und jede Baumart erhoben worden sind. Es erfolgte eine Selektion der Beobachtungsstationen für Gebiete mit besonders ausgeprägter Sommertrockenheit 2003 bzw. dem größten Wasserdefizit, das aus der Differenz der Klimatischen Wasserbilanz 2003 und der Referenzperiode 1961 – 1990 (vergl. Abschnitt 3.1) ermittelt wurde. Für diese Regionen wurden dann besonders feuchte und besonders trockene Jahre bzw. Sommer ausgewählt und mit den Daten zu Laubverfärbung und Blattfall in Beziehung gesetzt. Es konnten keine gerichteten Zusammenhänge festgestellt werden. Lediglich für das Oberrheintiefland ergab sich, dass die Laubverfärbung bei Rotbuche in Trockenjahren im Mittel 13 Tage früher einsetzt als in feuchten Jahren.
Der Beginn des Blattfalls lässt sich nicht mit der Höhe der (Sommer-) Niederschläge in Verbindung bringen. Auch der Versuch, eine Synchronisation des beginnenden Blattfalls mit einem bestimmten Datum herstellen zu wollen, schlug fehl. Die Ursache wird vor allem darin gesehen, dass das erste Frostereignis wesentlich für das Einsetzen des Blattfalls ist.
Das insgesamt unbefriedigende Ergebnis der phänologischen Recherchen resultiert letztlich wohl daraus, dass nahezu alle in Abschnitt 2 aufgeführten witterungs-, standorts- und bestockungsseitigen Einflussgrößen unbekannt sind.

Trockensommer und Blatt-/Fruchtbildung der Buche im nordostdeutschen Tiefland

Weil Trockenjahre in der Regel auch warme Jahre sind, wird innerhalb des Buchenoptimums (Flächen I – III) bei noch ausreichender Bodenfeuchte aufgrund des erhöhten Wärmeangebots mehr Blattmasse gebildet als in Normaljahren. Wird in nicht optimalen Regionen (Flächen IV – VII) die Feuchte zum limitierenden Faktor, ist in der Regel eine Reduzierung der Blattmasse feststellbar.
Auf Trockenjahre folgen im Beobachtungszeitraum immer Mastjahre, in denen die Blattmasse signifikant niedrig, die Fruchtmasse (Eckern, Becher, Blüten) ebenso deutlich erhöht ist.



*Mastjahre folgen in allen Fällen einem Trockenjahr

Abb.3-25: Streufall-Jahresmittelwerte (1993-2003) einzelner Buchen-Versuchsflächen im Großraum Eberswalde

Die insgesamt erhöhte Stoffproduktion im Kronenraum (Blätter, Eckern, Becher, Blüten) im dem Trockenjahr folgenden Mastjahr korrespondiert mit den verminderten Dickenzuwachswerten der Bäume (vergl. Abschnitt 3.4)

Trockensommer und Nadelproduktion/Nadelfall der Kiefer im nordostdeutschen Tiefland

Unmittelbare Untersuchungsergebnisse zur Nadelproduktion der Kiefer in Abhängigkeit von der Witterung liegen nicht vor. Allerdings wird ein Trend erkennbar, wonach bei Aufeinanderfolge mehrerer Jahre mit zunehmenden Niederschlägen auch erhöhte Streufallmengen ermittelt werden.

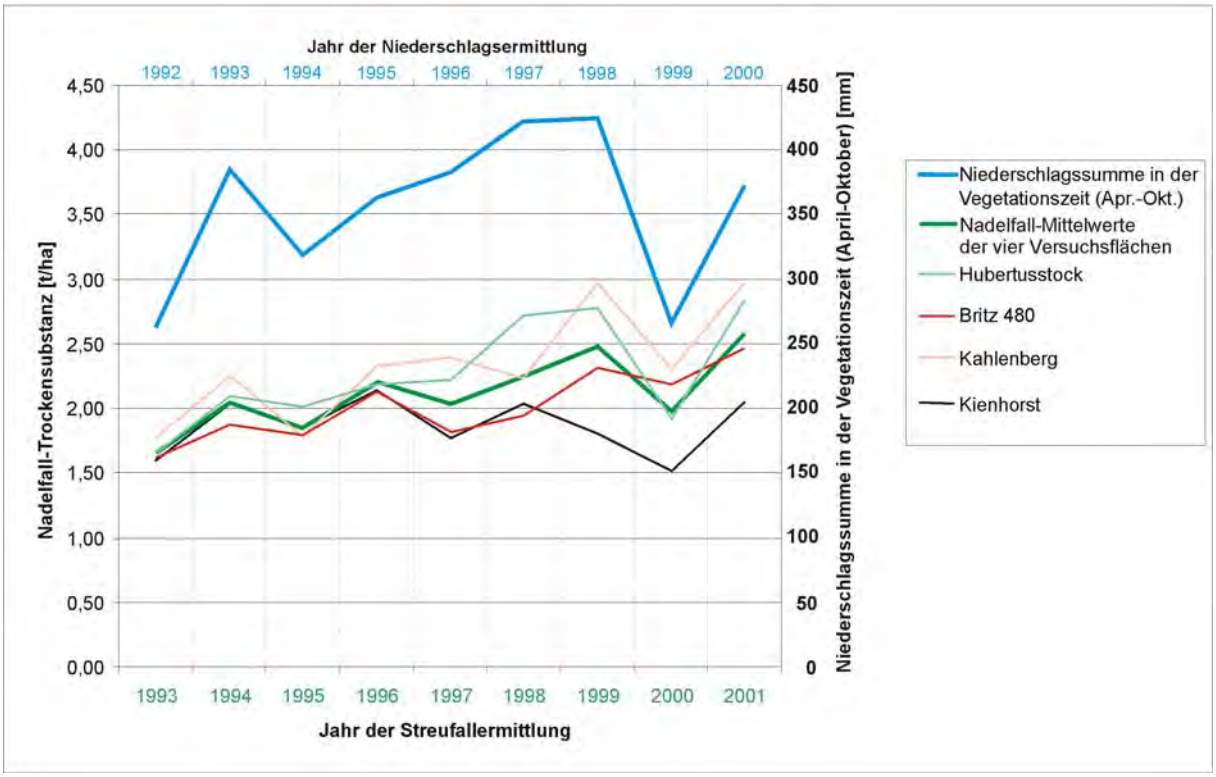


Abb. 3-26: Nadelfall-Jahresmittelwerte (1993-2001) von vier Kiefern-Baumholzversuchsflächen im Biosphärenreservat Schorfheide Chorin

Deutliche Unterschiede bestehen in der Höhe des jährlichen Streufalls. Höchste Streufallwerte werden im Trockenjahr, niedrigste im darauf folgenden Jahr ermittelt. Allgemein folgt die Streufallmenge den Niederschlägen mit einjähriger Verzögerung. Trockenjahre bewirken im Folgejahr niedrige Streufallmengen, nach feuchten Jahren werden im Folgejahr erhöhte Streufallmengen registriert.

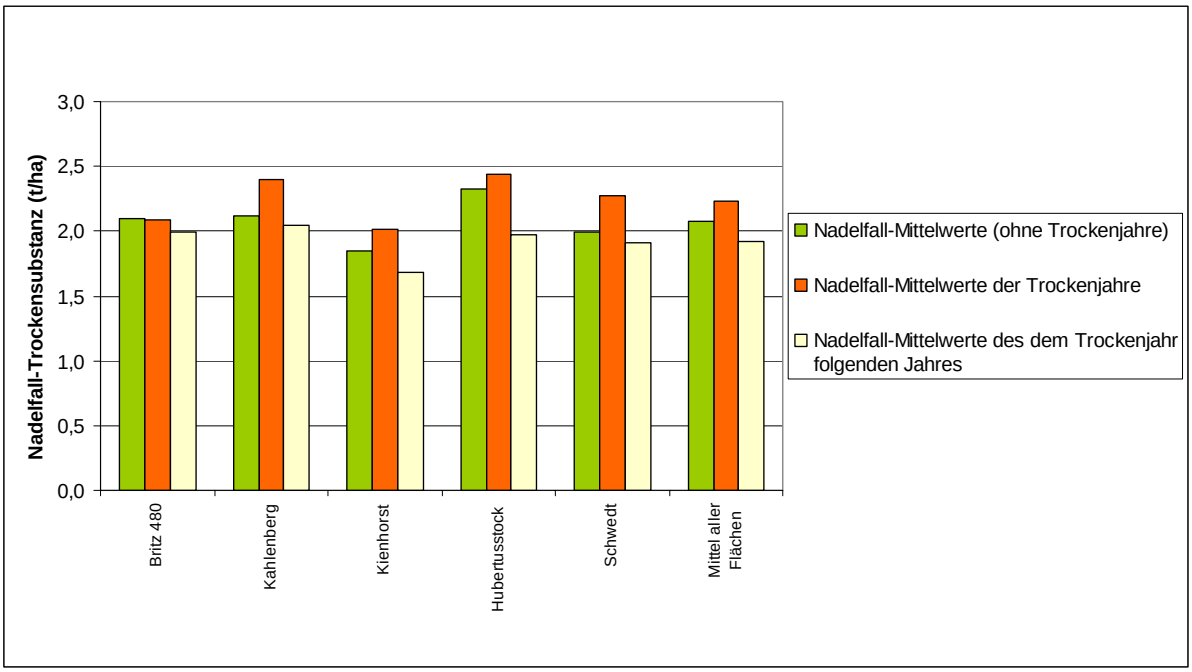


Abb. 3-27: Nadelfall-Jahresmittelwerte (1993-2003) von Kiefern-Baumholzversuchsflächen im Nordosten Brandenburgs

3.6 Trockensommer 2003 und Ozonkonzentration in Wäldern

Die Bedeutung des Ozons als Zellgift ist seit langem bekannt. Seine Wirkung führt zur Hemmung von Wasseraufnahme und Fotosynthese und mindert das Wachstum. In Europa und den USA führen Wissenschaftler fünf bis 15 Prozent der Ernteverluste auf Ozon zurück. Vergleichbare Reaktionen sind bei verschiedensten Waldpflanzen von Kräutern bis zu Bäumen zu beobachten.

Bodennahes Ozon entsteht sowohl auf natürlichem Wege als auch anthropogen induziert. Da durch menschliche Eingriffe die Höhe der Ozongehalte beeinflusst werden kann, ist es sinnvoll, Grenzwerte festzulegen. Für Pflanzen gilt in Deutschland hierfür die VDI-Richtlinie VDI 2310, Blatt 6, „Maximale Immisions-Werte zum Schutz der Vegetation, Maximale Immisionskonzentrationen für Ozon“. In dieser Richtlinie wird sowohl der Komplexität der Wirkung des Ozons Rechnung getragen als auch der unterschiedlichen Empfindlichkeit der Arten, Einzelpflanzen oder Ökosysteme.

Zur Einschätzung von Ozonschäden können sowohl okulare Beobachtungen von Indikatorpflanzen, deren Eichung über Expositionsversuche stattgefunden hat, oder direkte Messungen vorgenommen wurden.

Im Rahmen des europäischen Forest-Focus-Programms werden auf Dauerbeobachtungsflächen (Level II) in einem Pilotprojekt sichtbare Ozonschäden an bekanntermaßen empfindlichen krautigen Pflanzen, Sträuchern und Bäumen erfasst. Unter Federführung der Schweiz wurden hierzu Abstimmungskurse durchgeführt inklusive des Einsatzes von Färbetechniken und der Beobachtung mit Hilfe von Binokular und Mikroskop. Im Gegensatz zu 2002 wurden in 2003 an verschiedenen Stationen in Deutschland Schäden registriert. Regionale Studien aus einzelnen Bundesländern werden zur Zeit erarbeitet.

Ozonmessungen können kontinuierlich oder diskontinuierlich erfolgen. Im ersten Fall wird der zeitliche Verlauf der Ozonkonzentrationen einschließlich der Spitzenwerte erfasst. Diese Messmethode erfordert hohe Anschaffungskosten und benötigt Anschlüsse an Strom- und Datennetze Bei den diskontinuierlichen Verfahren, meist auf der Basis von Passivsammlern, werden Ozonmittelwerte über die Probenahmezeit, häufig 4 Wochen, bestimmt..

Critical Levels für Ozon können nur mit Hilfe kontinuierlicher Messungen definiert werden. An ihnen sind die maximalen Immissionswerte zum Schutz der Vegetation orientiert. Zunächst waren die Critical Levels Konzentrationsschwellenwerte, die für verschiedene Zeitabschnitte nicht überschritten werden sollten. Verschiedene Workshops der UN ECE zu dieser Thematik arbeiteten heraus, dass die Wirkung des Ozons nicht nur von der Konzentrationshöhe sondern auch von der Einwirkungsdauer abhängt. Mit Einführung der AOT-Werte (accumulation over threshold, Akkumulation oberhalb eines Schwellenwertes) wurden neue Critical Levels auf Rezeptorenebene definiert. Berechnet werden die AOT-40-Werte (Summe der Differenz zwischen stündlichen Konzentrationen über 80 µg/m^3 (=40 ppb) und 80 µg/m^3 von Mai bis Juni zwischen 8 Uhr morgens und 20 Uhr abends MEZ. Stationen wie oben beschrieben werden bundesweit vom UBA betrieben und von verschiedenen Landesumweltämtern, allerdings häufig nicht in Waldgebieten. Das LUA NRW wird über die Messungen an seinen Stationen sowie über einen Vergleich zwischen kontinuierlichen und nichtkontinuierlichen Ozonmessungen berichten.

Um Dosis-Wirkungsbeziehungen wirklich beschreiben zu können, wären Flussmessungen erforderlich. Der hierzu notwendige Aufwand und die Komplexität der Messungen und zugrundeliegenden Modelle wird ebenfalls von der LUA NRW beschrieben.

Im Rahmen des oben erwähnten Pilotprojektes werden Luftschadstoffmessungen mittels Passivsammlern durchgeführt, wobei neben Ozon auch Ammoniak, Schwefel- und Stickstoffdioxyd erfasst werden.
Diese Sammler sind in der Anschaffung kostengünstig und benötigen keine Betriebsinfrastruktur. Für das Wechseln und die anschließende Laboranalyse ist aber mit höherem Personalaufwand zu rechnen. Nachteilig ist die geringe zeitliche Auflösung, so dass kurzzeitige Spitzenwerte oft nicht erfasst werden. Weiterhin können die Werte durch die Witterung beeinflusst werden. Zur Beurteilung der allgemeinen Ozon-Immissionssituation und zur Beobachtung langfristiger Veränderungen sind sie aber hervorragend geeignet, somit also das Mittel der Wahl zur Erfassung von gasförmigen Luftschadstoffen im Rahmen eines europaweiten Monitorings wie dem Forest-Focus-Programm.
In Deutschland wurden in diesem Rahmen Messungen an über 50 Level-II-Standorten durchgeführt. Für den Vergleich der entscheidenden Sommermonate zwischen den Jahren 2002 und 2003 konnten 36 Flächen berücksichtigt werden (s. Abb. 3-28).
Der Haupteinflussfaktor auf die Ozonkonzentration, nämlich die Höhenlage, kann mit einer Ausnahme bestätigt werden. Die höchsten Werte werden in beiden Jahren in den bayerischen Alpen, Plots 909, 916 und 922 erreicht, gefolgt von den Mittelgebirgen (s. Abb. 3-29). Eine Ausnahme bildet der Plot 1404 in Sachsen, der auf der gleichen Höhe liegt wie 1403, aber in beiden Jahren rund 20 µg mehr Ozon im Sommermittel (Mai-August) aufweist. Dies kann durchaus auf eine exponierte Lage zum Einflussbereich petrochemischer Industrie hindeuten. Die niedrigsten Konzentrationen finden sich in beiden Jahren im Rheingraben und den Tiefländern von NRW, NI, BB, TH und SN.
Die höchsten durchschnittlichen Ozongehalte über alle Flächen werden 2002 im Juli mit 65 µg (max 97) und August mit 63 µg (max 91) und 2003 ebenfalls im Juli mit 79 µg (max 125) und August mit 82 (max 115) registriert. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Ozonkonzentrationen in 2003 insgesamt 10 bis 20 µg über denen von 2002 liegen. Der Einfluss der Temperatur auf die Ozongehalte wird damit bestätigt, da im sommerlichen Beobachtungszeitraum im Mittel die Temperaturen in 2003 um ca. 2° C über denen von 2002 an den 36 Stationen lagen. Der Zeitraum muss gleichzeitig als Trockenperiode bezeichnet werden. Gegenüber einem Durchschnittsniederschlag von 160 mm in 2002 war der August 2003 mit 34 mm Niederschlag deutlich trockener. Reaktionen der Bäume sind aber vor allem bei extremer Trockenheit zu erwarten, der durchschnittliche Niederschlag für die betrachteten 36 Level-II-Flächen ist deshalb nur von sehr beschränktem Aussagewert.

Weitergehende Bewertungen und Interpretationen werden in Absprache mit dem BMVEL und der Adhoc-AG Luftschadstoffe bei einem Workshop im Februar 2005 erörtert und in einem Sonderbericht der Schriftenreihe des forstlichen Umweltmonitorings vorgelegt werden.

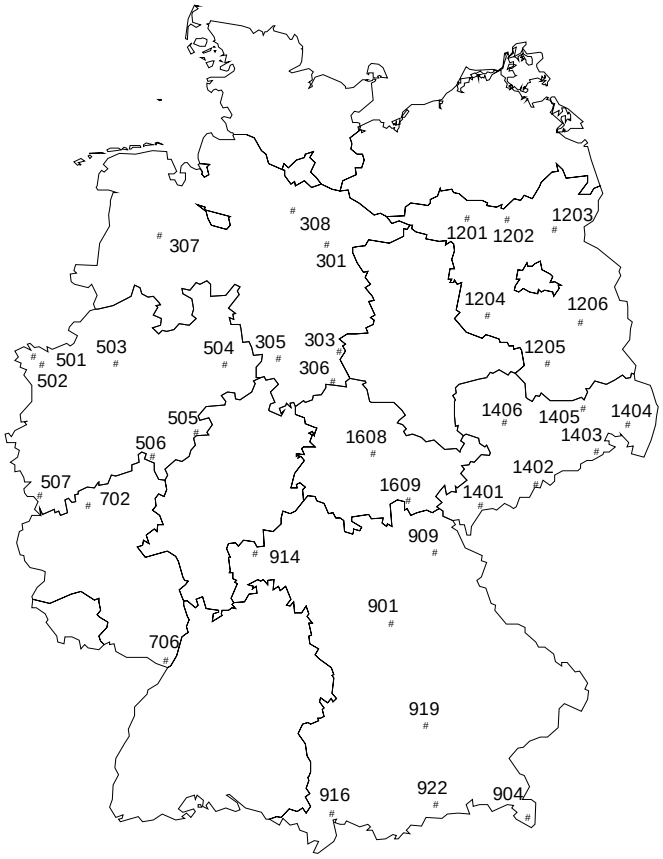


Abb. 3-28: Level-II-Flächen mit Ozon-Passivsammlern im Sommer 2002 und 2003

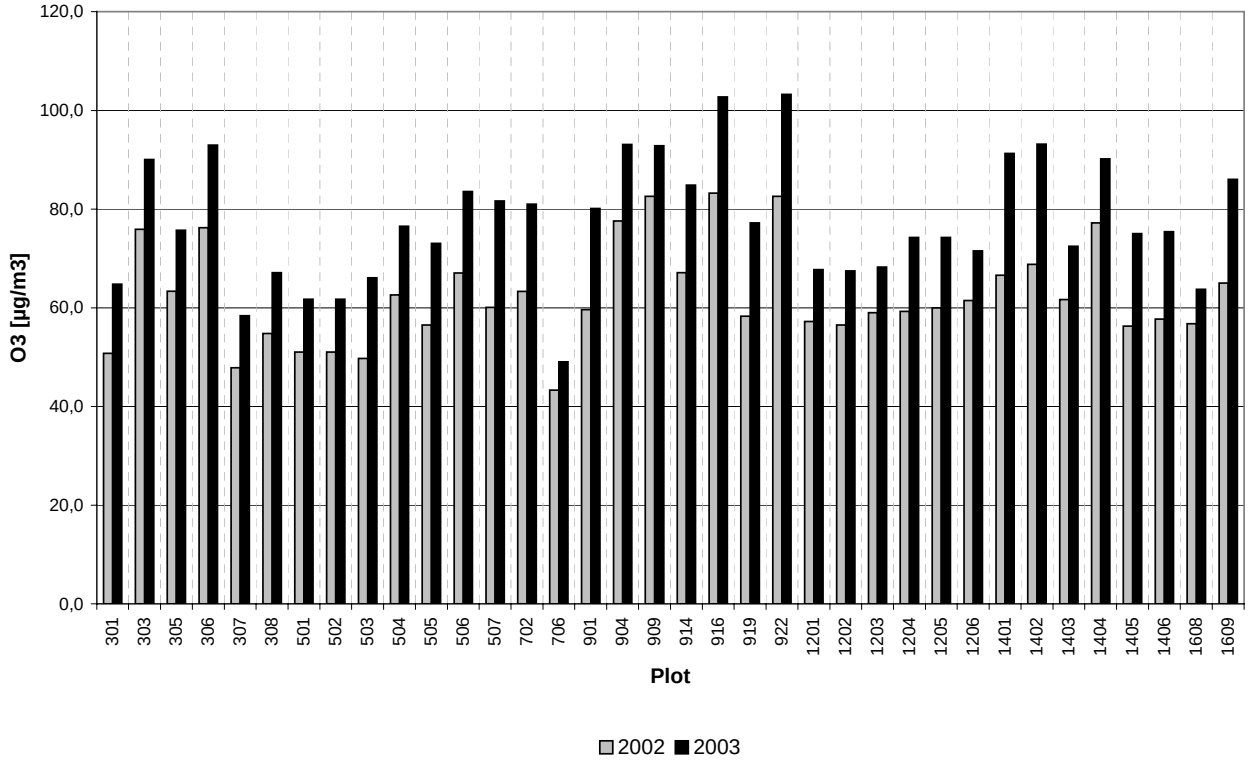


Abb. 3-29: Mittlere Ozongehalte an den Level-II-Flächen im Sommer 2002 und 2003

3.7 Sommertrockenheit und Waldbrandgefährdung in Deutschland

Zu den Auswirkungen von Trockenheit auf Waldzustand und Waldbau gehören auch Ausführungen zum Waldbrandgeschehen und zur Waldbrandgefährdung. Dabei interessiert zunächst das Waldbrandgeschehen unmittelbar im Trockenjahr, darüber hinaus aber auch der Einfluss der Trockenheit auf die potentielle Waldbrandgefährdung späterer Jahre.

Generell nimmt in trockenen, warmen Sommern die Waldbrandgefährdung zu. In Deutschland wird dazu durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) eine aussagefähige Statistik geführt, die Angaben über Ursachen, Anzahl, Flächen der Brände, Schadensflächen und Schadensumfänge ausweist.

Die Brandfläche im Jahre 2003 insgesamt lag mit 1315 ha um 25 % über dem Durchschnitt der Jahre 1991-2002. Die größte Waldbrandfläche seit der Wiedervereinigung wurde mit 4908 ha und einer Schadenssumme von 12,8 Mio € im Jahre 1992 registriert. Im damaligen Rekordsommer mit absoluten Maxima der Lufttemperatur bis 39,1 ^{o}C (Progressreport Nr.1 „Extremer Nordsommer 1992“ des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung vom April 1993) lag das Maximum des Niederschlagsdefizits im Nordosten Deutschlands, wo aufgrund der Standorts- und Bestockungsverhältnisse grundsätzlich von der höchsten Waldbrandgefährdung ausgegangen werden muss.

