Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg
Alfred-Möller-Straße 1, 16255 Eberswalde

Tel: 03334 / 65-300
Fax: 03334 / 653962-354

Institut für Forstökologie und Walderfassung

Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten

von

W. Riek und B. Wolff

Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung
99/2

Abschlußbericht zum Projekt
„Integrierende Auswertung bundesweiter Waldschadens-, Bodenzustands-, Klima- und Immissionsdaten mittels multivariat-statistischer Modellbildung zur Interpretation neuartiger Waldschäden und Ableitung von Maßnahmeempfehlungen“ (Projektphase I)

Förderkennzeichen: 97.60.DL.0230

Eberswalde, April 1999

Inhaltsverzeichnis

Seite

1 Einführung 6

1.1 Problemstellung 6
1.2 Gesamtkonzeption und Zeitplan 6
1.3 Übersicht zum bisherigen Vorgehen 7

2 Statistische Methoden 8

2.1 Multivariate Verfahren 8
2.2 Geostatistik 11
2.3 Probitanalyse 12

3 Ergebnisse 12

3.1 Pilotstudie „Mg-Mangel bei Fichte“ 12

3.1.1 Problemstellung 13
3.1.2 Auswertungsansatz 9
3.1.3 Beziehung Standort - Mg-Ernährung 9
3.1.4 Beziehung Bodenzustand - Mg-Ernährung 12
3.1.5 Klassifikation 13
3.1.6 Kronenzustand in Abhängigkeit vom Mg-Versorgungstyp 13
3.1.7 Räumliche Verteilung der Mg-Versorgungstypen 24
3.1.8 Faktoren der Gruppenzuordnung 25
3.1.9 Fazit 33

3.2 Auswertung von Kronenzustandsdaten 33

3.2.1 Datengrundlage und Vorgehen 33
3.2.2 Schadpotential-Index - Definition und Herleitung 35
3.2.3 Geostatistische Auswertung / Verteilungsmuster des Schadpotentials 37
3.2.4 Raum-zeitliche Aspekte der Schadensausprägung 41
3.2.5 Ableitung von Schadens(verlaufs)Typen 45
3.2.6 Zusammenfassung 51

3.3 Auswertung von Ernährungsdaten 52

3.3.1 Beziehungsgefüge der Nadel-/ Blattspiegelwerte 52
3.3.2 Geostatistische Auswertung / Großräumige Muster der Baumernährung 59
3.3.3 Ableitung von Ernährungstypen 65

3.3.4 Beziehungen zwischen Baumernährung und Kronenzustand 74
3.3.4.1 Ergebnisse der schrittweisen Regressionsanalysen 74
3.3.4.2 Unterschiede des Kronenzustands zwischen den Baumernährungstypen 83
3.3.5 Zusammenfassung 86

3.4 Auswertung von Bodenzustandsdaten 87

3.4.1 Aspekte der Datenaufbereitung 87
3.4.2 Beziehungsgefüge bodenchemischer Kennwerte 89
3.4.3 Ableitung von Bodenzustandstypen 93
3.4.4 Beziehungen zwischen Bodenzustand und Baumernährung 100
3.4.4.1 Bodenchemische Charakterisierung der Ernährungstypen 100
3.4.4.2 Beziehungen zwischen Bodenzustands- und Ernährungs faktoren 110
3.4.5 Beziehungen zwischen Bodenzustand und Kronenzustand 110
3.4.5.1 Ergebnisse der schrittweisen Regressionsanalysen 107
3.4.5.2 Unterschiede des Kronenzustands zwischen den Bodenzustandstypen 120
3.4.3 Zusammenfassung 123

3.5 Verknüpfung von Level I und Level II 125

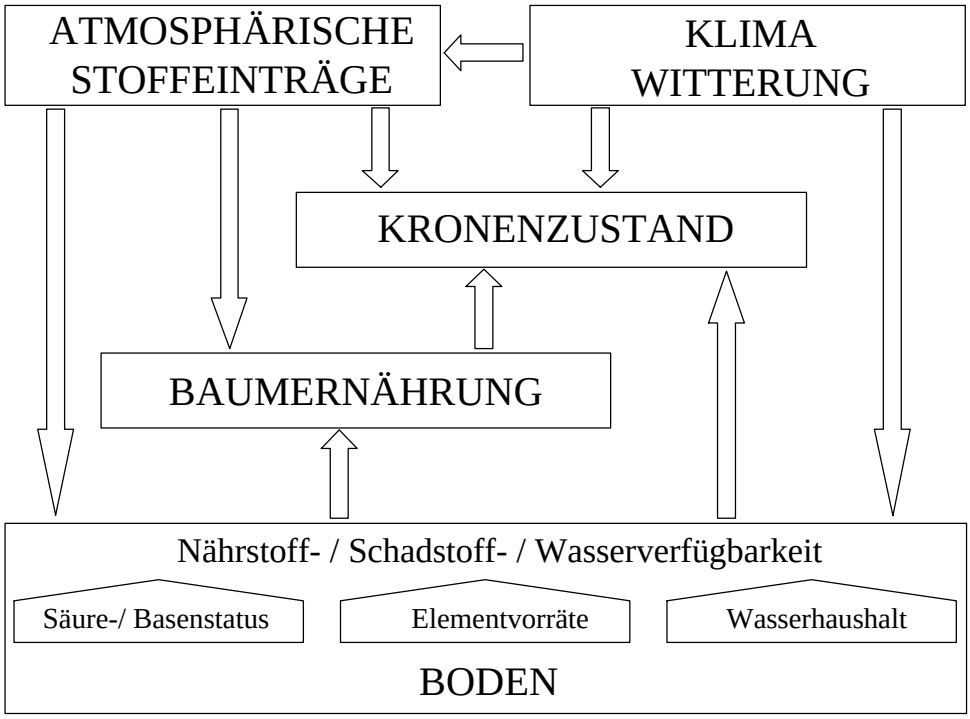
3.5.1 Problemstellung und Untersuchungsansatz 125
3.5.2 Erste Ergebnisse: Einordnung der Level II-Flächen auf der Grundlage von Ernährungsdaten 125
3.5.2.1 Diskriminanzanalyse und Gruppenzuordnung 125
3.5.2.2 Interpretation 130
3.5.3 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen 136