Die höchste Waldbrandgefährdung im Trockensommer 2003 war Mitte August erreicht. Unter Verwendung von Mittagswerten der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte, der Windgeschwindigkeit und der 24-stündigen Niederschlagssummen sowie unter Berücksichtigung der Vegetation (Phänologie und Artenspektrum im Baumbestand und Bodenvegetation) wurde am 13. August 2003 (Abb. 3-30) nahezu für ganz Deutschland die Gefahrenklasse 4 (hohe Waldbrandgefährdung) bzw. im Nordosten (Brandenburg) die höchste Gefahrenklasse 5 (sehr hohe Waldbrandgefährdung) festgelegt.1

Bezüglich der Brandgefährdung aufgrund der Entzündlichkeit der Bodenvegetation (Brennpunktbestimmung) hat MIßBACH (1982) grundsätzliche Zusammenhänge herausgearbeitet. Da nahezu jeder Waldbrand als Bodenfeuer beginnt, ist bedeutungsvoll, dass die in den letzten Jahren stattgehabte Vergrasung der Wälder mit Sandrohr (Calamagrostis epigejos L.) und Drahtschmiele (Deschampsia flexuosa L.) zwei Arten begünstigt, die auf einer Skala der leichtesten Entzündbarkeit die Spitzenplätze einnehmen. Der Vegetationswandel in den norddeutschen Kiefernbeständen seit der Mitte 1970er/Beginn der 1980er Jahre, der sich über den Rückgang der Moosdecken und Krautflora und den Flächengewinn der Gräser vollzog, hat die Brandgefahr erhöht. Dieser Vegetationswandel wurde bisher in erster Linie mit dem Eintrag atmosphärischer Stickstoffverbindungen erklärt (HOFMANN, 1995; ANDERS et al. 2002). Die Auswertung langfristiger Vegetationskartierungen belegt bei stark gesunkenem Stickstoffeintrag aber zugleich auch eine Fluktuation der Deckungswerte von Sandrohr und Drahtschmiele in direkter Abhängigkeit von der Witterung.

1 Herrn Dr. J. G. Goldammer vom Global Fire Monitoring Center (GFMC), Fire Ecology and Biomass Research Group, Max Planck Institute for Chemistry; c/o University of Freiburg, danken wir für die Bereitstellung von entsprechenden Unterlagen

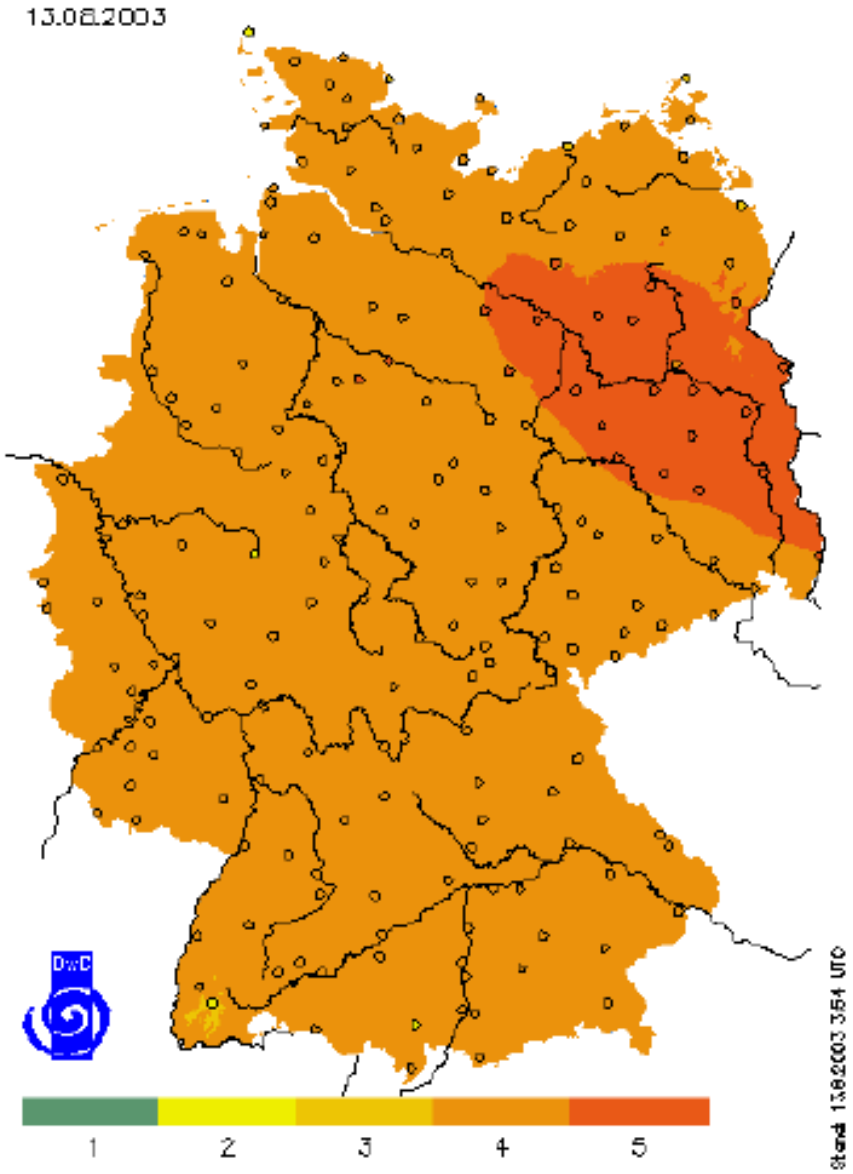


Abb. 3-30: Waldbrandgefährdung in Deutschland am 13. August 2003

Eine Abfolge kühl-feuchter Sommer begünstigt Moose und krautige Arten der Bodenvegetation, in der Folge trocken-warmer Sommer steigen die Abundanzwerte deckenbildender Gräser. Damit erhöhen Trockensommer nicht nur im Trockenjahr selbst, sondern auch in darauf folgenden Jahren die Waldbrandgefahr.

Für die Wetterstation Angermünde nördlich von Eberswalde, die für weite Teile des nordostdeutschen Tieflandes als repräsentativ gelten kann, wurde für die Sommerwitterung Mai bis September der Jahre 1901 bis 2003 ein Ranking bezüglich Temperatur und Niederschlag (N/T-Quotient) vorgenommen. Dessen Werte sind die Grundlage für eine Klassifizierung der Sommerwitterung nach den Klassen trocken-warm, normal bzw. feucht-kühl.

Tab. 3-19: Sommerwitterung (Mai-September) der Wetterstation Angermünde im Zeitraum 1901 bis 2003

Periode	Witterungscharakteristik Anzahl der Jahre		
	Trocken-warm	Normal	Feucht-kühl
1901-1934	11	10	13
1935-1968	6	16	12
1969-2003	17	9	9

Im ersten Drittel des vorigen Jahrhunderts wurde im Durchschnitt jeder dritte Sommer als trocken-warm klassifiziert, im zweiten Drittel war es nahezu nur jeder sechste Sommer, im letzten Drittel bis zum Jahr 2003 ist durchschnittlich für jeden zweiten Sommer auf trocken-warm zu erkennen. Während in den Jahren 1901 bis 1974 auf trocken-warme Sommer stets Normalsommer oder feucht-kühle Sommer folgten (mit Ausnahme der Jahre 1963 und 1964, die beide als Trockensommer klassifiziert wurden), wird seit 1975 wiederholt auf drei (1975-1977; 1981-1983) oder zwei (1985-1986; 1988-1989) trocken-warme Sommer hintereinander erkannt. Die Häufung der Trockensommer seit 1975 fällt zusammen mit den erhöhten Stickstoffeinträgen in die Wälder. Die Vergrasung hat also sehr wahrscheinlich beide Phänomene zur Ursache.
Für die Waldbrandgefährdung ist weiterhin bedeutungsvoll, dass die zunehmende Extensivierung der Waldbewirtschaftung in steigendem Umfang nicht verwertbares Holz in den Beständen belässt. Durchforstungsrückstände bzw. abgestorbene Bäume, besonders in Jungbeständen, bewirken eine starke Zunahme des leicht entzündlichen Materials und erschweren die Brandbekämpfung. In den USA und Kanada wird dieser Fakt als eine entscheidende Ursache für die verheerende Zunahme des Waldbrandgeschehens thematisiert (SCHULZE, 2004).

Trotz nachgewiesener Zusammenhänge zwischen der Witterung, insbesondere dem Niederschlagsgeschehen und dem Auftreten sowie dem Ausmaß von Waldbränden ist es aus zwei Gründen problematisch, korrelative Beziehungen herstellen zu wollen. Zum einen sind Waldbrände nur zu einem geringen Prozentsatz zweifelsfrei auf natürliche Ursachen zurückzuführen. Im Jahre 2003 waren dies mit 111 von 2524 Waldbränden nur 4,4 %; mit 23 ha machten sie nur 1,7 % der Gesamtwaldbrandfläche von 1315 ha aus. Gleichwohl bedeuten diese 111 Brände im Jahre 2003 gegenüber 60 Bränden im Durchschnitt der Jahre 1991-2002 fast eine Verdoppelung der nachgewiesen auf natürliche Ursachen zurückzuführenden Brandfälle. Zum anderen ist das Waldbrandgeschehen in entscheidendem Maße davon abhängig, wie wirksam Überwachungs- und Bekämpfungsmaßnahmen organisiert werden.

Literatur

Anders, S.; Beck, W.; Bolte, A.; Hofmann, G.; Jenssen, M.; Krakau, U.-K. und J. Müller (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Verlag Dr. Kessel, Remagen-Oberwinter: 283 S.

Beck, W. (2001): Überlegungen zur Erfassung wachstumskundlicher Kenngrößen auf Level II-Kiefern-Versuchsflächen. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 35 (1): 33-36.

Biondi, F. and K. Waikul (2004) DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. Computers & Geosciences 30: 303-311

Cook, E. R. (1992): A Conceptual Linear Aggregate Model for Tree Rings. In: Cook, E. R. and L. A. Kairiukstis: Methods of Dendrochronology – Application in the Environmental Sciences. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, Reprint 1992, LSBN 0-7923-0586-8

Hofmann, G.: (1995) Kiefernökosysteme im Wandel. Der Wald Berlin 45, 8, 262-267

Mißbach, K.: (1982) Waldbrand-Verhütung und Bekämpfung, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 3. Auflage

Raspe, S.; Schulz, C. und Kroll, F. (2004): Wennschon im Sommer tonnenweise Blätter fallen. Magazin der Bayerischer Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF aktuell, 43: 11-13

Schulze, B.: (2004), „Heli-Logging“-Unterschiede zwischen Europa und USA/Kanada, AFZ-Der Wald 15, 832 -834

Wilson, B. F. und Howard, R. A., (1968): A Computer Model For Cambial Activity. Forest Science 14: 77-90

4. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau-Trockenstress und forstliches Umweltmonitoring 2003 in Europa-Institut für Weltforstwirtschaft / Beitrag des PCC des ICP Forests

4.1 Meteorologischer Hintergrund

2003 war weltweit das drittwärmste Jahr seit Beginn der Messungen im Jahr 1861. Die Oberflächentemperatur lag global im Durchschnitt +0,45°C über dem Durchschnitt von 1960-1990. Dieser Wert wird nur von den Jahren 2002 (+0,48°C) und 1998 (+0,55°C) übertroffen (siehe Abb. 4-1; WMO (World Meteorological Organization, Presseerklärung vom 16. 12. 2003). Besonders in Europa waren in den Monaten Juni bis August große Gebiete von Hitzewellen betroffen. Die WMO bezeichnet den Sommer des Jahres 2003 als den wärmsten seit Beginn der Messungen in Deutschland, Frankreich, der Schweiz und Spanien.

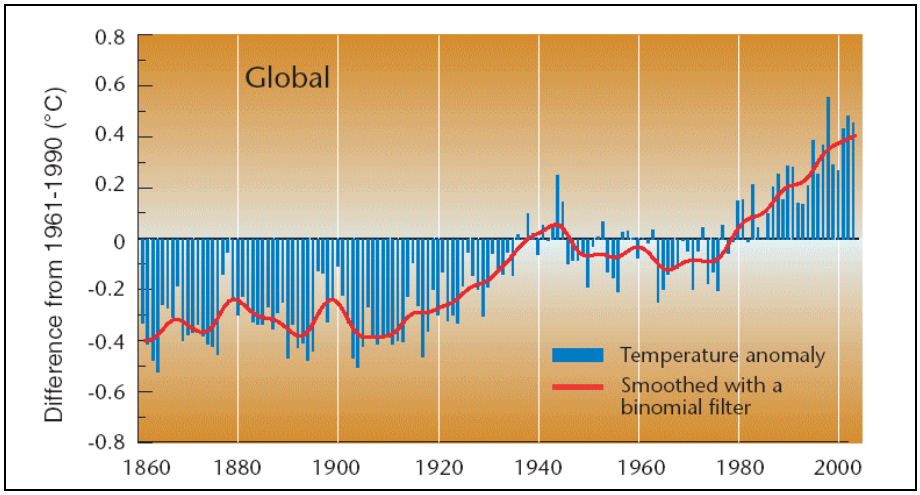


Abb.4-1: Kombinierte Luft-Land und Meeresoberflächentemperatur für 1861-2003, bezogen auf den Durchschnitt 1960-1990, weltweit. (Quelle: Climatic Research Unit, University of East Anglia and Hadley Centre, The Met Office, UK. Zitiert nach http://www.wmo.ch)

4.2 Forstliches Umweltmonitoring in Europa: das ICP Forests der UNECE

Unter der Genfer Luftreinhaltekonvention der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) betreibt das International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) seit 1985 ein Forstliches Umweltmonitoring auf mittlerweile ca. 6000 sog. Level I Punkten im 16 x 16 km Raster und ca. 860 Intensivbeobachtungsflächen (Level II). Insgesamt beteiligen sich 40 Staaten an dem Programm unter dem Vorsitz Deutschlands. Die Daten und Messergebnisse bieten hervorragende Möglichkeiten, die extremen Witterungsbedingungen vor Ort im Wald zu messen, Stressreaktionen der Waldökosysteme zu beschreiben und die mittelfristigen Auswirkungen zu beobachten. Aufgrund der europaweiten Zusammenarbeit der vielen beteiligten Institutionen liegen jedoch für 2003 lediglich Ergebnisse der Kronenzustandserfassung auf den Level I Flächen vor. Die Auswertung des gesamteuropäischen Datensatzes für die Intensivbeobachtungsflächen dauert standardmäßig ein Jahr länger und ist für 2003 noch nicht vollständig verfügbar. Allerdings gibt es bereits Einzelergebnisse aus verschiedenen Europäischen Ländern.

4.3 Der Kronenzustand im Jahr 2003 und seine zeitliche Entwicklung

Die Vitalität eines Baumes lässt sich weitgehend am Zustand seiner Krone ablesen. Seit der Einführung des Programms wird daher jährlich auf allen Level I Flächen der Nadel-/Blattverlust im Vergleich zu einem vollständig benadelten, bzw. belaubten Baum geschätzt. Im vergangenen Jahr zeigten alle Hauptbaumarten einen erhöhten Nadel-/Blattverlust, mit Ausnahme der Fichte, für die ein nahezu unveränderter Wert ermittelt wurde (siehe Abbildung 4-2). Eine generelle Verschlechterung des Kronenzustandes über alle Baumarten und Länder hinweg kommt auch in dem erhöhten Anteil der Flächen zum Ausdruck, auf denen eine signifikante Verschlechterung im Zeitraum 1997 – 2003 festgestellt wurde. Mit 15,3% ist der Wert höher als der Anteil an Flächen, auf denen eine Verbesserung registriert wurde (10,7%). Der Kronenzustand reagiert auf eine Vielzahl von Stressfaktoren, wie z.B. Witterung, Insektenfraß und Luftverunreinigung. Differentialdiagnostische Aussagen sind ohne zukünftige Zusatzauswertungen nicht möglich; die extreme Hitze und Trockenheit in den Jahren 2002 und v.a. 2003 sind jedoch eine plausible Erklärung für die beobachtete erhöhte Kronenverlichtung.

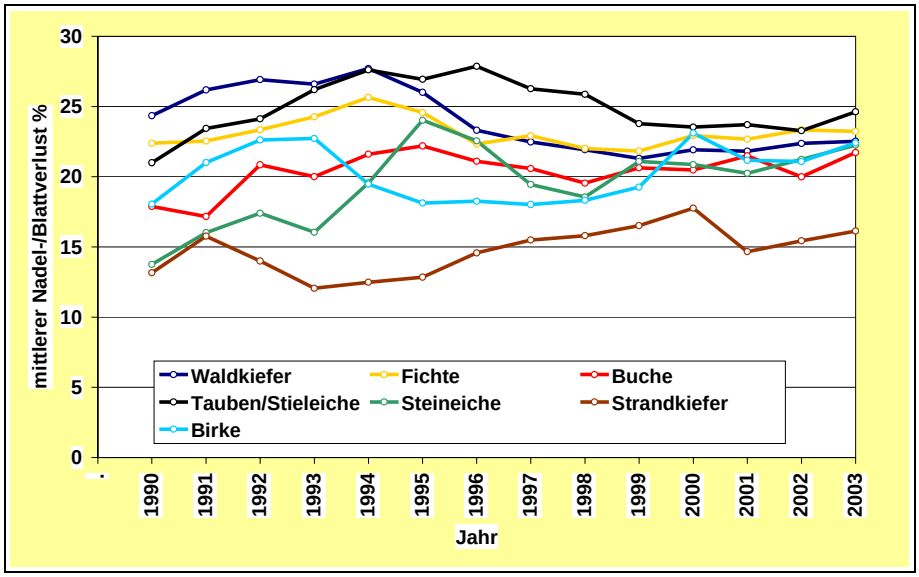


Abb. 4-2: Mittlerer Nadel-/Blattvelust für Europäische Hauptbaumarten. Stichprobengrößen liegen zwischen 2 600 und 11 924 Bäume pro Baumart. Ergebnisse basieren auf Daten von 21 Ländern (Quelle: Fischer et al. 2004)

4.4 Zuwachsverhalten in Abhängigkeit vom Klima

Auf höher gelegenen Standorten und weit im Norden sind niedrige Temperaturen meist ein wachstumsbegrenzender Faktor. Kontinuierliche und automatische Umfangmessungen des ICP Forests zeigen, dass sich dies in warmen Jahren wie 2003 jedoch zumindest teilweise ändern kann. In 2003 nahm der Radialzuwachs in Österreich und in der Schweiz an Bäumen auf Intensivuntersuchungsflächen, die über 1500, bzw. 1200 m ü.NN gelegen sind, im Vergleich zum Vorjahr zu. Auf niedriger gelegenen Flächen nahm der Zuwachs ab (siehe Abb. 4-3). Dort waren die hohen Temperaturen in Verbindung mit der Trockenheit wahrscheinlich wachstumslimitierend. In Südnorwegen wurden erhöhte Zuwächse nur an Bäumen über 400 m ü.NN. gemessen, wohingegen im nördlichen Teil des Landes alle gemessenen Bäume einen erhöhten Radialzuwachs zeigten.

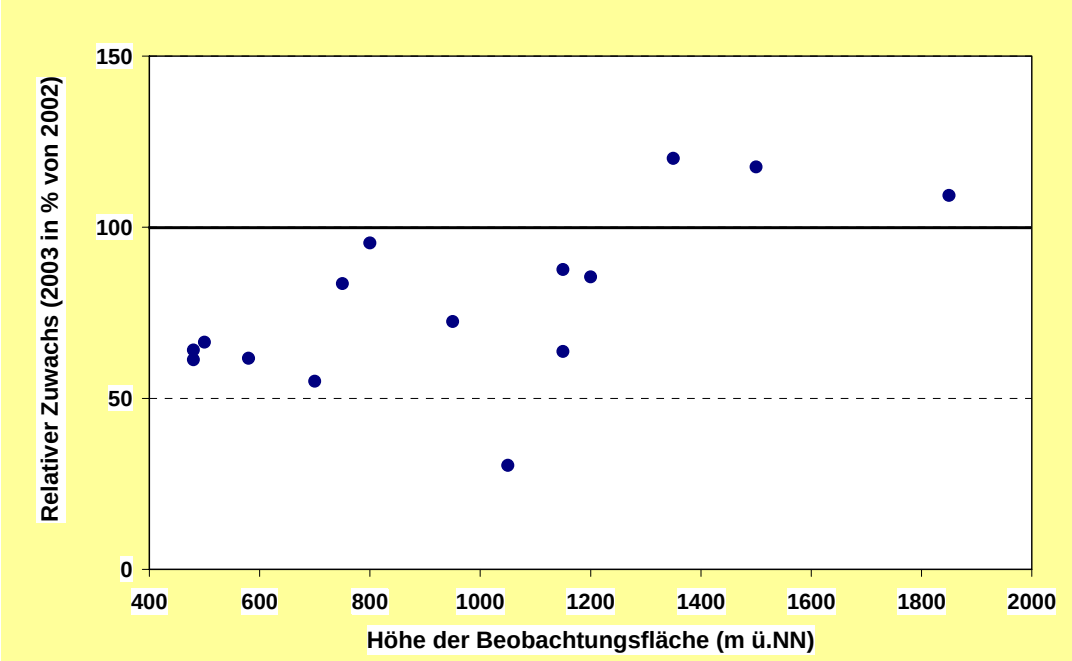


Abb. 4-3: Stammdurchmesserzuwachs auf Level II Flächen der Schweiz 2003 in % von 2002.

In Südeuropa kommen Temperaturen über 40°C und Trockenperioden häufiger vor. Bäume und Waldökosysteme sind dort an solche Situationen angepasst. Die Spanischen und Italienischen Waldzustandsbeobachtungen im Jahr 2003 zeigen keine extremen kurzfristigen Trocknissymptome oder dramatische Änderungen des Waldzustandes. Einige Länder litten jedoch unter ausgedehnten Waldbränden.

4.5 Die Waldbrandsituation in Europa in 2003

Im Spätsommer 2003 bedrohten ausgedehnte Waldbrände das Leben vieler Menschen in Europa und erregten die Aufmerksamkeit der breiten Öffentlichkeit. Speziell in Portugal und Südfrankreich wurde die Situation durch die Hitze und Trockenheit verschärft.

Die Berichte der ICP Forests Teilnehmerstaaten und die Statistiken des Joint Research Centre der Europäischen Kommission in Ispra, Italien, belegen die extreme Situation (siehe Abb. 4-4). Der Anteil der betroffenen Waldfläche (13%) und die Gesamtwaldbrandfläche (424 000 ha) waren in Portugal am höchsten. Die jährliche durchschnittliche Waldbrandfläche wurde dort um ein vierfaches übertroffen. In Spanien war das Feuerrisiko im August extrem hoch und viele Waldbrände überschritten eine Flächengröße von 500 ha. Insgesamt brannte der Wald auf 130 000 ha. In Frankreich war 2003 das schlimmste Waldbrandjahr seit 1990. In Süd-Osteuropa war die Situation nicht so angespannt. In Griechenland gab es nur im Süden erhöhtes Feuerrisiko, allerdings wurde kein Waldbrand mit einer Ausdehnung von über 100 ha gemeldet.
In nördlicheren Regionen Europas waren die Waldbrände kleiner aber in einigen Fällen lagen die Flächengrößen dennoch deutlich über dem Durchschnitt der Vorjahre. In Weißrussland brannte der Wald auf 8 Level I Flächen. In Polen waren 23 650 ha von Waldbränden betroffen. Das ist fünfmal mehr als im Durchschnitt der Vorjahre. Die Anzahl der Brände lag 40% über dem bisherigen Höchstwert des Jahres 1992. Extreme Trockenheit wurde aus Nordschweden gemeldet, wo einige Großbrände die Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit auf sich

zogen. Die gesamt Waldbrandfläche in Schweden betrug 2003 2 640 ha. Das ist mehr als doppelt so viel wie im Durchschnitt der vorangegangenen drei Jahre.

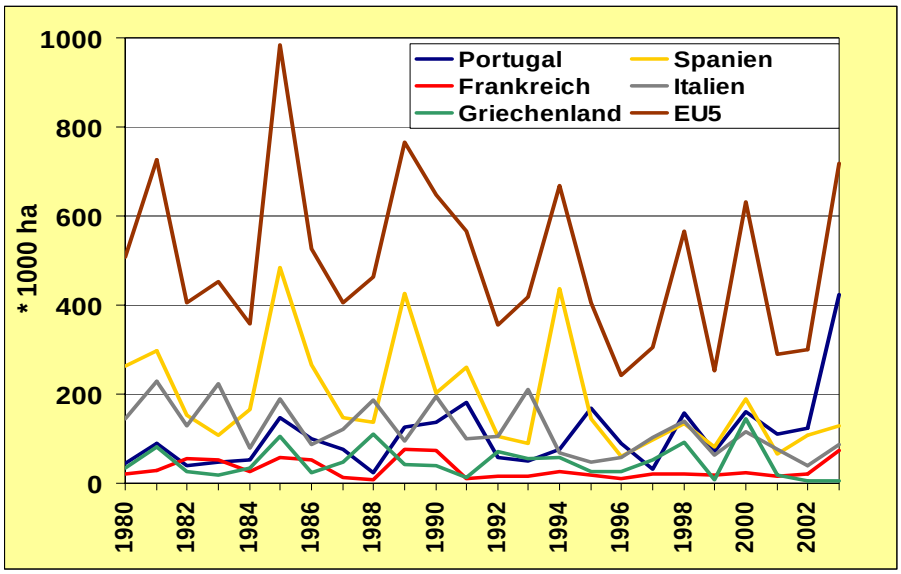


Abb. 4-4: Waldbrandflächen in fünf südeuropäischen Ländern 1980 – 2003 in ha pro Jahr. (Quelle: Joint Research Centre zitiert in Fischer 2004).

4.6 Ozonschäden und Insekten

Unmittelbar mit der hohen Sonneneinstrahlung, die Hitze und Trockenheit verursachen kann, sind darüber hinaus eine erhöhte Ozonbelastung und Insektengradationen verbunden, die sich auf den Waldzustand auswirken. Borkenkäferpopulationen wurden in 2003 durch das trockene warme Wetter in vielen Ländern Europas begünstigt. Es wird mit einem weiteren Anstieg der Populationen und vermehrten Schäden gerechnet.

Die Belastung der Luft durch bodennahes Ozon war in diesem Sommer in weiten Teilen Europas so schwerwiegend wie noch nie zuvor während der letzten zehn Jahre. Von den 31 europäischen Ländern, die 2003 ihre Messergebnisse vorlegten, berichteten 23 in den Monaten April bis August von Belastungen über 180 Mikrogramm Ozon pro Kubikmeter Luft (180 µg/m^3). Die am stärksten betroffenen Gebiete waren der Südwesten Deutschlands, die Schweiz, der Norden und Südosten Frankreichs, Belgien, Nord- und Mittelitalien sowie Zentralspanien (Europäische Umweltagentur, Presseerklärung vom 24. Oktober 2003, zitiert nach http://www.eea.eu.int). Der Zusammenhang zwischen Ozonkonzentrationen und Waldschäden ist derzeit Thema einer Pilotstudie des ICP Forests. Schädigendes Ozon kann nur bei geöffneten Stomata in die Nadeln und Blätter der Pflanzen eindringen. Erhöhte Ozonkonzentrationen bedingen daher nicht automatisch entsprechende Schäden. Andererseits können auch länger anhaltende niedrigere Konzentrationen entsprechende Schadsymptome hervorrufen, wenn sie in einer Zeit auftreten, in der die Stomata über lange Zeit geöffnet sind, z.B. aufgrund einer ausreichenden Wasserversorgung der Pflanzen oder hoher Luftfeuchtigkeit.

4.7 Ausblick

Der Gesamtumfang der Hitzeauswirkungen kann zurzeit noch nicht dargestellt werden, da eine Vielzahl der Reaktionen in den Wäldern erst in den kommenden Jahren sichtbar werden wird. Diese werden dann wiederum überlagert von den aktuellen Witterungs- – und Umweltbedingungen. Darüber hinaus waren die Kronenzustandserfassungen im Jahr 2003 teilweise schon vor dem Ende der Hitzewelle abgeschlossen, so dass die dargestellten Ergebnisse die Trockenheit noch gar nicht voll abbilden. Auch pflanzenphysiologisch wirken sich Witterungsbedingungen teilweise erst in den kommenden Jahren aus (z.B. Gruber 2004). Es ist jedoch bereits klar, dass die Hitze und Trockenheit des Jahres 2003 eine Extremsituation für viele Wälder in Europa darstellen. Basierend auf den Forschungsergebnissen früherer Trockenjahre wird eine deutlicher Rückgang der Baumvitalität und in einigen Situationen auch ein Anstieg der Mortalität in 2004 und in den Folgejahren erwartet. Sobald die Monitoringdaten des ICP Forests verfügbar sind, werden sie einen guten Überblick über diese Auswirkungen bieten. Auch die Forschung über Trockenheit und Klimaextreme in Waldökosystem stützt sich in vielen Ländern auf Level II Flächen und wird in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Einige Länder wie z.B. Frankreich, die Schweiz und Deutschland haben entsprechende Forschungsprogramme gestartet.

4.8 Literatur

Fischer, R., Barbosa, P., Bastrup-Birk, A., Becher, B., Dobbertin, M., Ferretti, M., Goldammer, J:G., Haußmann, T., Lorenz, M., Mayer, P., Mues, V., Petriccione, B., Raspe, S., Roskams, P., Sase, H., Stofer, S., Wulff, S. 2004. The Condition of Forests in Europe. 2004 Executive Report. UNECE, Geneva, 48 S. (in press)

Gruber, F. 2004. Ist der „Blattverlust“ der Buche nur ein Witterungsphänomen? AFZ-Der Wald 5/2004. S. 251-254.

5. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau- Genetische Aspekte bei der Bewertung von Trockenheit auf Waldzustand und Waldbau-
Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung

5.1 Vorbemerkung

Unmittelbare Auswirkungen der regional unterschiedlich ausgeprägten Trockenheit 2003 konnte in den Feldversuchen des Instituts für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung noch nicht analysiert werden. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich daher auf allgemeine Aspekte sowie der Literatur entnommene Ergebnisse.

5.2 Allgemeines

5.2.1 Anpassung und Anpassungsfähigkeit

(Natürliche) Waldbestände sind als Folge ihrer Entwicklungsgeschichte (Evolution) mehr oder weniger an ihre Umweltbedingungen angepasst. Diese sind vor allem durch die Klima- und Bodeneigenschaften gekennzeichnet sowie die Konkurrenz zwischen Baumarten und das Vorkommen von biotischen Schadfaktoren (Pilze, Insekten). Zur Sicherung ihres eigenen Fortbestandes speichert eine Population einerseits die gewonnene Information über ihren Genbestand, andererseits werden neue Varianten erprobt (Rekombination, Mutation), um über den Prozess der Anpassung (Selektion) eine höhere Angepasstheit zu erreichen. Dabei werden nicht nur die in der gegenwärtigen Generation bestgeeigneten Gene gespeichert, sondern auch solche, welche die Reaktionsfähigkeit auf Umweltveränderungen bewahren (Anpassungsfähigkeit). Diese widerstrebenden Prozesse stellen einen Balancezustand her. Die Speicherkapazität einer Population für genetische Information ist durch die Anzahl der im individuellen Genom vorhandenen Nucleotide und durch die Größe der Population bestimmt. Detailliertere Ausführungen zu diesem Komplex sind bei HATTEMER *et al.* (1993, *loc. cit.* Kap. 8.5) zu finden.

5.2.2 Forsthistorische Entwicklung

Der Genbestand, der einer Population hinsichtlich der Anpassung zur Verfügung steht, hängt u.a. von der Ausgangssituation ab. Während der Eiszeiten war das Vorkommen unserer Waldbäume auf Refugien im Mittelmeerraum beschränkt. Reduzierte Populationsgrößen führten über den Effekt der genetischen Drift wahrscheinlich zu einer Verringerung des Genbestands. Ein weiterer Verlust ist während der Rückwanderung erfolgt. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass schon aufgrund der Ausgangsbedingungen nicht jede Population die Möglichkeit hatte, eine optimale Angepasstheit zu erreichen. Weiterhin liefert der oben bereits angesprochene Vorgang, der Herstellung eines ausgeglichenen Verhältnisses zwischen bestgeeigneten Genen und weniger gut geeigneten, eine Erklärung, warum lokale Populationen häufig nicht optimal bzw. maximal angepasst sind (s. auch NAMKOONG 1969; MÁTYÁS 1990).

Von erheblicher Bedeutung für mitteleuropäische Populationen ist jedoch auch die menschliche Einflussnahme. Bekanntlich erfolgte in vergangenen Jahrhunderten eine starke Reduktion der Waldflächen bis hin zur Waldverwüstung. Hierdurch erfolgte einerseits eine Veränderung der Umweltbedingungen (Zurückdrängung des Waldes auf schlechtere Standorte, große Freiflächen) und andererseits eine Reduktion der Ausgangspopulationen für die Walderneuerung. Lokal dürfte bei Wiederbegründungen Saatgut von nur wenigen Ausgangsbäumen verwendet worden sein (z.B. Eicheln von gut fruktifizierenden Hof- oder Huteeichen). Hinzu kam noch

die reichliche Verwendung von Vermehrungsgut fremder und oft nicht geeigneter Herkünfte (z.B. südfranzösische Kiefer, Anbau von Tieflandfichte in Hochlagen). Die Auswirkungen sind bekannt und führten zu einer forstlichen Saatgutgesetzgebung.
Die angeführten Gründe zeigen aber auch, dass die heute häufig bevorzugte Verjüngung von Beständen auf dem Wege der Naturverjüngung, vor allem unter dem Aspekt der Angepasstheit, nicht in jedem Fall den optimalen Weg darstellt, sondern jeweils eine sorgfältige Überprüfung der Verjüngungswürdigkeit erfordert.

5.2.3 Genetische Vielfalt

Vergleiche mit anderen Organismenarten zeigen, dass Waldbaumarten eine höhere genetische Vielfalt aufweisen. Diese lässt sich über die Anzahl von Allelen und den Heterozygotiegrad messen. Die Notwendigkeit einer höheren genetischen Vielfalt lässt sich vom Lebenzyklus her erklären, in deren Verlauf ein Baum vom Sämlingsstadium bis zum fruktifizierenden Altbaum auf unterschiedliche Umweltbedingungen reagieren muss. Außerdem benötigt eine Waldbaumpopulation aufgrund des langen Reproduktionszeitraums eine höhere „Verfügungsmasse“ für die natürliche Selektion, um auf bleibende Umweltänderungen reagieren zu können und in der Folgegeneration wieder Angepasstheit zu erreichen.
In diesem Zusammenhang darf aber auch angemerkt werden, dass nicht eine maximale genetische Vielfalt, wie sie etwa durch Mischung von Vermehrungsgut unterschiedlicher Provenienzen hergestellt werden könnte, optimale Anpassungsfähigkeit garantieren kann. Randpopulationen dürften trotz eingeschränkter genetischer Vielfalt optimal an ihre (häufig extremen) Standortbedingungen angepasst sein.

Die angeführten grundlegenden Erkenntnisse der Populationsgenetik finden gelegentlich nur wenig Beachtung. Ein Beispiel einer Fehleinschätzung des heilsamen Wirkens von „Mutter Natur“ in unserer Kulturlandschaft, ist die Überlassung riesiger Fichtenflächen dem Borkenkäferfraß mit anschließender Verjüngung der entstandenen Freiflächen durch Naturverjüngung. Die verbleibenden Restpopulationen von wenigen Elterbäumen pro Hektar enthalten schon allein aufgrund der drastisch reduzierten Populationsgröße nur einen Bruchteil der ursprünglich vorhandenen (angepassten) genetischen Varianten. Als Beispiel hierzu darf ein Satz aus einem Bericht über den Nationalpark Bayerischer Wald zitiert werden: „Trotz der geringen Dichte von ca. 2 lebenden Bäumen je Hektar können rechnerisch 66 % des Untersuchungsgebiets ausreichend mit Baumsamen versorgt werden“ (ANONYMUS 2001, *loc. cit.* S.170).
Weiterhin ist bei dieser Art der Vermehrung in der Folgegeneration ein erhöhter Grad verwandter Individuen (Höherer Anteil von Vollgeschwistern in den Nachkommen einzelner Elternbäume) zu erwarten. Aus diesen Gründen sind für derartige Populationen schlechte Voraussetzungen gegeben, sich auf weitere Änderungen von Umweltbedingungen einzustellen.

5.3 Bewertung von Witterungsextremen und Klimaänderungen

Wenn auch bei der Bewertung von Klimaszenarien Vorsicht geboten ist, so scheint jedoch die Zunahme der Häufigkeit von Witterungsextremen Realität zu sein. Um zu überleben, passen sich Waldbaumpopulationen allerdings nicht nur an mittlere Klimaverhältnisse, sondern auch an Witterungsextreme an, die sich im Laufe einer Baumgeneration meist wiederholen. Während des Lebenszyklus wechseln Stress- und Erholungsphasen auch in gesunden Wäldern miteinander ab und bilden Ansatzpunkte für die natürliche Selektion. Erst ab gewissen Schwellenwerten treten nach Stresssituationen irreversible Schädigungen ein. Häufig wird nach Stress auch eine höhere Saatgutproduktion beobachtet, was u.a. auch als Beitrag zur Ent-

stehung einer Nachkommenschaft, die an künftige, vergleichbare Stresssituationen besser angepasst sein wird, angesehen werden kann. Die Folge von „Stress“ und natürlicher Selektion ist eine Verringerung der Stammzahl von der Jungwuchs- bis zur Altersphase.
Bei einer Bewertung ist entscheidend, welcher Zustand als Norm angesehen wird, bzw. ab welchem Bezugspunkt ein allgemeiner Handlungsbedarf besteht. Im Rückblick auf die seinerzeitigen Prognosen zu den Folgen der „neuartigen Waldschäden“ lässt sich heute feststellen, dass Immissionen nicht nur zu Schädigungen und zum Absterben von Beständen führten, sondern erhöhte Stickstoffeinträge auch Zuwachssteigerungen zur Folge hatten.

Im Zusammenhang mit prognostizierten mittleren und langfristigen Klimaänderungen, wie z.B. einer Erwärmung, erhebt sich die Frage, wie rasch diese vonstatten gehen werden. Die postglaziale Waldgeschichte gibt zahlreiche Beispiele über die Geschwindigkeit der Besiedlung von Arealen und die Veränderung der Artenzusammensetzung (als Folge einer Erwärmung nach der letzten maximalen Vereisung). Zweifellos wird sich auch jetzt bei einer Erwärmung das gegenwärtige Bauartenspektrum zugunsten wärmeliebenderer Arten und Populationen ändern.

Prognostizierte Klimaveränderungen und vor allem eine Zunahme von Witterungsextremen, wie die Trockenheit im Jahre 2003, erfordern nicht nur eine standortsgerechte Baumartenwahl, sondern auch eine erhöhte Berücksichtigung des Anpassungspotentials und Angepasstheit von Baumarten und –populationen bei waldbaulichen Maßnahmen. Ein dem Standort entsprechendes Ausmaß an genetischer Variation ist die beste Garantie auf Individualebene physiologische Prozesse zu modifizieren und auf Populationsebene Anpassungsprozesse zu ermöglichen.
Die Frage aber, wie rasch Änderungen eintreten werden und ob während dieses Zeitraum die gegenwärtigen Waldbaumpopulationen angepasste Varianten erzeugen werden können, lässt sich z.Zt. nicht beantworten. Bei größeren Änderungen werden sich in Mitteleuropa wahrscheinlich submediterraner Arten ausbreiten. Im Extremfall, wenn die Änderungen zu rasch erfolgten, könnte selbst eine natürliche Migration unterbleiben und eine Waldverjüngung müsste künstlich erfolgen.

5.4 Dürreresistenz aus der Sicht der Provenienzforschung

Wie vom Institut für Forstökologie ausführlich dargestellt, können Baumarten das Wasserangebot unterschiedlich nutzen. Darauf kann bei waldbaulichen Maßnahmen verstärkt eingegangen werden. Allerdings sollten auch die Unterschiede innerhalb von Arten, wie z.B. zwischen Provenienzen Berücksichtigung finden.
Baumarten mit einem großen Verbreitungsgebiet enthalten naturgemäß Regionen und Höhenlagen mit unterschiedlichen Niederschlagsverhältnissen, an die sich die lokalen Populationen angepasst haben. Daraus kann gefolgert werden, dass Populationen von niederschlagsärmeren Standorten eine genetisch bedingte, höhere Toleranz gegenüber Trockenheit (Dürreperioden) aufweisen als Populationen aus feuchteren Gebieten. Entscheidend ist dabei vor allem das Ausbleiben von regulären Niederschlagsmengen während der Vegetationsperiode.
Aus der Literatur sind einige Beispiele trockentoleranterer Herkünfte bekannt.

Weißtanne (*Abies alba* Mill.)

Obwohl sommerliche Trockenheit begrenzend für das Vorkommen der Tanne sein kann, lässt sich keine eigentliche Niederschlagsgrenze festhalten, weil ein ungünstiges Niederschlagsklima durch feuchtigkeitshaltende Böden kompensiert werden kann (ANONYMUS 1987, *loc. cit.* S. 59). In den meisten Publikationen über Herkunftsversuche fehlen Angaben über Stand-

ortsverhältnisse, insbesondere über die Niederschläge am Ursprungsort, wie z.B. in der Zusammenstellung von WOLF (1993). Diese müssten für eine Bewertung der Dürretoleranz noch nachträglich erarbeitet werden.
MARCET (1971/72) führte Untersuchungen zur Dürreresistenz inneralpiner „Trockentannen" durch. Er konnte zeigen, dass sich Tannensämlinge aus dem subkontinentalen, sommerwarmen und trockenen Mittelwallis von Herkünften aus den subatlantischen und niederschlagsreichen Voralpen in mehreren Merkmalen (Wassergehalt, Regenerationsvermögen, Welkeschäden) signifikant unterscheiden. Der Jahresniederschlagsbereich an den Herkunftsorten lag zwischen 548 und 1954 mm, bzw. 269 und 1148 mm in der Vegetationsperiode.
In einem im Rahmen der Deutsch-spanischen Zusammenarbeit angelegten Provenienzversuch in den Pyrenäen, zeigten Herkünfte aus Savoyen, dem Wallis und dem Tessin eine niedrigere Mortalität als andere Herkünfte (STEPHAN und PADRO 1993).
Eine bessere Angepasstheit an sommerliche Trockenheit lässt sich aufgrund der unterschiedlichen Nadelmorphologie (dickere Kutikula) erwarten. Im südlichen Teil des Verbreitungsgebiets verjüngt sich die Weisstanne im Gegensatz zu Mitteleuropa auch auf Freiflächen. Die kalabrische Tanne hat in einem dänischen Provenienzversuch hervorragende Ergebnisse gezeigt, wurde aber in einem bayerischen Baumschulversuch stark durch Frost geschädigt.
Erkenntnisse, ob die Sommertrockenheit 2003 spezifische Auswirkungen auf einzelne Tannen-Provenienzen gehabt hat, könnten durch Untersuchungen über die Mortalität in den IUFRO-Versuchen und im Süddeutschen Weißtannen-Provenienzversuch (Aussaat 1982) gewonnen werden. Hierbei sollte nicht die kumulative Mortalität, sondern die eventuell durch das Trockenjahr 2003 hinzugekommene Mortalität analysiert werden.

Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.)

Wie für die Weisstanne etwas ausführlicher dargestellt worden ist, gibt es auch für die Fichte in ihrem Verbreitungsgebiet subkontinentale Regionen mit vergleichsweise niedrigen Niederschlagsmengen. Aus der Literatur ist die Lausitzer Tieflandsfichte bekannt. Sie wächst dort allerdings auf Grund- und Stauwasser beeinflussten Standorten (nach Grosser aus SCHMIDT-VOGT 1991, *loc. cit.* S. 89). Aufgrund ihres Vorkommens in Mulden, in denen sich Kaltluftseen bilden, hat sie sich an diese Verhältnisse angepasst und treibt spät aus. Sie wird daher wenig durch Spätfröste geschädigt. Erwähnung findet auch eine Fichtenform (Sandfichte), die in den schlesischen Trockengebieten bei Jahresniederschlägen um 450 mm vorkommt (SCHMIDT-VOGT 1987, *loc. cit.* S. 284).
In Westungarn stocken Restpopulationen am Randes des Verbreitungsgebietes (Sopron: Mittl. Jahrestemperatur 8.9° C, mittl. Jahresniederschlag 716 mm). Herkünfte aus dieser Gegend zeigen in deutschen Provenienzversuchen durchaus noch befriedigendes Wachstum, während dies bei Herkünften von möglicherweise noch trockentoleranteren Herkünften vom südöstlichen und südwestlichen Rand des Verbreitungsgebietes nicht der Fall ist (eigene Versuchsergebnisse).

Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris* L.)

CREGG und ZHANG 2001führten im Gewächshaus einen Trockentoleranzversuch bei 12 Herkünften der Kiefer entlang eines Longitudinal-Transekts durch. Sämlinge aus dem trockeneren zentralen asiatischen Teil des Verbreitungsgebietes überlebten die Trockenbedingungen länger als europäische Herkünfte. Die Sämlinge waren kleiner, speicherten mehr Biomasse in den Wurzeln und hatten eine höhere integrative Wassernutzungseffizienz.

Buche (Fagus sylvatica L.)

Die Buche kommt in Europa überwiegend in atlantisch getönten Klimaten vor. Über das Verbreitungsgebiet betrachtet gibt es aber unterschiedliche Niederschlagsverhältnisse. Von Interesse wären insbesondere das verhalten von Provenienzen aus Gegenden mit höherer Sommertrockenheit.
SCHRAML und RENNENBERG (2002) konnten eine unterschiedliche Reaktion verschiedener „Ökotypen“ auf induzierten Trockenstress sowohl auf physiologischer Ebene als auch bei der Wuchsleistung im Freiland feststellen. Von den fünf untersuchten Populationen konnten zwei als trockentolerant eingestuft werden. Es konnte allerdings kein Zusammenhang zu den Klimadaten der Herkunftsorte festgestellt werden, was mit der geringen Anzahl der Versuchsglieder sowie Pflanzen pro Versuchsglied zusammenhängen kann. In einer anderen Untersuchung des gleichen Hauses (PEUKE *et al*. 2002) mit elf Provenienzen ergaben sich allerdings hinsichtlich Sensitivität auf Trockenheit zwei Gruppen von Herkünften. Die sensitive Gruppe bestand ausschließlich aus Herkünften, an deren Ursprungsort ausreichend Niederschläge vorhanden sind. In der anderen Gruppe, bestehend aus zwei Provenienzen aus relativ trockenen Habitaten, wurde das Wasser-Potential, und die Transpirationsraten wenig beeinflusst. Konzentrationen von Hexose, Abszissinsäure und Prolin waren niedrig.
In einer dänischen Untersuchung (NIELSEN und JØRGENSEN 2003) wurde festgestellt, dass sich nördliche Provenienzen weitgehend gleich bei zunehmender Wasserversorgung verhielten, während südliche Herkünfte stark mit zunehmendem Wachstum darauf reagierten. Daraus wird geschlossen, dass südlichere Herkünfte anpassungsfähiger an wechselnde Umweltbedingungen sind.

Intensivere Untersuchungen auf den Provenienzflächen des Instituts, insbesondere auf denjenigen, die 2003 von der Trockenheit stärker betroffen waren, könnten eventl. Auskunft über unterschiedliche Trockentoleranz von Buchenherkünften geben.

Große Küstentanne (*Abies grandis* Lindl.)

Bei dieser Baumart findet sich in ANONYMUS (1987, *loc. cit*. S. 200f.) folgender Satz: “Mit bestimmten, noch zu testenden Inlandsformen sollten in Trockengebieten Versuche angestellt werden, bei denen sie als Mischbaum und vielleicht sogar als Unterbau- und Bodenschutzbaumart (statt Buche) in Kiefernbeständen verwendet werden könnten.“
Diese Versuche könnten noch in anderer Hinsicht einen Vorteil bringen, derart, dass Inlandsherkünfte nicht so wüchsig sind wie Küstenherkünfte und daher möglicherweise bessere Holzeigenschaften aufweisen.
SCHOLZ und STEPHAN (1982) unterwarfen in einem Gewächshausversuch 43 Herkünfte der Großen Küstentanne Trockenstress. Zwischen den Versuchsgliedern bestanden große Unterschiede bezüglich der Reaktion auf Trockenheit, der Mortalität nach dem Verpflanzen (0 bis 100%), Spätfrostschäden (0 bis 100%), Nadelflecken, Höhenwachstum sowie Austriebs- und Abschlusstermin. Herkünfte aus den nördlichen Küstengebieten zeigten besseres Höhenwachstum als Interior-Herkünfte, waren aber durch Trockenheit, Spätfrost und Nadelflecken stärker geschädigt.
Im vergangenen Herbst ist in mehreren Feldversuchen Deutschlands eine Erhebung durchgeführt worden, allerdings nicht im Hinblick auf Auswirkungen der Trockenheit 2003. Hierzu wären feinere Methoden, wie z.B. Jahrringanalysen durchzuführen, um eventuelle Unterschiede zwischen Inlands- und Küstenherkünften festzustellen.

Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco)

Ebenso wie bei der Küstentanne ist auch bei der Douglasie davon auszugehen, dass Inlandsherkünfte toleranter gegenüber Trockenheit sind. Küstenherkünfte sind dagegen empfindlicher gegenüber Schädigungen durch Frost. Inlandsherkünfte werden in den deutschen Anbaugebieten stark durch Nadelschüttepilzen (*Rhabdoclinae pseudotsugae* und *Phaeocryptopus gaeumannii*) geschädigt, so dass sie für einen Anbau nicht in Frage kommen. SCHÖNBACH (1958) hat im Hinblick auf eine Überwindung der angesprochenen Probleme Möglichkeiten einer Resistenz- bzw. Kombinationszüchtung ausführlich dargestellt.
Eine neuere Untersuchung an Jungpflanzen in Nordamerika belegt, dass es große Unterschiede in der Trockenresistenz zwischen Kreuzungsnachkommenschaften gibt (ANEKONDA *et al*. 2002). Untersucht wurden Nadelschädigungen, Xylem-Hohlraumbildung und Xylem-Flüssigkeitsleitfähigkeit. Trockenstress wirkte sich in einer Verminderung der Wuchsleistung im folgenden Jahr aus. Aus den Ergebnisse wird abgeleitet, dass ein großes Potential für die Identifikation trockenresistenter Familien besteht.

Weitere Ergebnisse, die Unterschiede zwischen Herkünften belegen, sind auch bei mediterranen Arten (*Pinus halepensis*, *Quercus ilex*) erzielt worden.

5.5 Konsequenzen für den Waldbau

Für den Waldbau ergeben sich folgende Konsequenzen:

1. Durch Dürre oder Folgewirkungen (Käferbefall) entstandenes Totholz muss zügig aufgearbeitet werden, um Massenvermehrungen von Schädlingen zu vermeiden.
   Bei der Verjüngung der entstandenen Lücken sollte geprüft werden, ob der verbliebene Bestand für eine Naturverjüngung geeignet ist (Qualität und Anzahl der Samenbäume), oder ob mangelnde Angepasstheit (falsche Provenienz) möglicherweise die Ursache für die Ausfälle ist.

2. Bei künstlicher Verjüngung sollte angepasstes Material mit entsprechender genetischer Vielfalt verwendet werden. Wenn möglich sollten trockentolerantere Baumarten oder Herkünfte bevorzugt werden.

5.6 Konsequenzen für die Forschung

Aus den dargestellten Sachverhalten ergeben sich für die forstliche Forschung folgende Konsequenzen bzw. Ansatzpunkte:

1. Die Provenienzforschung sollte zukünftig bei der Auswertung vorhandener Versuche sich stärker auf außergewöhnliche Klimaereignisse, insbesondere die Bewertung trockentoleranterer Populationen einheimischer bzw. europäischer Baumarten konzentrieren und derartige Herkünfte verstärkt in Versuche einbeziehen (Prüfung von Provenienzen aus Gebieten mit Sommertrockenheit. Auch submediterrane Arten könnten bereits einbezogen werden).
2. Weiterhin könnten Untersuchungen zur Abhängigkeit der Angepasstheit von Populationen von ihrer genetischen Vielfalt mit besonderer Berücksichtigung von Randpopulationen wichtige Beiträge liefern. Bei der Erhebung von Merkmalen bzw. der Auswertung sollte größeres Gewicht auf physiologisch bedeutsame Merkmale,

z.B. solche die zur Stressvermeidung, Regenerationsfähigkeit und Abwehr von Schädlingen beitragen, gelegt werden.

3. Die unterschiedliche Reaktion von Provenienzen auf Sommertrockenheit könnte mit verfeinerten Methoden intensiviert werden, wie z.B. über die Analyse des Zuwachses in und nach Trockenperioden (Jahrringanalysen). Diese ermöglichen auch genauere Feststellungen zur Wirkungsdauer vergangener Trockenjahre.
4. Aus den angeführten Punkten ergeben sich die Notwendigkeiten der Provenienzforschung wieder größere Bedeutung zuzumessen sowie einer stärkeren interdisziplinäre Zusammenarbeit mit anderen Fachrichtungen, wie der Standortskunde, Physiologie und Holzbiologie bei Erhebungen in, und bei der Auswertung von Provenienzversuchen. Hierzu bilden die vorhandenen Feldversuche eine gute Grundlage. Diese sind meist mit einer mittelfristigen Zielsetzung angelegt worden, ihre Aussagefähigkeit kann mit zunehmendem Alter steigen und sie sollten deshalb auch entsprechend betreut (Identitätssicherung des Materials, Pflege gemäß waldbaulichen Erfordernissen) und ausgewertet werden. Die Auswirkungen von Klimaänderungen bzw. Klimaextremen lassen sich insbesondere anhand von älteren Feldversuchen vergleichsweise gut beurteilen.
5. Notwendig sind ferner Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit bzw. Störung des genetischen Systems von Waldbaumpopulationen nach Trockenperioden (erhöhtes Blühen und Fruchten, Abbau von Reservestoffen und dgl.). Das genetische Monitoring sollte in das zur Zeit stattfindende Umweltmonitoring integriert werden.
6. Schließlich müsste die Provenienzforschung auch bisher noch wenig bearbeitete fremdländische Baumarten, die bei zunehmender Trockenheit Bedeutung erlangen könnten, wie beispielsweise die Robinie, in ihr Arbeitsfeld einbeziehen.
7. Weitere Möglichkeiten ergeben sich aus einem intensiveren Einsatz der Forstpflanzenzüchtung. Hierzu müsste die Basis durch Selektion geeigneter, an Trockenheit angepasster Auslesebäume erweitert werden und diese müssten in Züchtungsprogrammen verwendet werden. Das Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung prüft beispielsweise am Standort Waldsieversdorf bei der Kiefer die Trockentoleranz von Kreuzungsnachkommen heimischer Elternbäume mit trockentoleranten chinesischen Kiefern. Im Rahmen der bilateralen Zusammenarbeit mit China wird auch an der Selektion von trockentoleranten Klonen bei Robinie und Birke gearbeitet.

5.7 Literatur

ANEKONDA, T.S.; LOMAS, M.C.; ADAMS, W.T.; KAVANAGH, L.L.; AITKEN, S.N. (2002): Genetic variation in drought hardiness of coastal Douglas-fir seedlings from British Columbia. Canadian J. For. Res. 32: 1701-1716.

ANONYMUS (2001): Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Wiss. Reihe – Heft 14, Bayer. Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten.

ANONYMUS [=LAMPRECHT, H. et al.] (1987): Die einheimischen und die wichtigsten fremdländischen Baumarten. Institut für Waldbau, Göttingen (Vorlesungsskript).

CREGG, B.M.; ZHANG, J.W. (2001): Physiology and morphology of Pinus sylvestris seedlings from diverse sources under cyclic drought stress. For. Ecol. Manage. ***154****:* 131-139.

HATTEMER, H.H.; BERGMANN, F.; ZIEHE, M. (1993): Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwirtschaft. Sauerländer's, Frankfurt.

MARCÈT (1971/72): Versuche zur Dürreresistenz inneralpiner „Trockentannen". Schweiz. Z. Forstwes. **122**: 117-134 und **123**:763-766.`

MÁTYÁS, C. (1990): Adaptation lag: a general feature of natural populations. Joint meeting of WFGA and IUFRO W.P S2.02.5, 6, 12 and 14. Olympia, WA, USA – Aug. 20-25, 1990. Paper 2.226, 10 pp.

NAMKOONG, G. 1969: Nonoptimality of local races. Pp. 149-153 *in:* Proc. 10th southern conf. on forest tree improvement. A & M Univ. Press, College Station, Texas, USA.`

NIELSEN, C.N.; JØRGENSEN, F.V. (2003): Phenology and diameter increment in seedlings of European beech (Fagus sylvatica L.) as affected by different soil water content: variation between and within provenances. For. Ecol. Manage. **174**: 233-249.

PEUKE, A.D.; SCHRAML, C.; HARTUNG, W. RENNENBERG; H. (2002): Identification of drought-sensitive beech ecotypes by physiological parameters. New Phytologist **154**: 373-378.

SCHMIDT-VOGT, H. 1987: Die Fichte, Band I, 2.Aufl., P. Parey, Hamburg.

SCHMIDT-VOGT-VOGT, H. 1991: Die Fichte, Band II/3, P. Parey, Hamburg.

SCHÖNBACH, H. (1958): Die Züchtung der Douglasie. S. 307-367 in*:* GÖHRE, G. (ed.): Die Douglasie und ihr Holz. Akademie-Verlag, Berlin.

SCHOLZ, F.; STEPHAN, B.R. (1982): Growth and reaction to drought of 43 Abies grandis provenances in a greenhouse study. Silvae Genetica **31**: 27-35.

SCHRAML, C.; RENNENBERG, H. (2002): Ökotypen der Rotbuche (Fagus sylvatica L.) zeigen unterschiedliche Reaktionen auf Trockenstress. Forstwiss. Cbl. **121**: 59-72.

STEPHAN B.R.; PADRO, A. (1993): Ergebnisse aus dem IUFRO-Herkunftsversuch mit Weißtanne (Abies alba Mill.) in den spanischen Pyrenäen. S. 131-139 in*:* WOLF, H. (Hrsg.): Weißtannen-Herkünfte, Neue Resultate zur Provenienzforschung bei Abies alba Mill. Contributiones biologiae arborum; Vol. **5** (Hrsg. E. FÜHRER; P. SCHÜTT), ecomed, Landsberg.

WOLF, H. (Hrsg., 1993): Weißtannen-Herkünfte, Neue Resultate zur Provenienzforschung bei Abies alba Mill. Contributiones biologiae arborum; Vol. **5** (Hrsg. E. FÜHRER; P. SCHÜTT), ecomed, Landsberg.

6. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau- Ökonomische Betrachtungen zur Trocknisproblematik- Institut für Forstökonomie

6.1 Einleitung

Das klimatisch außergewöhnliche Jahr 2003 mit einer lange anhaltenden Trockenheitsperiode hat die Diskussion um eine Klimaveränderung und deren Folgen deutlich belebt. Dabei wurden auch Fragen nach den Konsequenzen aufgeworfen, die ein wiederholtes Auftreten solcher Witterungsverläufe für Forstbetriebe und Holzmärkte haben kann.

Als kurzfristige Folge aus der Hitze im Jahr 2003 und dem Niederschlagsdefizit wurde in erster Linie eine starke Borkenkäfervermehrung erwartet (NACHTIGALL, 2004). Diese blieb aufgrund des kühlen und niederschlagsreichen Frühjahrs und Sommers 2004 weitgehend aus, so dass auch erwartete Zwangsnutzungen auf ein vergleichsweise geringes Niveau begrenzt blieben und von daher auch keine nennenswerten Störungen auf den Rohholzmärkten aufgetreten sind.

KLEINSCHMIDT und KENNEWEG (2003) zeichneten ein deutlich weiter gespanntes Bild erwartbarer Schäden. Neben Massenvermehrungen von Borkenkäfern und anderen Schadorganismen wurden umfassende Erkrankungen des Waldes bis hin zu einem flächigen Absterben von Beständen als Folge der Dürre erwartet.

Auch RASPE (2003) geht von einer vorübergehenden bis längerfristigen Schwächung der Waldbestände aus. Insbesondere jüngere Bäume sowie Bäume im Unterstand wären stärker betroffen als herrschende und vorherrschende Bäume. Eine geringere Biomasseproduktion sei die Folge.

In einer groben Überschlagskalkulation beziffert BORCHERT (2004) die möglichen direkten Einkommensverluste der Forstwirtschaft infolge der Trockenheit des Jahres 2003 allein für Bayern mit 130 Mio. €; die Zuwachsverluste gar mit 360 Mio. €. Diese Rechnungen stützen sich auf Annahmen, die mehr oder weniger willkürlich gesetzt sind: Was wäre, wenn die Zuwachseinbußen 50% betragen, die Holzpreise um 20% einbrechen etc. Andere Setzungen, die man ebenso plausibel finden kann, führen zu anderen Ergebnissen. Schlussfolgerungen lassen sich aus solchen Überschlagskalkulationen kaum ziehen, zumal es sich hierbei um die Abschätzung der Folgen eines singulären Ereignisses und nicht um die Folgen einer grundlegenden Veränderung des Witterungsverlaufes handelt.

Die heutige Diskussion um die längerfristigen Folgen von für wahrscheinlich gehaltenen Klimaveränderungen lässt Analogien zur Diskussion um das Waldsterben in den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts erkennen. Deshalb sei an dieser Stelle kurz darauf Bezug genommen. Ökonomen waren aufgerufen, die ökonomischen Konsequenzen in Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden aufzuzeigen. ZERLE (1985) hielt es in diesem Zusammenhang für klüger, „ ... im Augenblick zu den betrieblichen Auswirkungen des Waldsterbens nichts zu sagen und zuzuwarten“. Weiter ist zu lesen: „Wir werden aller Voraussicht nach nicht vor grundsätzlich neue Probleme gestellt. Mit sporadisch auftretenden Katastrophen mussten die Forstbetriebe fertig werden, seit es eine Forstwirtschaft gibt.“ Um diese Aussage zu untermauern wurden die Zwangsnutzungen der zurückliegenden Jahre hinsichtlich ihres Einflusses durch Immissionen analysiert. Dabei kommt ZERLE zu folgender Aussage: „Gemessen an den herkömmlichen, also gewissermaßen „normalen“

Zwangsnutzungen; und gemessen am Gesamteinschlag ist der „waldsterbensbedingte“ Zwangsausfall bisher sehr niedrig“.

Gleichwohl wurden Waldsterbens-Szenarien aufgestellt, die auch Anhaltspunkte für die Größenordnung der ökonomischen Effekte geben, die bei einem für wahrscheinlich gehaltenen Fortschreiten des Waldsterbens auftreten würden **(**SCHWARZENBACH, 1995; BOSSHARD 1986; EWERS et al., 1986; MÖHRING, 1986**)**. Wie wenig belastbar diese Szenarien waren, sehen wir heute: Keines der in den 80er Jahren diskutierten „Horror-Szenarien“ zur Zerstörung der Wälder und des Zusammenbrechens der Holzmärkte ist auch nur annähernd Realität geworden.

Der Aufbau von realitätsnahen Szenarien zur Erfassung der Auswirkungen von häufigen Trockenjahren auf die betriebswirtschaftliche Situation von Forstbetrieben erscheint u.E. vor dem Hintergrund eines wenig belastbaren Informationsstandes insbesondere hinsichtlich der Eintrittswahrscheinlichkeit einer bestimmten Abfolge von Klimaereignissen und deren Einfluss auf einzelne Schadenstatbestände wissenschaftlich fragwürdig. Wenn ein drastischer Klimawandel in Richtung „Versteppung“ für wahrscheinlich gehalten wird, dann dürfte das gesellschaftliche und das politische Interesse sich überdies nicht vorrangig auf forstbetriebliche und holzmarktliche Fragestellungen richten. Diese Diskussion müsste dann sehr viel breiter angegangen werden.

Risikoanalyse und Risikomanagement gehören angesichts der langen Produktionszeiträume zum „normalen Geschäft“ in der Forstwirtschaft. Witterungsrisiken sind ein gängiges Produktionsrisiko. Potenzielle Schadenshöhe und Eintrittswahrscheinlichkeit sind in der Risikoanalyse gegeneinander abzuwägen und in betriebliche Strategien der Risikohandhabung umzusetzen. Da die Grundlagen für eine Quantifizierung dieser Faktoren fehlen, können ökonomische Folgen nur exemplarisch anhand von Beispielskalkulationen umrissen werden, die aber die Größenordnung der Effekte aufzeigen und einige Gefährdungen der ökonomischen Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung deutlich machen können.

6.2 Konsequenzen für den Forstbetrieb

Um die Größenordnung dieser Effekte zu umreißen, werden Standardkalkulationen auf der Basis von Wachstumsmodellen (SCHOBER, 1987) durchgeführt. Dabei wird stets von voll bestockten Beständen ausgegangen, so dass die Ergebnisse grundsätzlich eine wirtschaftlich günstige Situation abbilden. Als Bezugsjahr wurde das FWJ 2002 gewählt, d.h. die für dieses Jahr anzusetzenden Holzerlöse und Kosten werden für den gesamten Kalkulationszeitraum unterstellt. Für die Holzerntekosten werden in den Modellrechnungen sowohl motormanuelle als auch hochmechanisierte Holzernteverfahren unterstellt. In einer ersten Variante (A) wird davon ausgegangen, dass die Holzernte für die Baumarten Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie bis zu einer Stück-Masse von 1 Efm grundsätzlich mit hochmechanisierten Ernteverfahren durchgeführt wird. Bezüglich der Leistungs- und Kostensätze wurde auf Erfahrungen der Arbeitsgemeinschaft forstwirtschaftlicher Lohnunternehmer zurückgegriffen. Erntekosten für stärkeres Holz werden nach den Zeitvorgaben des Erweiterten Sortentarif (EST) für die motormanuelle Ernte kalkuliert. Für die Baumart Eiche wird die Holzernte in Variante (A) durchgängig nach der motormanuellen Variante kalkuliert. In einer zweiten Variante (B) wird für alle Baumarten durchgängig auf der Basis des EST kalkuliert.

In den folgenden Abbildungen 6-1 bis 6-4 sind typische Entwicklungen der Bestandeswerte (erntekostenfreie Abtriebswerte) für die Hauptbaumarten Eiche, Buche, Fichte und Kiefer bei verschiedenen Wuchsleistungen der Modellbestände dargestellt.

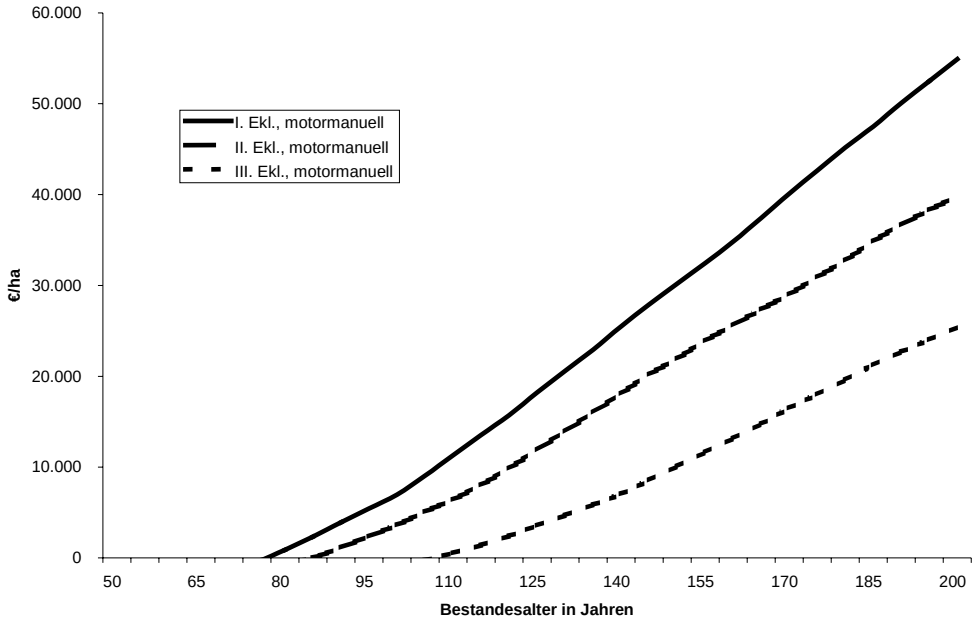


Abb.6-1: Abtriebswerte (€/ha) nach Bestandesalter für Eiche

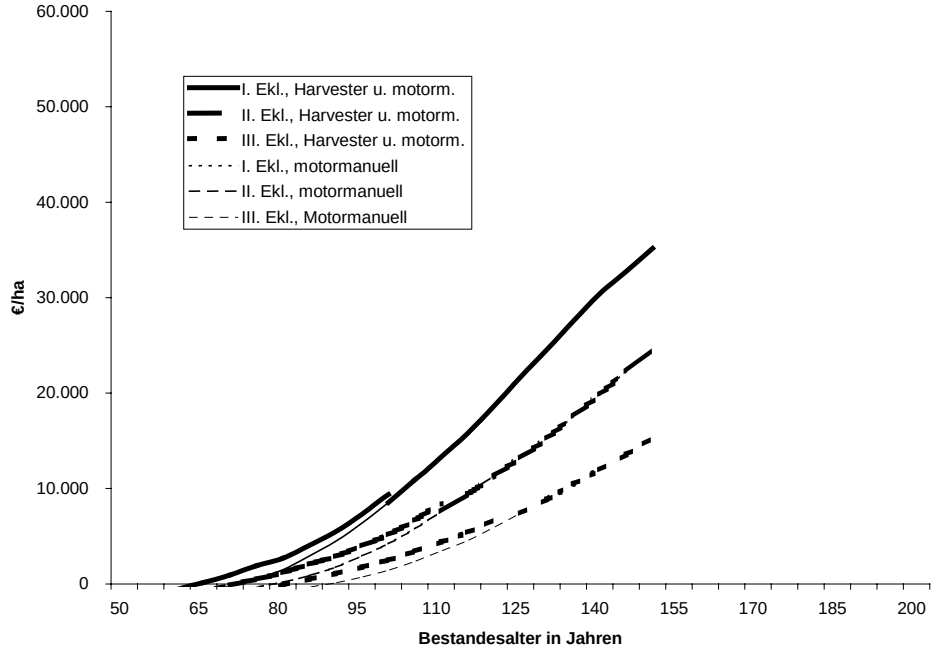


Abb. 6-2: Abtriebswerte (€/ha) nach Bestandesalter für Buche

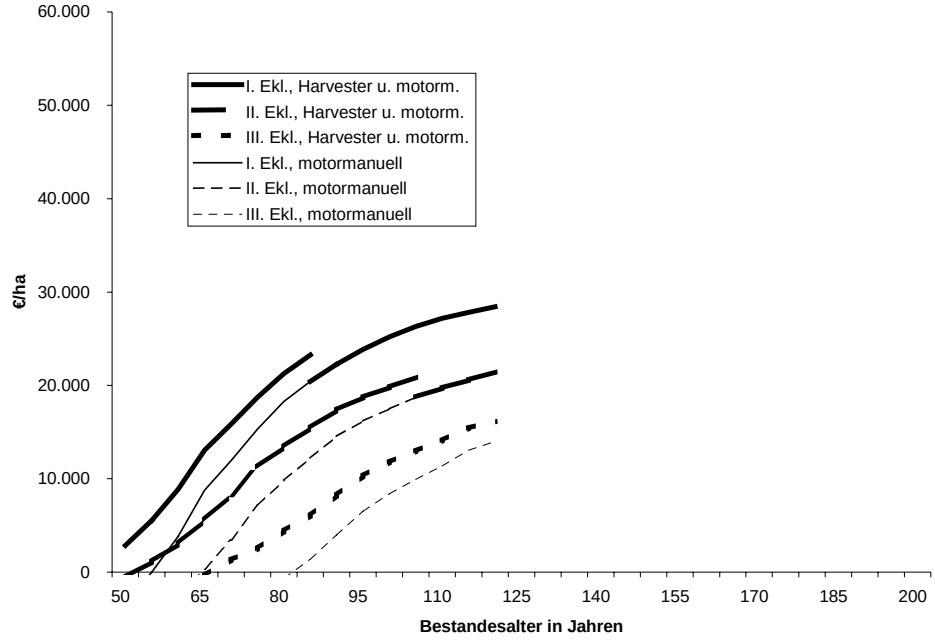


Abb. 6-3: Abtriebswerte (€/ha) nach Bestandesalter für Fichte

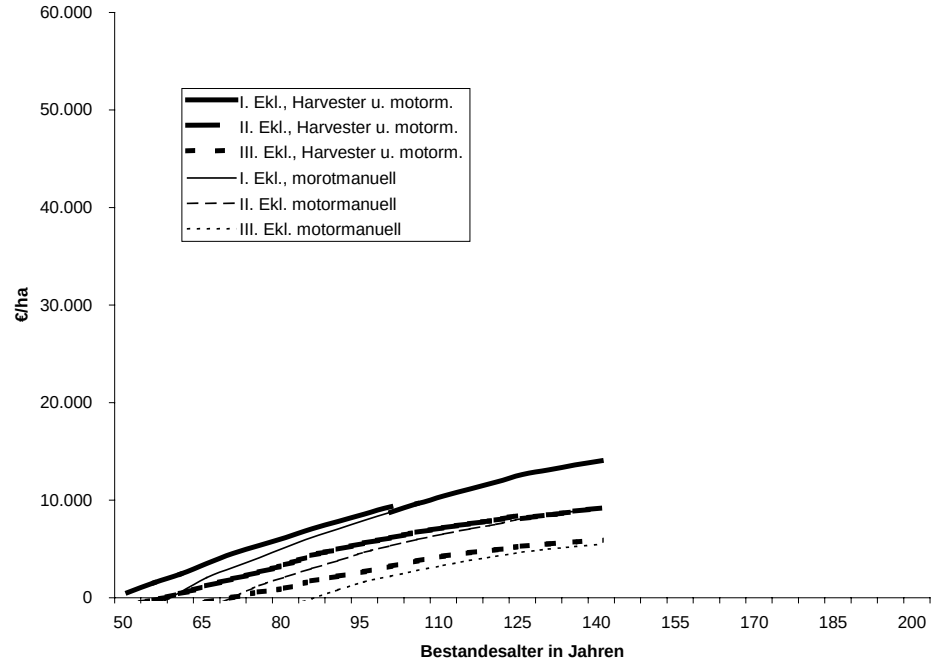


Abb. 6-4: Abtriebswerte (€/ha) nach Bestandesalter für Kiefer

Zusätzlich zu den Abtriebswerten, die die Vermögensentwicklung in Abhängigkeit von Bestandesalter und Ertragsklasse zeigen, ist in Tabelle 6-1 für die Hauptbaumarten die interne Verzinsung – nach Ertragsklassen und Umtriebszeiten – aufgeführt. Dabei zeigt sich deutlich, dass sich für die Forstwirtschaft auf der Basis derzeitiger Kosten-/Erlösrelationen – wenn überhaupt – so nur eine bescheidene Rendite des eingesetzten Kapitals ergibt, und dies bei

sehr langen Zeiten der Kapitalbindung. Bei der Kiefer ist die errechnete interne Verzinsung durchweg negativ.

Diese Modellkalkulationen bieten die Ausgangsbasis für die Diskussion ökonomischer Effekte für Forstbetriebe bei extremen Witterungsverläufen. Im Folgenden soll – wie in der Diskussion um die ökonomischen Folgen neuartiger Waldschäden – vorrangig auf 5 Bereiche eingegangen werden: auf Veränderungen der Wuchsleistungen, Verluste aufgrund unplanmäßiger Nutzungen, Minderung der erntekostenfreien Erlöse, Liquiditätseffekte sowie Mehrkosten für Kulturen, Jungwuchspflege und Forstschutz (vgl. hierzu BRANDL und MATTHIES, 1984).

Tab. 6-1: Interne Verzinsung (%) nach Baumarten, Ertragsklassen (Ekl.) und Umtriebszeiten (U in Jahren)

	Eiche			Buche			Fichte			Kiefer			Douglasie		
Ekl.	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
U															
100	-	-	-	-1,09	-	-	1,49	0,79	-0,57	-0,81	-	-	2,22	1,66	0,91
120	-0,40	-	-	0,00	-0,77	-	1,44	0,79	-0,02	-0,40	-1,14	-			
140	0,21	-0,30	-	0,50	-0,03	-0,73				-0,17	-0,80	-			
150	0,36	-0,07	-	0,61	0,19	-0,38									
160	0,47	0,08	-0,89												
180	0,62	0,28	-0,39												
200	0,69	0,39	-0,14												

6.2.1 Veränderung der Wuchsleistungen

Aus den Ergebnissen der Standardkalkulation lassen sich die Effekte einer durch extreme Witterungsverhältnisse verursachten Minderung der Wuchsleistung durch einen Ertragsklassenvergleich ablesen. Ein Übergang von Ertragsklasse I zu Ertragsklasse II mindert die Rentabilität bei allen Baumarten beträchtlich. Ein Übergang von Ertragsklasse II auf Ertragsklasse III führt bei allen Baumarten mit Ausnahme der Douglasie zu einer negativen internen Verzinsung, d.h. zu Kapitalverlusten über die gesamte Produktionszeit gerechnet. Dies unterstreicht die kritische ökonomische Situation, in der sich die Forstwirtschaft in Deutschland bereits heute befindet (THOROE et. al., 2003). Eine Verschlechterung der Wuchsleistungen könnte der Forstwirtschaft an vielen Standorten die wirtschaftliche Basis entziehen oder noch stärker von einer Subventionierung abhängig machen..

Ein Vergleich der internen Zinsfüße nach Baumarten kann auch für die Diskussion um die waldbauliche Ausrichtung nützlich sein. Das Propagieren eines naturnahen Waldbaus, der Baumarten der potenziellen natürlichen Vegetation bevorzugt, bedeutet heute für Mitteleuropa, dass in hohem Maße Buche anzubauen wäre (OTTO, 1992; POMMERING, 2002). Unter derzeitigen Kosten-/Erlös-Relationen lässt dies nur eine bescheidene Rendite erwarten. Wenn sich in Zukunft die potenzielle natürliche Vegetation ändert, so müsste dies auch seinen Niederschlag in den waldbaulichen Zielen finden. Eine heute schon lohnende Alternative ist in einem verstärkten Anbau der Douglasie zu sehen, die ein vergleichsweise hohes ökonomisches Potenzial aufweist und zudem durch eine hohe ökologische Amplitude charakterisiert ist (v. LÜPKE, 2004; BORCHERT und KÖLLING, 2004).

6.2.2 Verluste aufgrund unplanmäßiger Nutzungen

Die Abb. 6-1 bis 6-4 zeigen, dass eine witterungsbedingt vorzeitige Zwangsnutzung mit einem hohen Verzicht auf Wertzuwächse der Bestände verbunden sein kann. So bringt die Zwangsnutzung eines Eichenbestandes im Alter von 120 Jahren selbst in der Ertragsklasse I einen erntekostenfreien Abtriebserlös von weniger als 20.000 €/ha. Würde dieser Bestand eine Umtriebszeit von 200 Jahren erreichen, so würde der entsprechende Abtriebswert knapp 60.000 €/ha betragen. Während eine Zwangsnutzung des Bestandes im Alter von 120 Jahren die vorangegangenen Kosten für Bestandsbegründung und –pflege nicht einmal decken würde (in Tabelle 6-1 wird dies an einer negativen internen Verzinsung von – 0,4% deutlich), könnte bei einer Umtriebszeit von 200 Jahren zwar auch nur eine bescheidene positive interne Verzinsung von 0,69% erreicht werden, aber immerhin wäre die interne Verzinsung positiv. Auch in der Buche konterkarieren Zwangsnutzungen der Bestände in einem Alter von 120 Jahren das Betriebsziel generell. Bei der Buche treten – wie bei der Eiche – die Steigerungen der erntekostenfreien Abtriebswerte erst in einem vergleichsweise hohen Bestandesalter auf. Vorzeitige Zwangsnutzungen entziehen den Wertzuwächsen im höheren Alter der Bestände die Basis.

Anders sieht es bei den Nadelbaumarten aus. Hier fallen die erzielbaren Abtriebswerte – insbesondere bei der Kiefer – generell niedriger aus als bei den Laubbaumarten; die bestandesaltersabhängigen Kurven der Abtriebswerte zeigen zudem einen völlig anderen Verlauf. Ein Fichtenbestand in Ertragsklasse II, der zwangsweise im Alter von 100 Jahren genutzt werden muss (und mit Harvestern geerntet wird) bringt den gleichen Abtriebswert wie der gleiche Bestand, der 20 Jahre später planmäßig motormanuell geerntet wird.

Insgesamt gesehen wird an den Abbildungen 6-1 bis 6-4 deutlich, dass potenzielle Schäden stark von den jeweils betroffenen Bestandesmerkmalen (Baumart, Bestandesalter etc.) abhängig sind.

6.2.3 Minderung der erntekostenfreien Holzerlöse

Neben der Minderung der Produktionsleistung durch vorzeitigen Abgang und Reduktion des Holzzuwachses kann auch eine Entwertung des bereits produzierten Holzes zu beklagen sein. Gelingt es dem Forstbetrieb z.B. aufgrund zu hohen Anfalls an Schadholz nicht, rechtzeitig die abgängigen Bäume zu entnehmen, so ist i.d.R. mit einer Entwertung des Holzes durch Pilz- oder Käferbefall zu rechnen. Auch hier ist die durchschnittliche Entwertung je nach Baumart, Umtriebszeit und Ertragsklasse bezogen auf einen Efm sehr verschieden. In den Beispielsrechnungen (vgl. Tabelle 6-2) werden die durchschnittlichen erntekostenfreien Erlöse der Varianten 1 *„normale Sortenverteilung“* und Variante 2 *„nur Bäume mit einem Stammstück der Güteklasse C oder geringerwertiger“* miteinander verglichen. Bei der Variante 1 werden alle Stammholz- und Schwachholzsortimente unter Berücksichtigung üblicher Güteklasseanteile beim Stammholz (vgl. Nieders. Waldbewertungsrichtlinie) bei der Ermittlung des durchschnittlichen erntekostenfreien Erlöses je Efm berücksichtigt. Im Unterschied hierzu wurden bei der Variante 2 alle Sorten, die bei Variante 1 in Güteklasse A oder B fielen, der Güteklasse C zugerechnet. Die Erntekosten für diesen Vergleich wurden lediglich auf der Basis des EST kalkuliert, da bei Sammelhieben eher von motormanueller Ernte auszugehen ist (Variante „B“).

Tab. 6-2: Verkaufserlöse bei verschiedenen Sortenunterstellungen (€/Efm)

	Eiche		Buche		Fichte		Kiefer	
	Varianten							
Bestandesalter	1	2	1	2	1	2	1	2
100					33	27		
120					40	33	24	22
140			40	25			30	26
150			48	29				
160	81	43						
180	98	49						

Variante 1 = „normale“ Sortenverteilung
Variante 2 = nur Bäume mit einem Stammstück der Güteklasse C oder geringerwertiger

Quelle: KÜPKER et al. 2004, verändert

Es wird deutlich, dass Laubholzbetriebe in stärkerem Maße betroffen sein können als Nadelholzbetriebe, obwohl bei letzteren der Stammholzanteil erheblich höher ist. Ganz extrem stellt sich die Entwertung bei der Eiche dar. Hier kann der Abtriebswert durch eine Neubewertung des Stammholzes hin zur Güteklasse C fast halbiert sein.

6.2.4 Liquiditätseffekte

Durch den Einschlag von Schadholz fließen dem Forstbetrieb unplanmäßig Erlöse aus dem Holzverkauf zu, wodurch die Liquidität der Betriebe kurzfristig erhöht sein kann.

Aus den vorzeitigen Abgängen folgt aber, dass mittel- bis langfristig geringere Einnahmen aus Holzverkäufen zu erwarten sind, da entsprechende Anteile der planmäßigen Einnahmen ausbleiben. Müssen die Einnahmen aus den vorzeitigen, unplanmäßigen Holzverkäufen für zusätzliche Ausgaben wie z. B. Kulturen und Forstschutz genutzt werden, so können in der Zukunft Finanzierungslücken die Folge sein, die für besonders betroffene Forstbetriebe existenzgefährdend sein können.

Auch ein Baumartenwechsel kann die Liquiditätslage der Forstbetriebe deutlich verschieben (Abb. 6-5 u. 6-6). In Abbildung 6-5 wird dargestellt, dass mit Buche und mit Fichte Deckungsbeiträge in ähnlicher Höhe erwirtschaftet werden können. Hier liegt jedoch der Unterschied darin, dass bei der Buche diese Deckungsbeiträge erst bei einer sehr viel längeren Produktionszeit zu erwarten sind. Bei der Fichte kann man Deckungsbeiträge in Höhe von 250 € je Jahr und ha (Basis FWJ 2002) bei einer Produktionszeit von 100 Jahren erreichen, bei der Buche erst in 150 Jahren.

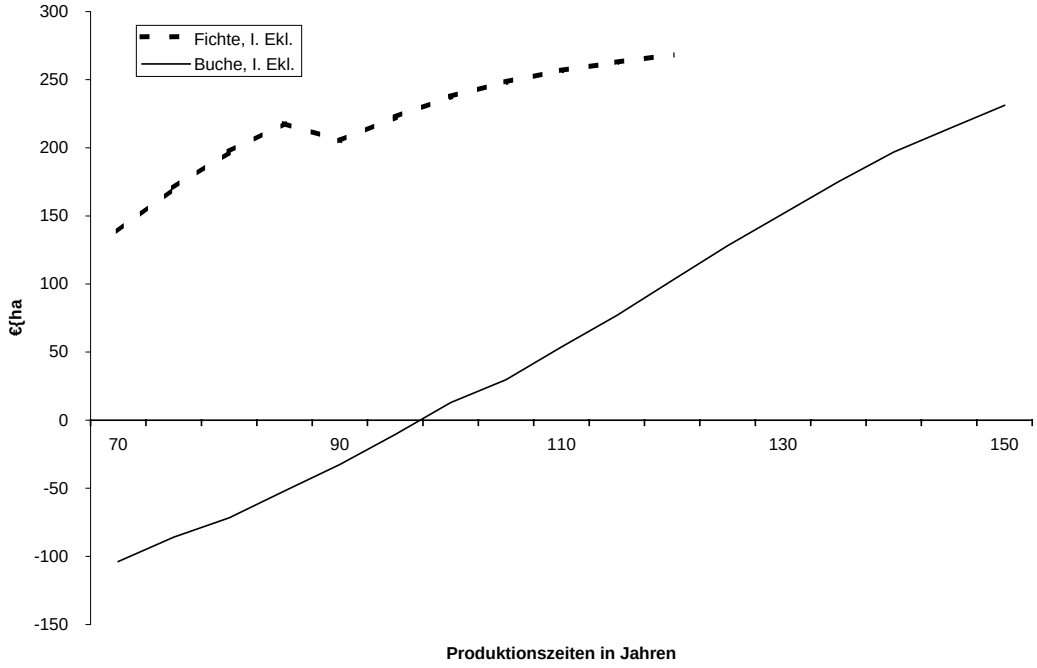


Abb. 6-5: Jährliche Deckungsbeiträge (€/ha) für Buche u. Fichte bei verschiedenen Produktionszeiten

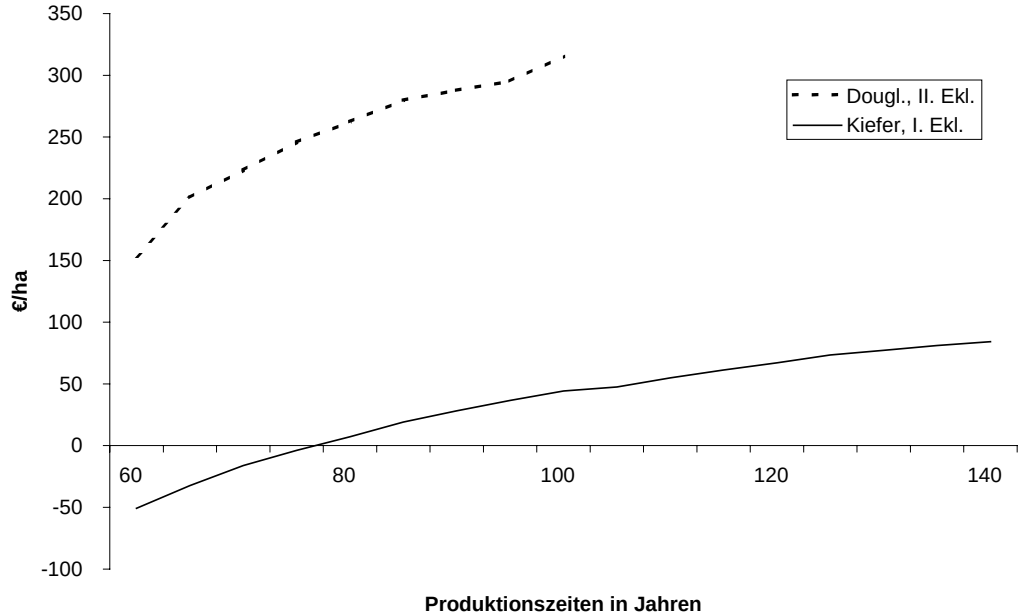


Abb. 6-6: Jährliche Deckungsbeiträge (€/ha) für Kiefer u. Douglasie bei verschiedenen Produktionszeiten

Die Abbildung 6-6 verdeutlicht potenzielle positive Liquiditätseffekte bei einem Baumartenwechsel von Kiefer zu Douglasie. Die kalkulierten Deckungsbeiträge der Douglasie sind nicht nur höher, sie können auch in wesentlich geringeren Produktionszeiträumen erzielt werden.

6.2.5 Mehrkosten für Kulturen, Jungwuchspflege und Forstschutz

Aufgrund von Trockenheit ist im Forstbetrieb mit zusätzlichen Kosten zu rechnen, da Kultur- und Pflegearbeiten durchgeführt werden müssen, um die entstandenen Schäden zu beheben bzw. weiteren Schäden vorzubeugen. Allein der Totalausfall einer Kultur verursacht Kosten einer erneuten Kulturbegründung in einer Größenordnung zwischen etwa 1.500 €/ha bei Nadelbauarten, bis zu 4.000 €/ha bei Buche oder 7.500 €/ha bei Eiche. Erhebliche Kosten können auch durch zusätzliche Forstschutzmaßnahmen anfallen. Die Höhe dieser zusätzlichen Kosten ist vom Einzelfall abhängig.

6.3 Ansätze für Maßnahmen zum Ausgleich für die Folgen von Witterungsextremen

Insgesamt gesehen können die wirtschaftlichen Folgen veränderter Klimabedingungen die Forstbetriebe stark treffen. Zwar gehören Risiko und Risikomanagement zum forstwirtschaftlichen Alltag, gleichwohl ist das wirtschaftliche Fundament, auf dem Forstwirtschaft in Deutschland betrieben wird, nicht stabil; zusätzliche Ertragseinbußen oder Mehrkosten können für einzelne Forstbetriebe sehr schnell existenzgefährdend wirken. Um die Diskussion über die forstpolitischen Reaktionen auf Klimawandel anzuregen, wird im Folgenden kurz auf einige Aspekte des Umgangs mit dem erhöhten Witterungsrisiko eingegangen. Dabei wird nicht auf die betriebswirtschaftliche, sondern die forstpolitische Ebene abgestellt.

Minderung gesetzlicher Verpflichtungen

Wenn zu erwarten ist, dass Trockenperioden häufiger auftreten und die klimatischen Bedingungen sich für die Forstwirtschaft nachhaltig verschlechtern, so erscheint es notwendig, die im § 11 BWaldG formulierte *Aufforstungsverpflichtung* insoweit zu modifizieren, dass auf besonders ungünstigen Standorten von einer Aufforstungspflicht abgesehen wird; denn es kann Forstbetrieben wohl kaum zugemutet werden, Investitionen vornehmen zu müssen, von denen absehbar ist, dass sie sich aufgrund der klimatischen Bedingungen nicht rentieren werden.

Auch die bisher von den Forstbetrieben ausgleichslos abverlangten Maßnahmen zur Erfüllung der *Sozialfunktionen* des Waldes stellen eine Belastung für Forstbetriebe dar, die unter der postulierten Veränderung der klimatischen Bedingungen an vielen Standorten als kaum tragbar erscheinen.

Fördermaßnahmen (GAK[2] **sowie zus. Regelungen der Bundesländer)**

Bestehende Fördermodalitäten könnten für die *Wiederbestockung* kahlgefallener Flächen kurzfristig genutzt bzw. ergänzt werden. Desgleichen gilt für die Kompensation von zusätzlichen Ausgaben für *Forstschutzmaßnahmen*. Bei Extremfällen könnten Soforthilfeprogramme aufgelegt werden.

2 Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe zur „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“

Steuerliche Regelungen

Im Rahmen des § 34b EStG bestehen bereits Möglichkeiten, um negative Auswirkungen für Forstbetriebe aus der Holzentwertung und dem Vorratsabbau bzw. Vermögensverlust zu mindern.

Nach der derzeitigen Fassung des § 34b EStG können für Nutzungen infolge höherer Gewalt, außerhalb des Hiebsatzes, Steuervorteile genutzt werden. Für den Teil der Einkünfte, der aus Einnahmen resultiert, die den Hiebssatz überschreiten wird nur der halbe normale Steuersatz herangezogen. Für den Teil der Einkünfte infolge höherer Gewalt, der den doppelten Hiebssatz überschreitet, wird sogar nur ein Viertel des normalen Steuersatzes gefordert.

Wie hoch die Schadenskompensation für den Forstbetrieb tatsächlich anzusetzen ist, hängt ganz entscheidend vom jeweiligen Steuersatz des Steuerpflichtigen ab. Kleinere Forstbetriebe, die entweder nicht oder nur in geringem Maße steuerpflichtig sind, haben durch diese gesetzlichen Bestimmungen keine oder nur geringe Möglichkeiten zur Kompensation ihrer Belastungen infolge höherer Gewalt. Eigentümer von größeren Forstbetrieben oder Waldbesitzer mit anderen erheblichen steuerpflichtigen Einkünften haben eher die Möglichkeit in erheblichem Umfang ihre Steuerlast zu reduzieren. Beispielsrechnungen zur Quantifizierung der Steuerersparnisse sind nur sehr eingeschränkt in der Lage, tatsächliche steuerliche Belastungssituationen zu umreißen, da die jeweiligen persönlichen Lebensumstände, die die konkrete Belastungssituation entscheidend prägen, nur unzureichend erfasst werden können (KÜPPERS u. THOROE, 1991).

Störungen auf den Holzmärkten

Zum Ausgleich von kurzfristigen Störungen am Holzmarkt stehen bereits die Instrumente des Forstschädenausgleichsgesetzes zur Verfügung. Ihre Anwendbarkeit auf Dürreschäden wäre zu prüfen.

Bei längerfristigen Störungen auf den Holzmärkten wäre näher auf die internationalen Handelsverflechtungen und deren Veränderungen einzugehen.

Risikoübertragung durch Versicherung gegen Witterungsschäden

Die Risikoübertragung an Versicherer ist eine übliche Art der Handhabung von Risiken mit hohem Schadenspotenzial und geringer Eintrittswahrscheinlichkeit. Die Rahmenbedingungen für den Aufbau solcher Versicherungssysteme für die Forstwirtschaft zu verbessern, könnte eine Herausforderung für die Politik im Umgang mit Klimawandel sein.

6.4 Literatur

Borchert, H.: Ökonomische Folgen des Trockenjahres 2003 und Kosten des Waldumbaus. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF-aktuell, 43, Freising (2004), S. 31-32.

Borchert, H. u. Kölling Ch.: Waldbauliche Anpassung der Wälder an den Klimawandel jetzt beginnen. „Brotbaum“ Fichte besonders gefährdet. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF-aktuell, 43 Freising (2004), S. 28–30.

Bosshard, W.: Das Waldsterben vor dem politischen Hintergrund eines Wohlstandsvolkes. Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, Hamburg und Berlin (1986), S. 81-86.

Brandl, H. u. Matthies, F.: Bewertungssystematik für Waldschäden durch Luftverunreinigungen. Der Forst- und Holzwirt, Hannover 39 (1984), S. 8–12.

Ewers, H.-J.; Brabänder, H.D.; Brechtel, H.-M.; Both, M.; Hayessen, E.; Möhring, B.; Moog, M.; Nohl, W.; Richter, U. u. Jahn, A.: Zur Monetären Bewertung von Umweltschäden. Methodische Untersuchung am Beispiel der Waldschäden. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Eric Schmidt Verlag, Berlin (1986).

Kleinschmit, B. u. Kenneweg. H.: Buche, Fichte und Eiche in Gefahr. Medieninformation Nr. 263, vom 18.11.2003, Techn. Univ. Berlin (2003).

Küpker, M.; Küppers, G.; Elsasser, P. u. Thoroe, C.: Sozioökonomische Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder (2004), unveröffentlicht.

Küppers, J.-G. u. Thoroe, C.: Zur Entschädigungsproblematik bei „neuartigen“ Waldschäden. Forstarchiv, Hannover 63 (1992), S. 99–105.

Lüpke, B. v.: Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. Forstarchiv, Hannover 75 (2004), S. 43-50.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Landeswaldbericht NRW, Düsseldorf (2002).

Nachtigall, G.: Biologische Bundesanstalt warnt vor großen Waldschäden. Informationsdienst Wissenschaft, Braunschweig (2004), 2 S.

Otto, H.-J.: Rahmenbedingungen und Möglichkeiten zur Verwirklichung der ökologischen Waldentwicklung in den niedersächsischen Landesforsten. Forst u. Holz, Hannover 47 (1992), S. 75–78.

Pommerening, A.: Neue forstpolitische Rahmenbedingungen als Herausforderung für die Waldbau-Forschung in Wales. AFZ/Der Wald, München (2002), S. 90–94.

Raspe, S.: Die Trockenheit und ihre Folgen für den Wald in Bayern. Der Jahrhundertsommer 2003. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF-aktuell, 40, Freising (2003), S. 26 u. 27.

Schober, R. 1987: Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearbeitete Auflage. J. D. Sauerländer’s Verlag, Frankfurt a.M. (1987).

Schwarzenbach, F. H.: Das Waldsterben als politische Herausforderung Europas. Allgemeine Forstzeitung, Wien 96 (1985), S. 221–225.

Thoroe, C.; Dieter, M.; Elsasser, P.; Englert, H.; Küppers, J. G. u. Roering, H.-W.: Untersuchungen zu den ökonomischen Implikationen einer Präzisierung der Vorschriften zur nachhaltigen, ordnungsgemäßen Forstwirtschaft bzw. von Vorschlägen zur Konkretisierung der Guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Nr. 3, Hamburg (2003).

Zerle, A.: Wirtschaftliche Auswirkungen auf den Forstbetrieb. Allgemeine Forstzeitung, Wien 96 (1985), S. 230-234.

7. Auswirkung der Trockenheit im Jahr 2003 auf Waldzustand und Waldbau-Beitrag der Landesforstanstalt Eberswalde

7.1 Stressphysiologische Reaktionen von Kiefernbeständen der Level II-Dauerbeobachtungsflächen der Bundesländer Brandenburg und Berlin im Trockenjahr 2003

Bearbeiter: Dr. Ralf Kätzel und Dr. Sonja Löffler
Landesforstanstalt Eberswalde
Abt. Waldökologie

7.1.1 Ausgangssituationen

Seit 1995 werden jeweils von zehn Probebäumen (N-Bäume) der sieben Level II-Dauerbeobachtungsflächen der Bundesländer Brandenburg und Berlin vitalitätsrelevante Biomarker zur Bewertung des physiologischen Anpassungspotenzials bei Umweltänderungen untersucht.

Biomarker sind physiologische und biochemische Indikatoren, die auf Umwelteinflüsse reagieren und auf den verschiedenen biologischen Organisationsebenen unterhalb des Individuums (Molekül, Zelle, Gewebe, Organ) als Maß für die Wirkung quantifiziert werden können (ZIMMERMANN, 1996). Biomarkerreaktionen können z. B. anhand von Stoffwechselprodukten gemessen werden und somit Abweichungen vom normalen physiologischen Status aufzeigen (z. B. WILD et al., 1996; TAUSZ et al., 1996; SCHULZ und HÄRTLING, 2003; KÄTZEL, 1999, 2001). Angewandt auf Gehölze dokumentieren derartige Reaktionen z. B. das physiologische Leistungs- und Anpassungspotenzial eines Baumes im Sinne einer Frühdiagnose, die jedoch nicht zwangsläufig zu einem „Schaden“ auf „Baumebene“ führen müssen.

Eine Eignungsbewertung der verwendeten Parameter, die Standardisierung der Beprobung und Analytik, die Festlegung von Referenzbereichen für belastungsarme Zustände sowie geeignete Auswertungsalgorithmen wurden im Rahmen eines vom BMELF geförderten Forschungsprojektes (FKZ: 96HS 052/053; 1998 – 2001, Abschlussbericht: WIENHAUS et al., 2002) vorgenommen (Tab. 7-1). Für weitergehende Fragen über die Eignung von Biomarkern zur Vitalitätsdiagnostik sowie zur Untersuchungsmethodik sei auf den o.g. dreibändigen Abschlussbericht sowie weitere Fachpublikationen verwiesen.

Das ausgewählte Biomarkerspektrum ist neben der Bewertung stressphysiologischer Reaktionen auf Luftschadstoffe und anderer Stressoren auch auf die Beobachtung von Trockenstressereignissen ausgerichtet und kann daher auch für die stressphysiologische Bewertung der Sommertrockenheit 2003 genutzt werden.
Da seit 1995 ununterbrochen baumspezifische Einzeldaten, getrennt nach Nadeljahrgängen, von einheitlichen Beprobungsterminen jeweils aus der oberen Kronenperipherie der Kiefern gewonnen wurden, werden saisonale, diurnale und baumspezifische Variationen der Biomarkerausprägung weitgehend eingeschränkt. So lassen sich physiologische Reaktionsmuster als Folgewirkungen auf exogene Einflussfaktoren – wie Wassermangelsituationen - besonders gut dokumentieren. Die Beprobung der Untersuchungsbäume fand wie in den Vorjahren in der 32. Kalenderwoche des Jahres 2003 statt und fiel damit unmittelbar in die zu untersuchende Trockenperiode.

Tab. 7-1: Übersicht der jährlich routinemäßig erfassten Biomarker auf Level II-Dauerbeobachtungsflächen und ihre Zuordnung zu Stoffwechselbereichen

Stoffwechselbereich	Biomarker	Reaktion auf potenzielle Stressfaktoren
Energiestoffwechsel	Pigmente: Chlorophylle a+b Carotinoide (Xanthophylle + Carotine) Pigmentverhältnisse	z. B. O_3, Nährstoffdefizite
Primärstoffwechsel und Nadelbiomasse	Kohlenhydrate (gesamt) Stärke Aminosäuren (gesamt) Ascorbinsäure (gesamt) Prolin Protein 100-Nadeltrockenmasse	z. B. O_3, Trockenstress, N-Einträge, unspezifische Nadel-alterung
Wasserstatus	Nadelfeuchte Osmolalität	z. B. Trockenstress
Sekundärstoffwechsel	Gesamtphenole (Folinpositive Verbindungen, UV-absorbierende Verbindungen) Vanillinpositive Verbindungen Procyanidine o-di-Hydroxyphenole	z. B. biotische Schaderreger; UV-B-Strahlung

7.1.2 Auswertung der witterungsspezifischen Reaktionen der Level II – Probebäume

Die vorgestellten Ergebnisse stammen ausschließlich aus dem ökophysiologischen Routineprogramm der Level II-Dauerbeobachtungsflächen. Nähere Angaben zu den Charakteristika der sieben Level II-Flächen bzw. zu den aufstockenden Beständen geben u.a. KALLWEIT et al. (1999) bzw. sind Bestandteil der bundesweiten Level II-Flächendokumentation (BMVEL, 1997). Zusätzliche spezifische bzw. weitergehende Untersuchungen z. B. zu komplexen Folgewirkungen bzw. zu langfristigen Auswirkungen der Trockenheit wurden nicht durchgeführt. Die Ergebnisse von Korrelationsanalysen zeigen, dass vor allem die Biomarker Nadelfeuchte, Osmolalität, Prolin- und Kohlenhydratgehalte in einer besonders engen Beziehung zur Wasserversorgung des Baumes stehen (WIENHAUS et al., 2002; KÄTZEL, 2003). Diese Parameter stehen im Vordergrund der nachfolgenden Ergebnisdarstellung. Vorgestellt wird zum einen die jährliche Ausprägung der Biomarker innerhalb der Zeitreihe von 1995 bis 2003 für den jeweiligen Nadeljahrgang und zum anderen die räumliche Variabilität der Reaktionen zwischen den sieben Flächen während der Trockenperiode 2003. Zur Darstellung der Ergebnisse wurden Boxplots verwendet, wobei die Box vom ersten und dritten Quartal begrenzt wird und deren innere Linie den Median des Stichprobenumfangs repräsentiert. Die äußeren Linien geben den größten und kleinsten Wert an, sofern es sich nicht um statistisch definierte Extremwerte und Ausreißer handelt. Varianzanalytische Mittelwertvergleiche wurden mit Hilfe des Duncan-Testes durchgeführt (SPSS 11.0, SPSS Inc. Chicago, USA).

Tab. 7-2: Flächengrundlage für die dargestellten Ergebnisse

DBF	Amt für Forst-wirtschaft	Oberförsterei / Forstamt	Revier	Östliche Länge	Nördliche Breite	Alter im Jahr 2003
1103	Berlin	Treptow	Müggelheim	13°36'30"	52°26'20"	86 Jahre
1201	Kyritz	Blumenthal	Natteheide	12°25'40"	53°06'10"	76 Jahre
1202	Templin	Menz	Beerenbusch	12°58'00"	53°08'10"	71 Jahre
1203	Eberswalde	Groß Schönebeck	Kienhorst	13°38'40"	52°58'30"	99 Jahre
1204	Belzig	Dippmannsdorf	Weizgrund	12°33'00"	52°11'40"	91 Jahre
1205	Lübben	Walddrehna	Neusorgefeld	13°34'40"	51°47'50"	79 Jahre
1206	Wünsdorf	Schwenow	Schwenow	14°01'05"	52°09'35"	82 Jahre

7.1.3 Ergebnisse

7.1.3.1 Osmolalität des Nadelpresssaftes

Die Osmolalität des Nadelpresssaftes ist ein Summenparameter, der die Ionen- bzw. Salzkonzentration der Zellen repräsentiert. Die Zunahme der Osmolalität unter Wassermangelbedingungen ist für viele Pflanzenarten beschrieben. Sie ist Teil eines aktiven Regulationsprozesses und bewirkt durch die aktive Akkumulation osmotisch wirksamer Substanzen die Konstanz des relativen Wassergehaltes in Blättern und Nadeln (TYREE und JARVIS, 1982).
Aus der Osmolalität kann auf einfache Weise das osmotische Potenzial berechnet werden. Der Parameter zeigt im Gegensatz zum Wasserpotenzial geringere Schwankungen im Tagesgang, die durch passive (Wasserverlust und -aufnahme der Vakuole) und aktive (Synthese und Abbau osmotisch wirksamer Substanzen) Prozesse hervorgerufen werden und ist daher für das praxisorientierte Umweltmonitoring besser geeignet.

Die Osmolalität wird seit 1998 als Biomarker auf den o.g. Dauerbeobachtungsflächen bestimmt. Mit einem Mittelwert von 0,84 osmol/kg Wasser (n=70 Kiefern/Jahr) unterschied sich die Osmolalität des 1. Nadeljahrganges im Jahr 2003 hoch signifikant ($p<0,001$) von allen vorangegangenen Jahren. Die geringsten Werte wurden in den niederschlagsreicheren Sommern 1998 (0,63 osmol/kg Wasser) und 2000 (0,65 osmol/kg Wasser) gemessen (Abb. 7-1).
Der Mittelwertvergleich zwischen den sieben Dauerbeobachtungsflächen zeigt für das Jahr 2003, dass die Bestände im südlichen Brandenburg bzw. Berlin (1205, 1206, 1103) geringere Osmolalitäten erreichen als auf den anderen Flächen. Die hohen Mittelwerte der DBF 1204, 1203, 1202 unterscheiden sich signifikant ($p<0,001$) von allen anderen Flächen (Tab. 7-3).
Auch für die anderen beiden Nadeljahrgänge konnten die hoch signifikanten Unterschiede zwischen dem Untersuchungsjahr 2003 und den vorangegangnen Jahren bestätigt werden (Tab. 7-4; Abb. 7-3 und 7-4).

Tab. 7-3: Mittelwerte der Osmolalitäten der Nadelpresssäfte (osmol/kg Wasser) im Untersuchungszeitraum 1998-2003 (* signifikante Unterschiede bei p< 0,001)**

	1998	1999	2000	2001	2002	2003
1. Nj.	0,63	0,67	0,65	0,65	0,69	0,84***
2. Nj.	0,64	0,67	0,63	0,65	0,67	0,83***
3. Nj.	0,62	0,64	0,63	0,63	0,66	0,80***

Tab.7-4: Mittelwerte der Osmolalitäten der Nadelpresssäfte (osmol/kg Wasser) der sieben Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 2003 (* signifikante Unterschiede bei p<0,05; ** p< 0,01)

	1103	1201	1202	1203	1204	1205	1206
1. Nj.	0,83	0,84	0,85**	0,87**	0,88**	0,79	0,82
2. Nj.	0,80	0,84	0,84	0,87*	0,88**	0,79	0,81
3. Nj.	0,79	0,81	0,79	0,81	0,82	0,78	0,79

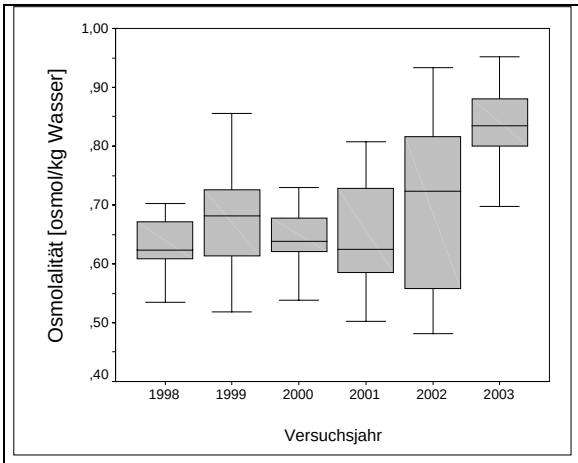


Abb. 7-1:Vergleich der Osmolalitäten der Nadelpresssäfte des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

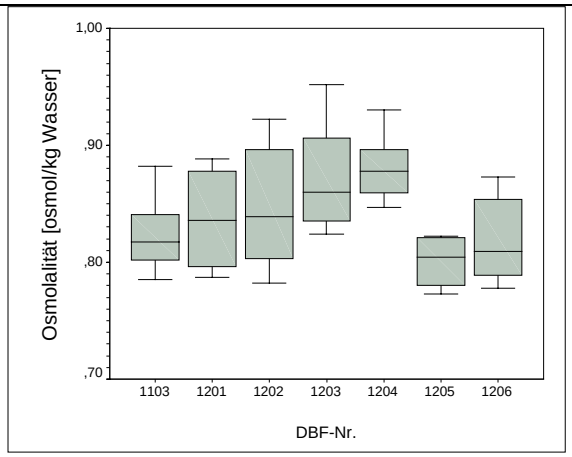


Abb. 7-2: Vergleich der Osmolalitäten der Nadelpresssäfte des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsflächen

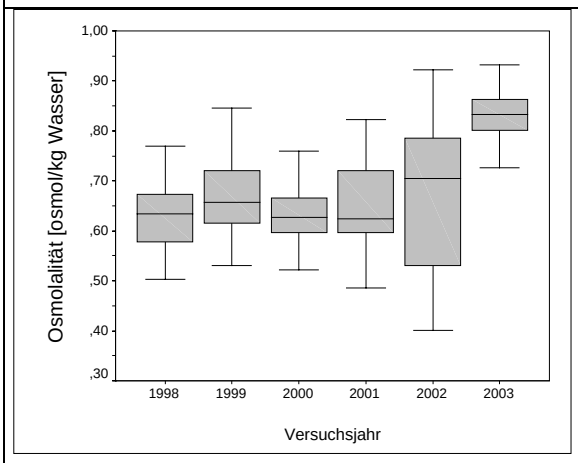


Abb. 7-3: Vergleich der Osmolalitäten der Nadelpresssäfte des 2. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

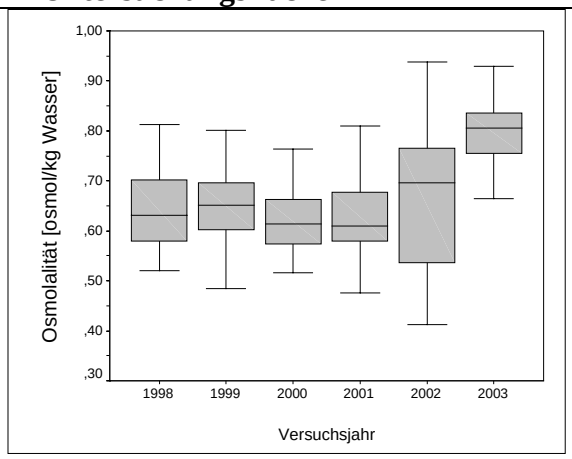


Abb. 7-4: Vergleich der Osmolalitäten der Nadelpresssäfte des 3. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

7.1.3.2 Nadelwassergehalt

Der Nadelwassergehalt ist ein routinemäßig berechneter Parameter, der aus der Differenz zwischen Frisch- und Trockenmasse bestimmt wird. Die Stoffwechselleistung von Pflanzen ist von einer ausreichenden Wasserversorgung abhängig. Wasser dient der Pflanze als Lö-

sungs- und Transportmittel, zur Aufrechterhaltung des Turgors und ist eine entscheidende Komponente biochemischer Reaktionen. Infolgedessen stellt Wasser den größten Anteil am Frischgewicht von Pflanzenteilen dar. Dem absoluten und relativen Wassergehalt kommt daher neben anderen Wasserstatusparametern (z. B. Wassersättigungsdefizit, Osmolalität) eine indikative Bedeutung zu. Der Wassergehalt spiegelt unmittelbar die Versorgungsbilanz wider. Da alle Stoffwechselvorgänge an einen relativ hohen Wassergehalt gebunden sind, unterliegt der Parameter in gesunden Bäumen nur geringen Schwankungen. Aus langjährigen Untersuchungen sind Referenz- und untere Schwellenbereiche bekannt (WIENHAUS et al., 2002; KÄTZEL, 2003). Unterschreitungen dieser Werte sind als äußerst kritisch zu bewerten. Auf das aktuelle Wasserangebot reagiert bei der Kiefer insbesondere der jüngste Nadeljahrgang, während die Feuchtegehalte der älteren Nadeljahrgänge weit gehend stabil gehalten werden.

Erstmalig seit Beginn der Untersuchungen im Jahre 1995 lag der Mittelwert des 1. Nadeljahrgangs im Jahr 2003 unterhalb des Referenzbereiches von 58,0 %FG (=Frischgewicht), aber noch über dem kritischen unteren Schwellenwert von 57,1 %FG. Besonders gering fielen die Gehalte bei Nadeln der Fläche 1203 aus, deren Mittelwert noch unterhalb des Schwellenwertes lag. Innerhalb des Referenzbereiches orientierten sich nur die Mittelwerte der Flächen 1103 und 1202, die sich signifikant von dem Feuchtegehalt der Nadeln der DBF 1203 unterschieden.
Etwas günstiger war die Wasserversorgung des 2. Nadeljahrgangs. Wenn auch hier der Wassergehalt der signifikant geringste im gesamten Untersuchungszeitraum war, lagen mit Ausnahme der Kiefern der Fläche 1203 alle Werte innerhalb des Referenzbereiches (Tab. 7-5 und 7-6). Der Feuchtegehalt des 3. Nadeljahrgangs zeigt sich von der Trockenperiode des Jahres 2003 weit gehend unbeeinflusst (Tab. 7-5).

Tab. 7-5: Mittelwerte des Nadelwassergehaltes (%FG) im Untersuchungszeitraum 1995-2003 (signifikante Unterschiede bei p<0,01; *** p<0,001)**

	1995	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**
1. Nj.	58,7	60,5	59,1	59,6	58,4**	58,4**	60,6	59,2	57,5***
2. Nj.	54,5	55,2**	53,6	54,1	54,0	53,7	54,4	54,4	53,4**
3. Nj.	k. A.	k. A.	k. A.	51,6	51,5	52,0	53,0**	51,8	52,2

Tab. 7-6: Mittelwerte des Nadelwassergehaltes (%FG) der sieben Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 2003 (* signifikante Unterschiede bei p<0,05; ** p<0,01; graue Markierung: Unterschreitung des kritischen Schwellenbereiches)

	1103	**1201**	**1202**	**1203**	**1204**	**1205**	**1206**
1. Nj.	58,2	57,5	58,0	56,5**	57,7	57,1	57,6
2. Nj.	54,1	53,8	53,7	51,7**	53,2	53,4	53,1
3. Nj.	51,4	52,2	52,3	50,3*	52,4	52,3	52,8

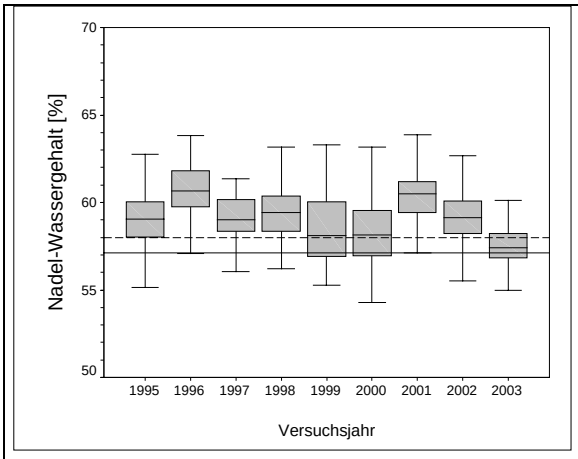


Abb. 7-5: Vergleich der Nadelwassergehalte des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren (unterbrochene Linie repräsentiert die untere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linie entspricht dem kritischen Schwellenwert)

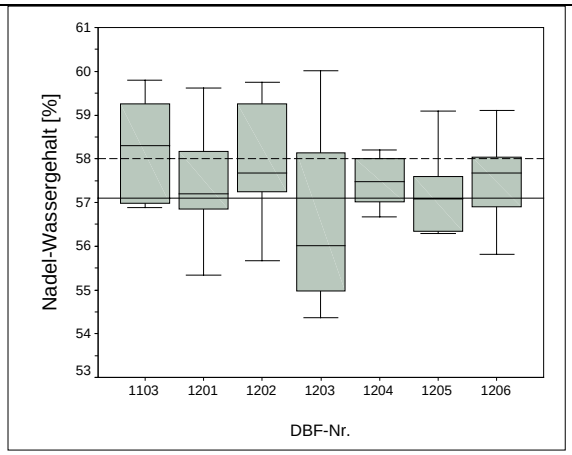


Abb. 7-6: Vergleich der Nadelwassergehalte des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsflächen (unterbrochene Linie repräsentiert die untere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linie entspricht dem kritischen Schwellenwert)

7.1.3.3 Kohlenhydrate

Lösliche Zucker sind die primären Reaktionsprodukte, die im Ergebnis der Photosynthese oder der Abbauprozesse von Polysacchariden entstehen (Übersicht: DENNIS und MIERNYK, 1982). Der Kohlenhydratgehalt der Nadeln wird durch zahlreiche Faktoren beeinflusst. So können zum Beispiel Wassermangelbedingungen und Ozoneinflüsse zu einer Hemmung des Assimilattransportes und somit zu einem Anstieg der Kohlenhydratgehalte führen (WILLENBRINK und SCHATTEN, 1993; vgl. auch: HÖLLWARTH, 1981; OSSWALD et al., 1990). Eine aktive Akkumulation von Zuckern erhöht gleichzeitig die Osmolalität des Zellsaftes und wirkt je nach Wasserangebot einer Austrocknung der Zellen entgegen.

Eine besondere bioindikative Bedeutung bezüglich des Gehaltes an Kohlenhydraten und anderen Nadelinhaltstoffen kommt dem zweiten (stoffwechselaktivsten) Nadeljahrgang zu.
Bereits im Jahr 2002, aber insbesondere im Jahr 2003, waren die Kohlenhydratgehalte außergewöhnlich hoch. Die Mittelwerte lagen noch über den oberen Schwellenwerten und unterschieden sich hoch signifikant von den Werten der Vorjahre (Abb. 7-7). Der Vergleich der Bestände zeigt, wie bei den Osmolalitäten, die höchsten Nadelgehalte in Kiefern der DBF 1204. Dagegen unterscheidet sich hoch signifikant der vergleichsweise geringe Mittelwert der DBF 1203 (Abb. 7-8). Die jahres- und flächenbezogenen Trends bestätigen sich auch für den 1. und 3. Nadeljahrgang. Für alle Nadeljahrgänge wurde ein vergleichbarer Verlauf, jedoch mit weniger deutlichen Unterschieden, auch für den Stärkegehalt nachgewiesen.

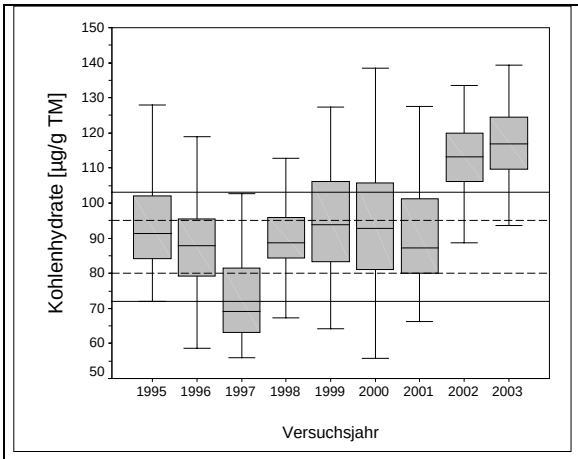


Abb. 7-7: Vergleich der Kohlenhydratgehalte des 2. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren (unterbrochene Linien repräsentieren die Grenzen des Referenzbereiches; durchgezogene Linien entsprechen den oberen bzw. unteren kritischen Schwellenwerten)

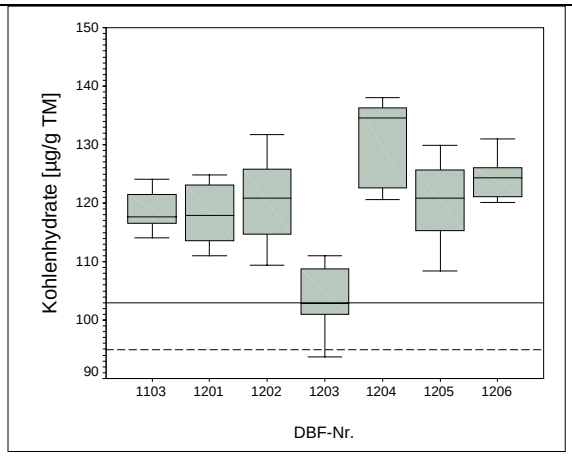


Abb. 7-8: Vergleich der Kohlenhydratgehalte des 2. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsflächen (unterbrochene Linie repräsentiert die obere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linien entspricht dem oberen kritischen Schwellenwert)

7.1.3.4 Prolin

Die stressinduzierte Akkumulation der Aminosäure Prolin ist durch eine Vielzahl von Untersuchungen in den letzten Jahrzehnten ubiquitär in allen Organismenreichen belegt worden (Übersichten z. B. bei ASPINALL und PALEG, 1981; STEWART, 1981; TESCHE. 1987). Zu den am häufigsten in Pflanzen beobachteten Ursachen für die Prolinanreicherung gehören Wassermangel bzw. Salzstress (TREICHEL, 1979; PESCI, 1992). Um Fehlinterpretationen bei Prolinanreicherungen z. B. bei Stickstoffüberernährung auszuschließen, wird der Prolingehalt als prozentualer Anteil des Gesamtaminosäuregehaltes (%AS) berechnet.

Mit einem Mittelwert von 0,89 %AS wurde seit den nachweislich stressbedingt hohen Prolingehalten der Jahre 1995 und 1996 (KÄTZEL, 2003) der höchste Wert seit sieben Jahren gemessen. Allerdings orientiert sich der Mittelwert unterhalb des Referenzbereiches, so dass mit Ausnahme einiger weniger Bäume keine akute Stresssituation nachzuweisen ist. Innerhalb der Dauerbeobachtungsflächen unterscheidet sich der leicht erhöhte Mittelwert (1. Nj.) der DBF 1103 signifikant ($p<0,01$) von den geringen Werten der Flächen 1203 und 1206.

Während der 2. Nadeljahrgang den gleichen Trend zeigt wie der 1. Nadeljahrgang, reagiert der 3. Nadeljahrgang deutlich sensibler. Mit einem Prolingehalt von 1,82 %AS liegt der Mittelwert bereits oberhalb des Referenzbereiches und unterscheidet sich signifikant von allen Vorjahren. In der Breite der Box und der Streuung der Werte dokumentieren sich die differenzierten Reaktionsmuster der Einzelbäume. Von den siebzig untersuchten Kiefern zeigten 21 Bäume eine deutliche Überschreitung der Prolin-Schwellenwerte. Bei diesen Bäumen, die gleichmäßig über alle DBF verteilt vorkommen, ist eine beschleunigte Nadelalterung mit einem frühzeitigeren Nadelabwurf zu erwarten.

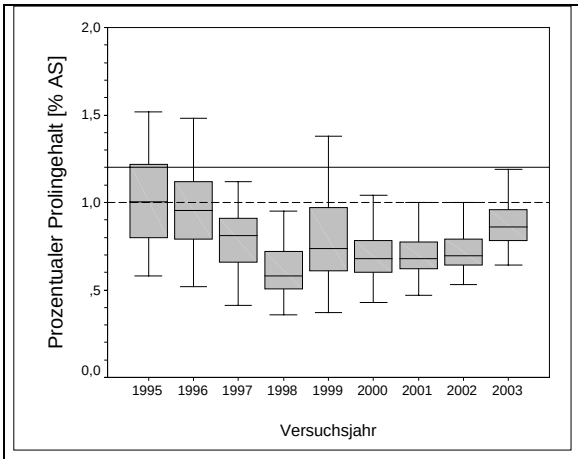


Abb. 7-9: Vergleich der Prolingehalte (%AS) des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren (unterbrochene Linie repräsentiert die obere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linien entspricht dem oberen kritischen Schwellenwert)

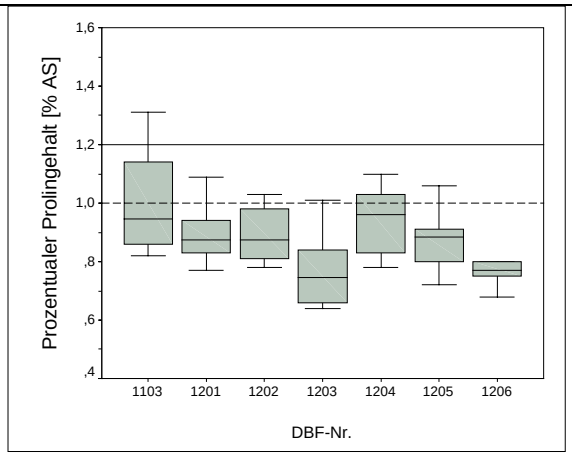


Abb. 7-10: Vergleich der Prolingehalte (%AS) des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsflächen (unterbrochene Linie repräsentiert die obere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linien entspricht dem oberen kritischen Schwellenwert)

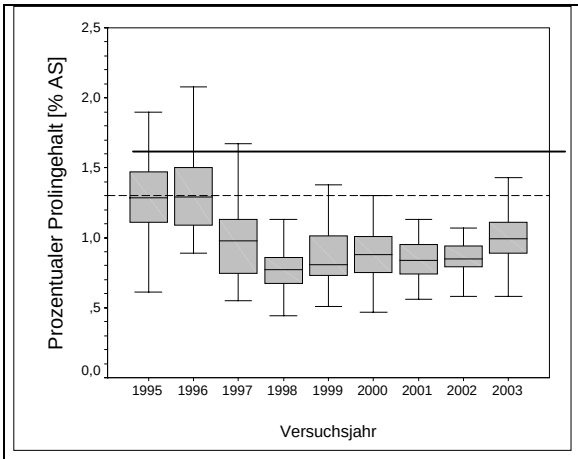


Abb. 7-11: Vergleich der Prolingehalte (%AS) des 2. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren (unterbrochene Linie repräsentiert die obere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linien entspricht dem oberen kritischen Schwellenwert)

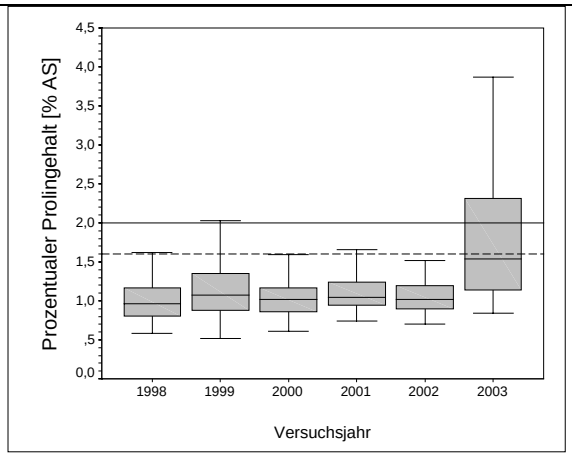


Abb. 7-12: Vergleich der Prolingehalte (%AS) des 3. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren (unterbrochene Linie repräsentiert die obere Grenze des Referenzbereiches; durchgezogene Linien entspricht dem oberen kritischen Schwellenwert)

7.1.3.5 Proteine

Dem Gesamtproteingehalt wurde bisher nur eine begrenzte Indikatorfunktion zugesprochen. Eine Reihe von Untersuchungen zeigten unterschiedliche Veränderungen bei Stressbelastungen. Anderseits werden die Proteinsynthesen streng reguliert. Bemerkenswert ist jedoch der bei allen Nadeljahrgängen beobachtete geringe Proteingehalt des Jahres 2003 (Abb. 7-13, 7-15, 7-16). Die Mittelwerte erreichen kaum 50 % der stabilen Vorjahreswerte. Im ersten Nadeljahrgang sind die Proteingehalte der Berliner Fläche 1103 besonders gering und unterscheiden sich signifikant ($p<0,05$) von den Kiefern der DBF 1205 (Abb. 7-14).

Da auf allen Flächen gleichzeitig erhöhte Gehalte an freien Aminosäuren nachgewiesen wurden, ist von einem überdurchschnittlich starken Proteinabbau im Sommer 2003 auszugehen, so dass Einschränkungen in der Stoffwechselaktivität hochgradig wahrscheinlich sind. Dies zeigt sich besonders deutlich in den stöchiometrischen Verhältnissen zwischen Proteinen und Aminosäuren (Abb. 7-17 und 7-18).

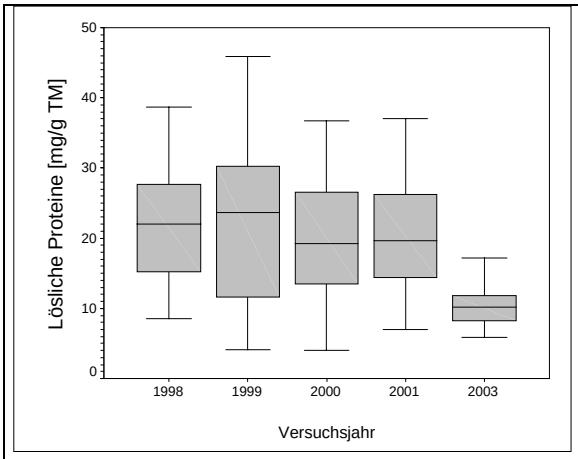


Abb. 7-13: Vergleich der Proteingehalte (mg/g TM) des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

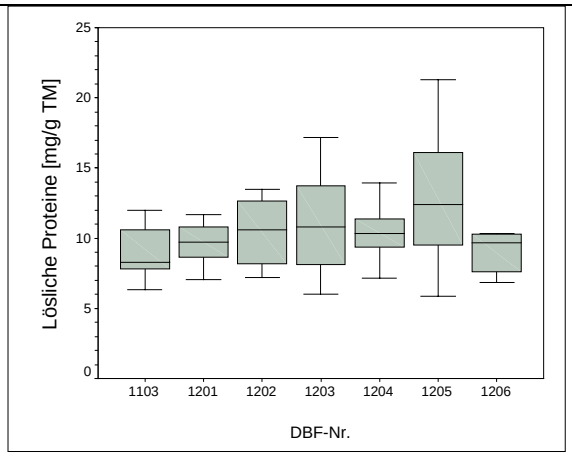


Abb. 7-14: Vergleich der Proteingehalte (mg/g TM) des 1. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsflächen

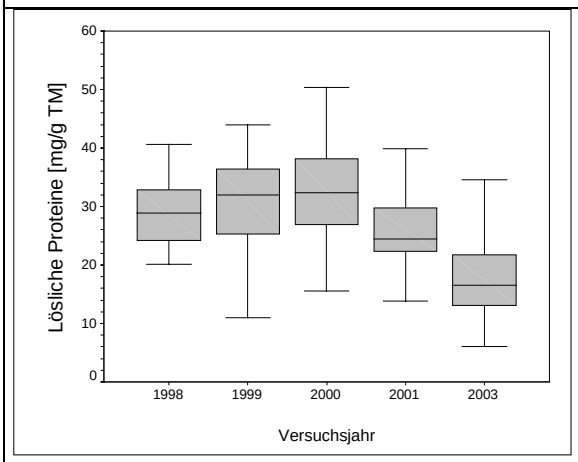


Abb. 7-15: Vergleich der Proteingehalte (mg/g TM) des 2. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

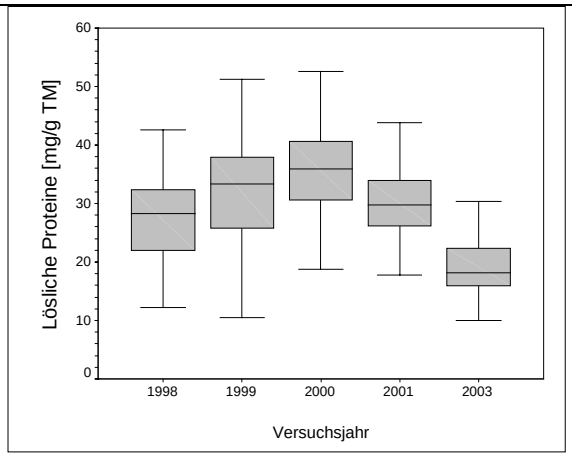


Abb. 7-16: Vergleich der Proteingehalte (mg/g TM) des 3. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

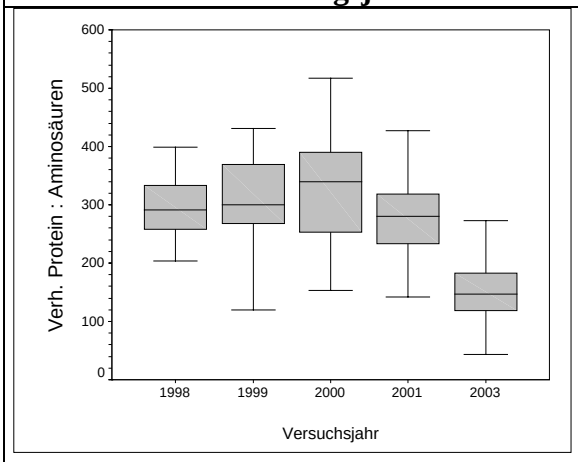


Abb. 7-17: Vergleich der Protein: Aminosäure-Verhältnisse des 2. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

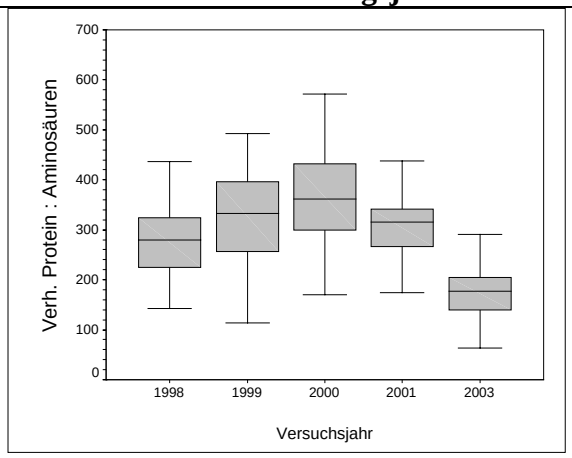


Abb. 7-18: Vergleich der Protein: Aminosäure-Verhältnisse des 3. Nadeljahrgangs zwischen den Untersuchungsjahren

Diskussion und Schlussfolgerungen

Witterungsverläufe sind wesentliche Steuerungsgrößen für ökophysiologische Reaktionen (z. B. Transpiration, Respiration, Assimilation, Frosthärteanpassung). Als aperiodisch auftretende Stressfaktoren stellen insbesondere Witterungsanomalien bzw. -extreme hohe Anforderungen an das physiologische Anpassungspotenzial von Gehölzen.

Seit der Einrichtung der Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Brandenburg und Berlin im Jahr 1995 werden jährlich zusätzlich zum Level II-Standardprogramm Biomarker als Indikatoren des physiologischen Vitalitätszustandes untersucht. Von den insgesamt mehr als 20 Parametern, die von jedem der meist drei Nadeljahrgänge eines jeden Probebaumes untersucht werden, zeigten im Sommer 2003 bereits sechs Biomarker deutliche Abweichungen von den bisherigen Verläufen bzw. Referenzbereichen, die unmittelbar bzw. mittelbar im Zusammenhang mit der Sommertrockenheit stehen.
Als unmittelbare Reaktion der Nadeln auf die mangelnde Wasserversorgung wird das osmotische Potenzial der Zellen vermindert, indem die Osmolalität des Zellsaftes zumeist aktiv erhöht wird. Durch die Akkumulation osmotisch wirksamer Substanzen [z. B. Kohlenhydrate, Aminosäuren, Betaine (z. B. Prolin), anorganische Ionen (z. B. Kalium, Phosphor)] soll zusätzliches Wasser in die Zellen „gepumpt“ werden. Gleichfalls werden Proteine, Membrane und andere Zellkompartimente vor Dehydratation geschützt (GEIGER und SERVAITES, 1995).
Die deutliche Zunahme der Osmolalität des Nadelpresssaftes in allen Nadeljahrgängen dokumentiert diesen Anpassungsvorgang eindrucksvoll. Nach ROSENKRANZ et al. (1989) kann sich das osmotische Potenzial im Jahresdurchschnitt zwischen trockenen und niederschlagsreichen Jahren um 20 % unterscheiden.
Dass dieser Anpassungsprozess bei der überwiegenden Zahl von Bäumen erfolgreich abläuft, zeigt der Nadelwassergehalt. Zwar sind die Mittelwerte aller Nadeljahrgängen so gering wie in keinem Jahr zuvor, sie überschreiten aber auch nicht die kritischen unteren Schwellenwerte.
Erwartungsgemäß für Trockenjahre erreichten die Kohlenhydratgehalte außerordentlich hohe Werte. Sie tragen einerseits zur hohen Osmolalität des Zellsaftes bei, anderseits dürfte der Wassermangel im Xylem und Phloem zu einem verminderten Abtransport der Zucker führen. Verminderte Stärkesynthesen und -einlagerungen im Stamm- und Wurzelbereich sind in der Folge ebenso wahrscheinlich wie ein vermindertes sekundäres Dickenwachstum.
Dass durch die Zunahme der Osmolalität der akute Stress für die Nadeln gemindert wird, zeigt der Prolingehalt des 1. und 2. Nadeljahrganges bei der Mehrzahl der Bäume. Zwar erreichten die Prolingehalte die höchsten Werte seit sieben Jahren. Die absoluten Gehalte fielen jedoch bei der überwiegenden Zahl der Bäume geringer aus als nach Literaturangaben zu erwarten gewesen wäre (z. B. TESCHE, 1987).
Die Verteilung der Prolingehalte zwischen den Nadeljahrgängen mit deutlich höheren Gehalten im 3. Nadeljahrgang zeigt aber auch, dass dieser Nadeljahrgang einer beschleunigten Nadelalterung im Vergleich zu den Vorjahren unterworfen ist. Der 3. Nadeljahrgang wird in der Folge von stärkeren Nadelverlusten betroffen sein als in den Vorjahren. Dies wird jedoch die Gesamtstoffwechselleistung und die Überlebensprognose der Bäume nicht wesentlich beeinflussen.
Schwierig zu interpretieren sind derzeit die in allen Nadeljahrgängen verminderten Proteingehalte, die angesichts hoher Aminosäuregehalte eindeutig auf Proteindegradation zurückzuführen sind. Die Gehalte erreichten die geringsten Werte seit der Erfassung des Parameters im Jahre 1998. Die Stoffwechselleistungen der Nadeln dürften zumindest zum Probenahmezeitpunkt während der Trockenheit erheblich eingeschränkt gewesen sein. Da die Rubisco als Schlüsselenzym des Calvinzyklus einen hohen Anteil am Gesamtproteingehalt hat, ist ange-

sichts des lang anhaltenden Wassermangels (bei geschlossenen Stomata) ein verstärkter Abbau dieses Enzyms im Zuge einer feed-back-Regulation zu erwarten. Derartige Spezialuntersuchungen wurden jedoch nicht durchgeführt.
In diesem Zusammenhang ist aber darauf hinzuweisen, dass die ebenfalls untersuchten Gehalte an Chlorophyllen, Carotinoiden, Ascorbat u.a. sowie deren stöchiometrischen Verhältnisse keine besonderen Auffälligkeiten zeigten. Dies unterstreicht, dass sich die Nadeln u.a. durch die skizzierten Anpassungsprozesse und Stoffwechseländerungen erfolgreich an die extreme Sommertrockenheit des Jahres 2003 adaptierten konnten.
Beim Vergleich zwischen den Dauerbeobachtungsflächen fallen insbesondere die Kiefern der Flächen 1203 und 1204 auf.
Die Kiefern der DBF 1203 sind am stärksten vom Trockenstress betroffen. Die Nadeln enthalten trotz der hohen Osmolalität den geringsten Wassergehalt. Die verminderten Kohlenhydratgehalte leisten einen geringen Beitrag zur Minderung des osmotischen Potenzials und sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine stark eingeschränkte Primärproduktion zurückzuführen. Obwohl die Spaltung von Saccharose in Fruktose und Glukose bei geringem physiologischen Aufwand der Pflanze zu einer Verdopplung des osmotischen Druckes in der Pflanzenzelle führt (GORA, 1995), lassen die geringen Prolingehalte ebenfalls den Schluss zu, dass aktive Anpassungsprozesse den Grenzbereich erreicht haben.
Im Gegensatz dazu enthalten die Nadeln der DBF 1204 die höchsten Gehalte an Kohlenhydraten und Prolin in Verbindung mit einer hohen Osmolalität des Nadelpresssaftes, was zu einer effizienten Anpassung an die Trockenbedingungen führt.
Insgesamt spiegeln die Ergebnisse die hohe Trockentoleranz der Kiefer (zweithäufigste Baumart in Deutschland mit 28 % der Gesamtwaldfläche; BMELF,1994) im Allgemeinen und insbesondere die Trockentoleranz der sich im deutlich niederschlagsärmeren Brandenburg etablierten genetischen Kiefernprovenienzen wider. Die Kiefer nimmt damit eine Sonderstellung unter den Baumarten ein. Eine Ursache für die hohe Trockentoleranz liegt u.a. in der sensiblen Stomataregulation. So schließen die Nadeln die Spaltöffnungen bereits bei höheren Wasserpotenzialen (negative Werte!) als z. B. die Blätter von Birke und Eiche (RIEK und RENGER, 1994). Mit der damit verbundenen verminderten Kühlung von Stamm und Krone in Hitzeperioden kommt die Kiefer offensichtlich zurecht.
Bei Einmaligkeit des Ereignisses sind existenzbedrohende Folgewirkungen für die Probebäume und die durch sie repräsentierten Bestände nach der Sommertrockenheit 2003 auszuschließen. Der zeitige Stomataschluss führt allerdings zur Minderung der Photosynthese und Primärproduktion. Die länger anhaltende Einschränkung der anabolen Stoffwechselprozesse wird sich folglich in der Reduktion der Wuchsleistung widerspiegeln.

Zusammenfassung

Für sieben Level II-Dauerbeobachtungsflächen der Bundesländer Brandenburg und Berlin werden seit neun Jahren vitalitätsrelevante Biomarker zur Bewertung des physiologischen Anpassungspotenzials von jeweils zehn bestandesrepräsentativen Kiefern (*Pinus sylvestris*) untersucht. Die Sommertrockenheit des Jahres 2003 führte zu auffälligen physiologischen Anpassungsreaktionen, wie sie für Wassermangelbedingungen typisch sind. Die Osmolalität der Nadelpresssäfte erreichte in allen Nadeljahrgängen Höchstwerte, die sich hoch signifikant von den Vorjahren unterschieden. In engem Zusammenhang mit diesem Befund stehen die besonders hohen Kohlenhydratgehalte. Bei der überwiegenden Zahl der Kiefern waren die Anpassungsprozesse so effektiv, dass trotz der deutlich verminderten Nadelwassergehalte und deutlich erhöhten Prolinanteile die kritischen Schwellenwerte nicht unter- bzw. überschritten wurden. Hierzu wurden flächenspezifische Unterschiede herausgearbeitet. Insgesamt bestätigen die Ergebnisse die hohe Trockentoleranz der Kiefer, die vor diesem Hintergrund eine Sonderstellung unter den heimischen Baumarten einnimmt.

Literatur

ASPINALL, D.; PALEG, L.G. (1981): Prolin accumulation: physiological aspects. In: PALEG, L.G.; ASPINALL, D. (eds.): The Physiology and Biochemistry of Drought Resistance in Plants. Academic Press, New York: 205–241.

BMELF (1994): Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1994. Bonn.

BMELF, (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II – Erste Ergebnisse. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.

DENNIS, D. T.; MIERNYK, J. A. (1982): Compartimentation of nonphotosynthetic carbohydrate metabolism. Ann. Rev. Plant Physiol. 33: 27–50.

GEIGER, D. R.; SERVAITES, J.C. (1995): Carbon allocation and response to stress. In: MOONEY, H. A.; WINNER, W. E.; PELL, E. J.; CHU, E. (eds.): Response of plants to multiple stresses. Academic Press, Inc. San Diego, New York.

GORA, V. (1995): Physiologische Untersuchungen zur standort- und altersabhängigen Befallsdisposition von Kiefer-(*Pinus sylvestris*)-Beständen für nadelfressende Insekten. Dissertation am Inst. für Zoologie der Georg-August-Universität Göttingen.

HÖLLWARTH, M. (1981): Zur Verwendung physiologischer Parameter zur Charakterisierung immissionsbelasteter städtischer Standorte. Angew. Botanik 55: 195–209.

KALLWEIT, R. (1999): Ökologische Dauerbeobachtung: Level II-Programm in Brandenburg. AFZ/Der Wald 11: 589–591.

KÄTZEL, R. (1999): Baumphysiologische Parameter als Indikatoren zur Vitalitätsbewertung auf Brandenburger Dauerbeobachtungsflächen. Beitr. f. Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 33 (3): 118–119.

KÄTZEL, R. (2001): Physiologische Reaktionen von Waldbäumen auf sich ändernde Umweltbedingungen. Beitr. f. Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35 (4): 61–64.

KÄTZEL, R. (2003): Biomarker als Werkzeuge zur Bewertung von Risikopotenzialen bei Waldbäumen auf Dauerbeobachtungsflächen. Tagungsbericht Bonn-Röttgen, 2003, BMVEL (Hrsg.), Bonn.

OSSWALD, W. F.; SENGER, H.; SCHRAMMEL, P. (1990): Vergleich der Ascorbinsäure-, Glutathion-, Zucker- und Ionengehalte gesunder und geschädigter Fichten des Standortes Laugna nordwestlich von Augsburg. Forstw. Cbl. 109: 181–189.

PESCI, P. (1992): Effect of light on abscisic acid-induced prolin accumulation in leaves: comparison between barley and wheat. Physiologia Plantarum 86: 209–214.

RIEK, W.; RENGER, M. (1994): Der Wasserhaushalt der Kiefer (*Pinus sylvestris*) als Funktion von Boden- und Klimaparametern in den Berliner Forsten. Forstarchiv 65: 167-171.

ROSENKRANZ, Z.; BAREIS, C.; BRAUN, J.; WILD, A. (1989): Investigation on the water status of spruce trees in relation to the occurence of novel forest decline. Plant Physiol. Biochem. 27: 333–340.

SCHULZ, H.; HÄRTLING, S. (2003): Vitalitätsanalyse von *Pinus sylvestris* L. – ein Verfahren zur Bewertung des Gesundheitszustandes der Waldkiefer bei variierenden Standortsbedingungen und, insbesondere von Stickstoff. Workshop „Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II). Bonn-Röttgen, 24.02.–26.02.2003, Tagungsband BMVEL: 14.

STEWART, C.R. (1981): Prolin Accumulation: Biochemical Aspects. In: PALEG, L. G.; ASPINALL, D. (eds.): The Physiology and Biochemistry of Drought Resistance in Plants. Academic Press, New York: 243–259.

TAUSZ, M.; GRILL, D.; GUTTENBERGER, H. (1996): The Use of Physiological Parameters of Spruce Needles as a Bioindication Tool. Phyton (Austria) 36: 31–34.

TESCHE, M. (1987): Prolin in Bäumen. I. Prolin in gesunden Bäumen. Flora 179: 335–343.

TREICHEL, S. (1979): Der Einfluß von NaCl auf den Prolinstoffwechsel bei Halophyten. Ber. Dt. Bot. Ges. 92: 73–85.

TYREE, M. T.; JARVIS, P. G. (1982): Water in tissues and cells. In: LANGE, O. L.; NOBEL, P.S.; ORMOND, C. B.; ZIEGLER, H. (eds.): Encyclopedia of plant physiology. New series. Vol. 12B. Physiological plant ecology II. Water relations and carbon assimilation. Springer-Verlag, Berlin: 36–77.

WIENHAUS, O.; KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S.; RINGEL, C.; LANDMESSER, H.; HAHN, R.; LANDMESSER, W. (2002): Abschlussbericht zum BML-Verbundvorhaben „Prüfung von Methoden zur Feststellung von Vitalitätseinbußen bei Fichten und Kiefern anhand pflanzenchemischer und pflanzenphysiologischer Parameter im Rahmen von unterschiedlichen Immissions- und Ökosystembedingungen (96HS 052 / 053), Tharandt und Eberswalde.

WILD, A.; SCHMITT, V.; EIS, U.; STROBEL, P.; WILKSCH, W.; WOHLFAHRT, S. (1996): Okulare und biochemische Schadensdiagnose bei Fichten und Weißtannen. Ein Vergleich beider Diagnoseverfahren an Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg. Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg, PEF-Projekt ”Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung”. Forschungsbericht FZKA-PEF 149, Karlsruhe.

WILLENBRINK, J.; SCHATTEN, T. (1993): Die Assimilation von Kohlenstoff und der Assimilattransport in Coniferen unter dem Einfluß von Luftschadstoffen. Photosyntheseleistung und Assimilatverteilung in jungen Fichten (*Picea abies*) unter kontrollierter Ozon-Exposition. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden", Nr. 32.

ZIMMERMANN, R.-D. (1996): Begriffsdefinition zur Bioindikation. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 8 (3): 169–171.

7.2 Aktuelle Waldschutzsituation-Information der Hauptstelle für Forstpflanzenschutz

Abteilung Waldschutz
Dr. Paul Heydeck
Dr. Katrin Möller

Schäden in Beständen von Stiel- und Trauben-Eiche

Seit dem 17. Mai 2004 gehen in der Abteilung Waldschutz der LFE Meldungen über eine Besorgnis erregende Situation in Beständen von *Quercus robur* und *Quercus petraea* ein. Berichtet wird über ein verzögertes bzw. äußerst spärliches Austreiben der heimischen Eichen-Arten. Die aus Nordamerika stammende Rot-Eiche (*Quercus rubra*) blieb hingegen meist verschont. Vom 19. bis 27.05.04 nahmen die Mitarbeiter der Abteilung insgesamt 41 Zweigproben zur Untersuchung auf pilzliche Pathogene und tierische Schaderreger entgegen. Es handelte sich dabei um Material aus 6 brandenburgischen Ämtern für Forstwirtschaft; hinzu kam jeweils eine Probe aus Mecklenburg-Vorpommern und den Berliner Forsten. Den Höhepunkt erreichte die Einsendungstätigkeit im Zeitraum vom 24. bis 26. Mai.

Verbreitung der Schäden

Anhand der eingegangenen Meldungen und durchgeführten Flächenbesichtigungen konnte festgestellt werden, dass der geringfügige Austrieb der Eichen in fast allen Teilen Brandenburgs zu beobachten ist. Wenngleich die Intensität der Schäden in den verschiedenen Landschaftsbereichen bzw. Bestandeskomplexen mehr oder weniger differiert, sind lokal abgrenzbare Befallsherde nicht erkennbar. Kontakte mit Fachspezialisten benachbarter Bundesländer ergaben, dass die Situation im gesamten nordostdeutschen Tiefland ähnlich ist (überregionales Auftreten der Krankheitserscheinungen). Betroffen sind insbesondere Stangen- und Baumhölzer, ferner auch Jungbestände.

Symptomausprägung

Bemerkenswert ist das außergewöhnlich späte, zunächst sehr spärliche, ungleichmäßige Austreiben der Eichen. Bei genauerer Betrachtung geschädigter Triebe fällt auf, dass vor allem die Terminalknospen meist nur schwach entwickelt oder bereits abgestorben sind. Nicht selten ist die gesamte Triebspitze (z. B. auf einer Länge von 20 bis 30 cm) nicht mehr lebensfähig.
Die Symptome kommen im gesamten Kronenbereich vor. Benachbarte Bäume können aber unterschiedlich stark geschädigt sein.
Bei eingehender Durchmusterung der Bestände fällt auf, dass stellenweise auch andere Baumarten, wie Rot-Buche oder Esche, Kleinblättrigkeit und abgestorbene Triebspitzen erkennen lassen.

Diagnostische Untersuchungen

Zunächst musste geklärt werden, ob bei der vorliegenden Schädigung biotische Schadursachen beteiligt sind. Die daraufhin durchgeführte Analyse des eingesandten Zweigmaterials auf Schaderreger erfolgte auf der Basis spezieller (laborativer) Arbeitstechniken. Aus den Ergebnissen der phytopathologischen Untersuchung geht hervor, dass pilzliche Pathogene an den geschädigten Knospen und Trieben nur gelegentlich (nicht stetig) gefunden wurden. Relevantester Vertreter dieser Gruppe war der Kleinpilz *Fusicoccum quercus* OUDEM. (Erreger des Eichenrindenbrandes). Darüber hinaus wurden zahlreiche Spezies mit nahezu oder aus-

schließlich saprophytischer Lebensweise festgestellt. Aus dem Befund wird deutlich, dass pilzlichen Schaderregern bei der vorliegenden Schädigung keine nennenswerte Bedeutung zukommt. Es handelt sich hier also nicht um eine Infektionskrankheit.

Wie bereits berichtet, spielte auch die typische Frühjahrsfraßgesellschaft (Frostspanner, Eichenwickler) in einem Teil der Bestände (Intensität und Flächenumfang der Schäden örtlich differenziert) eine Rolle.

Die Untersuchungsergebnisse an eigenen Aufsammlungen und eingeschicktem Material widerspiegeln die für Eichen bekannte hohe Zahl weiterer phytophager Insekten. Neben den genannten Arten spielten Frühlingseulen (*Orthosia* spec.) eine auffällige Rolle im Schadgeschehen. Die recht großen, auffälligen Raupen neigen zu sehr verschwenderischem Blattfraß und zu Kannibalismus (entomophag). Nachgewiesen wurden außerdem Laubholzwickler (*Archips xylosteana*), Schwammspinner (*Lymantria dispar*), Grünrüssler (*Phyllobius* spec.), Schwan (*Porthesia similis*)), Goldafter (*Euproctis chrysorrhoea*), Laubholzblattwespen (*Periclista* spec.), Eichenkarmin (*Catocala sponsa*) und Sackträgermotten. Die häufig in den Beständen anzutreffenden gelb-braun gefärbten Kleinschmetterlinge sind Langhornmotten (*Nemophora* spec.), die in krautigen Pflanzen minieren und somit für die Eichen nicht von Bedeutung sind.

Eingrenzung der Schadursache

Die überregionale Verbreitung der Schäden und die dargestellte Symptomausprägung deuten auf eine abiotische Beeinträchtigung der Eichen hin. Angesichts der extremen Witterungsverhältnisse im „Rekordsommer“ 2003 sowie im Februar 2004 ist die Annahme einer meteorogenen Schädigung naheliegend. Nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes war der Sommer 2003 mit Ausnahme einiger Stationen in Nord- und Nordwestdeutschland der heißeste seit Beginn der Messreihen im Jahre 1901. Gleichzeitig traten erhebliche Niederschlagsdefizite auf. „Wassermangel beeinflusst negativ alle Lebensprozesse der Pflanzen.“ (LÖSCH, 2001).

Auch LYR u. HOFFMANN in LYR et al. (1992) schätzen ein: „Selbst wenn keine sichtbaren Schäden auftreten, leidet die Substanzproduktion bei Wassermangel mehr oder weniger stark, da eine Unterbilanz an Wasser ein Schließen der Spaltöffnungen verursacht, wodurch der photosynthetische Stoffgewinn vermindert wird.“ „Wassermangel bewirkt allgemein eine Reduktion der Nadellänge bzw. Blattfläche sowie eine Senkung der Assimilation und Erhöhung der Atmung … .“
Es ist bekannt, dass Wasserhaushaltsstörungen bei Eichen eine büschelförmige Restbelaubung am Ende kahler Leitäste hervorrufen können (Folge sogenannter „Absprünge“), vgl. ROLOFF, 2001.
Bemerkenswert waren im Jahr 2003 außerdem noch die überdurchschnittlich hohe Sonnenscheindauer und der gravierende, plötzliche Temperatursturz im Oktober.

Für das Jahr 2004 unbedingt zu erwähnen sind die überdurchschnittlich hohen Temperaturen in der ersten Februardekade. Dabei wurden verbreitet Werte bis nahezu 15 °C erreicht. Mit hoher Wahrscheinlichkeit hat die damit verbundene Störung der Winterruhe der Eichen zu einer erneuten Belastung des Stoffwechsels geführt (weitere Veratmung von Reservestoffen). Nach dieser milden Phase trat dann nochmals Frost auf. TESCHE in LYR et al. (1992) führt aus: „Hohe Aktivität, also große Funktionsbereitschaft, ist allgemein mit starker Labilität verbunden. Je mehr sich dagegen die Zelle im latenten Zustand befindet, um so größer ist ihre

Widerstandsfähigkeit gegenüber äußeren Reizen und Belastungen. Das trifft besonders für die Winterruhe der Gehölze zu."

Eichen gehören zu den ringporigen Baumarten. SCHÜTT et al. (2002) führen aus: „Die Wasserleitung findet bei ringporigen Laubhölzern im allgemeinen in den äußersten ein oder zwei, bei Gymnospermen und zerstreutporigen Laubhölzern in den jüngsten fünf bis zwanzig Jahrringen statt."

Für Eichen ist ein „gebundenes" (prädeterminiertes) Wachstum typisch. Diesem sogenannten „*Quercus*-Typ" gehören auch die Baumgattungen *Fagus*, *Acer*, *Aesculus*, *Fraxinus*, *Pinus* und *Tilia* an. Die Triebe wachsen hier nicht das ganze Jahr über, sondern das in den Knospen bereits im Vorjahr gebildete Gewebe streckt bzw. entfaltet sich nur noch (kurzzeitiger Wachstumsschub). Somit wird auch verständlich, weshalb die Folgen der extremen Witterungsbedingungen in den Eichenbeständen erst jetzt zu erkennen sind. Allerdings neigen die Eichen zur Ausbildung eines Johannistriebs (Wiederholung des stoßweisen Längenwachstums unter günstigen Bedingungen im Sommer), vgl. ROLOFF (2001).
Bei anderen Baumarten (z. B. *Populus*, *Salix*, *Alnus*, *Betula*, *Robinia*) findet man „freies" Wachstum („*Populus*-Typ"). Dort entwickeln sich die Triebe in der Vegetationsperiode kontinuierlich weiter.

Prognose des Schadgeschehens

Nach dem 20. Juni 2004 durchgeführte Kontrollen in älteren Eichenbeständen ergaben insgesamt eine deutliche Verbesserung der Situation. Die Mehrzahl der Eichen hatten ausgetrieben. Dennoch wird es stellenweise zum Absterben schwer geschädigter Bäume kommen. Abgängig sind sicher vor allem solche Individuen, die bereits 2003 deutliche Symptome des schon etwa zwei Jahrzehnte andauernden „Eichensterbens", von dem sich die Bäume bislang nicht hinreichend erholen konnten, erkennen ließen. Es bleibt zu hoffen, dass sich derartige Witterungsextreme, wie im Sommer 2003, nicht so bald wiederholen werden. Das relativ kühle, niederschlagsreiche Wetter der vergangenen Wochen und die zu erwartende Johannistriebbildung dürften zu einer allmählichen Stabilisierung des Gesundheitszustandes der Eichen führen.

Unabhängig davon zeigen die permanent auftretenden Probleme in den Eichenbeständen einmal mehr, wie wichtig es ist, beim Waldumbau in Brandenburg auf eine möglichst breite Palette geeigneter Baumarten zu orientieren.

Die oben dargestellten Fakten sollen lediglich den abiotischen Hintergrund der vorliegenden Schädigung skizzieren. Zur detaillierten Aufklärung der äußerst komplizierten Wirkungskette sind weiterführende gehölzphysiologische Untersuchungen notwendig.

Zitierte Literatur

LÖSCH, R.: Wasserhaushalt der Pflanzen.- Wiebelsheim: Quelle und Meyer, 2001.
LYR, H. (Hrsg.); FIEDLER, H.-J. (Hrsg.); TRANQUILLINI, W. (Hrsg.): Physiologie und Ökologie der Gehölze.- Jena, Stuttgart: Fischer, 1992.
ROLOFF, A.: Baumkronen. Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens.- Stuttgart: Ulmer, 2001.
SCHÜTT, P. (Hrsg.); SCHUCK, H. J. (Hrsg.); STIMM, B. (Hrsg.): Lexikon der Baum- und Straucharten.- Hamburg: Nikol, 2002.

7.3 Sommer 2003 - Fraßgesellschaft in Brandenburgs Wäldern wird immer bunter

Landesforstanstalt Eberswalde
Abteilung Waldschutz

Dr. Katrin Möller

Bei den PSM-Applikationen 2003 gegen die Nonnenraupen bestätigte sich, dass in einigen Gebieten auch der **Kiefernspinner** in hohen Populationsdichten vorhanden ist. In den aus verschiedenen Gründen unbehandelten Waldbeständen (u.a. Schorfheide) widerspiegelt sich der prognostizierte starke Fraß der **Nonnenraupen**. Es ist davon auszugehen, dass die Raupen 2003 wiederum sehr günstige Entwicklungsbedingungen hatten. Die Niederschlagsdefizite des gesamten ersten Halbjahres wirkten sich hingegen ungünstig auf das Regenerationspotential der vom Raupenfraß betroffenen Bäume aus.

Während im Sommer 2003 wieder mit umfangreichen Überwachungsmaßnahmen für die Prognosestellung zum Nonnenauftreten 2004 begonnen wurde, kamen aus allen Ämtern für Forstwirtschaft Brandenburgs Meldungen bzw. Diagnoseanfragen zu einer Reihe anderer phytophager Schmetterlinge.

Raupen des **Schwammspinners** führten in den Ämtern Müllrose und Lübben zu großflächigem Kahlfraß bzw. merklichen Fraß vorwiegend an Eichen. Das AfF Kyritz meldete Fraß durch Raupen des **Eichenspinners** an Voranbauten. Auch Heidelbeerpflanzen wurden arg in Mitleidenschaft gezogen.

Problematisch ist der Umgang mit den im Bereich Belzig beobachteten Raupen des **Eichenprozessionsspinners**. Deren wirtschaftliche Bedeutung ist bei einmaligem Befall eher unerheblich, aber die Haare der Raupen können allergische Reaktionen hervorrufen, sc

hmerzhafte Entzündungen an der Haut sowie der Schleimhaut der Atmungswege. Die betroffenen Wald- und Parkbereiche wurden deshalb 2003 für den Besucherverkehr gesperrt. 2004 wurden dann auf Grund der gestiegenen Populationsdichte Insektizide eingesetzt.

Aus dem AfF Eberswalde wurde das Auftreten von **Ringelspinner** und **Schlehenspinner** gemeldet. Damit erweitert sich die Palette der Arten, die von der warmen und trockenen Witterung des Frühjahrs 2003 profitiert haben.

8. Resümee zum Gesamtbericht

Als Hauptergebnis lässt sich festhalten, dass die Daten des forstlichen Umweltmonitorings eine hervorragende Basis für weitergehende Fragestellungen darstellen. Durch die europaweit harmonisierte und qualitätsgeprüfte Datenerhebung liegt eine verlässliche Grundlage für integrierende Datenauswertung vor.

Es muss aber auch festgestellt werden, dass die gegenwärtig bei der BFH gehaltenen Level II-Daten Auswertungen wie sie in der dieser Zusammenfassung zugrunde liegenden Ausarbeitung vorgenommen wurden, nicht zulassen. Dafür müssen bei den Versuchsanstalten der mitwirkenden Länder bzw. bei der BFH gehaltene und weitere zusätzliche Angaben herangezogen werden. Darüber hinaus macht ein Vergleich der Erhebungsintensitäten für die verschiedenen Parameter im offiziellen Level II-Programm deutlich, dass die im wesentlichen abiotischen Ursachenparameter in größerer Breite und Tiefe erfasst und analysiert werden, als die die biologischen Systemreaktionen darstellenden Wirkungsparameter (insbesondere Wachstum), deren Aufklärung oberstes Anliegen des Programms sein sollte.