4 Ausblick 137

4.1 Weiteres Vorgehen (Zweite Projektphase) 137
4.2 Anforderungen an das zukünftige Umweltmonitoring 138

5 Literatur 140

Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten



Schema von Wirkungszusammenhängen in Wäldern

1 EINFÜHRUNG

1.1 PROBLEMSTELLUNG

Grundlage und Ausgangspunkt für das Projekt „Integrierende Auswertung“ bildet die Datenbasis der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Im Rahmen dieser Inventur wurden von den forstlichen Forschungseinrichtungen der Bundesländer umfangreiche Analysen zum Boden-, Ernährungs- und Kronenzustand an insgesamt 1800 Erhebungspunkten einer über die gesamte Waldfläche Deutschlands verteilten repräsentativen Rasterstichprobe durchgeführt. Eine erste bundesweite Auswertung dieser Daten findet sich im *Deutschen Waldbodenbericht 1996* (Wolff und Riek 1997). In diesem Inventurbericht erfolgt die vollständige, aber weitgehend isolierte Darstellung und Bewertung aller bundesweit erhobenen bodenkundlichen und forstökologischen Parameter primär unter häufigkeitsstatistischen Aspekten. Darauf aufbauend strebt das Projekt „Integrierende Auswertung“ eine umfassende Beurteilung des Waldzustandes durch die Verknüpfung und simultane Analyse unterschiedlicher Indikatoren der standörtlichen Belastungssituation an.

Diesem Ansatz liegt zum einen der Gedanke zugrunde, daß sich das Auftreten und Ausmaß der „neuartigen Waldschäden“ nicht monokausal auf bestimmte Schadfaktoren zurückführen läßt; zum anderen, daß der Kronenzustand - wie er durch die visuellen Schadansprachen der WSE ermittelt wird - nur begrenzt Störungen ökosystemarer Prozesse wiedergeben kann. Vielmehr sind neben den unspezifischen Merkmalen der Kronenverlichtung und Nadel-/ Blattvergilbung zusätzlich Standorts-, Boden- und Baumernährungsdaten für eine ganzheitliche Charakterisierung der Waldökosysteme und differenzierte Einschätzung der Beeinträchtigungen durch natürliche und anthropogene Stressfaktoren heranzuziehen (vgl. BML 1997).

Methodische Voraussetzung dieser Auswertung ist die multivariate Analyse aller verfügbaren Daten zum Boden-, Ernährungs- und Kronenzustand mit dem Ziel, Wechselwirkungen und Beziehungsstrukturen zu beschreiben sowie Standortstypen ähnlicher Eigenschaften auszuweisen. Im Vordergrund stehen dabei weniger solche Eigenschaften, die sich aus standortskundlichen Ansprachekriterien, wie Substratgruppe, Bodentyp, klimabedingte Höhenstufe, etc. ableiten lassen, da diese nur träge oder gar nicht auf die sich verändernden Umweltbedingungen reagieren, sondern vorwiegend Meßwerte, die den augenblicklichen ökochemischen Zustand der Waldstandorte widerspiegeln. Hierunter fallen die vorliegenden laboranalytischen Boden- und Ernährungsdaten der BZE-Erhebungspunkte.

1.2 GESAMTKONZEPTION UND ZEITPLAN

Das derzeit laufende Projekt „Integrierende Auswertung“ stellt die erste von insgesamt drei geplanten Projektphasen eines umfassenderen Vorhabens dar, welches für eine Laufzeit von fünf Jahren konzipiert wurde (vgl. Anhang 1). In der ersten Phase des Gesamtvorhabens sollen Bodenzustands-, Ernährungs- und Schadens(verlaufs)typen aus vorliegenden Analyse- und Erhebungsdaten abgeleitet und deren räumliche Verteilung geostatistisch ausgewertet werden. Hierzu ist die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen den Daten der forstlichen Inventuren

des Level 1-Programms (BZE, WSE) notwendig. Anhand der ermittelten Standortstypen sollen auch Aussagen zur Repräsentanz der Untersuchungsflächendes Level 2-Programms (derzeit 89 Flächen in Deutschland) getroffen werden. Ein weiteres wichtiges Ziel dieser ersten Projektphase ist die Beschaffung zusätzlicher standortsbezogener Daten zum Bodenwasserhaushalt sowie zur Klima-, Immissions- und Depositionssituation für alle BZE-Punkte. Die Einbeziehung dieser Daten zur Beschreibung der standörtlichen Schadensdisposition als Funktion von natürlichen und anthropogenen Stressfaktoren mit Hilfe statistischer Modelle ist Gegenstand der geplanten zweiten Phase des Gesamtvorhabens. Diese ist für ebenfalls zwei Jahre konzipiert. Im Mittelpunkt der dritten Projektphase sollen Modellstudien zur Ableitung von Maßnahmeempfehlungen für die gefundenen Standortstypen stehen.

1.3 ÜBERSICHT ZUM BISHERIGEN VORGEHEN

Die Genehmigung des Projektes „Integrierende Auswertung“ bzw. der für den Zeitraum 03/1997 - 02/1999 geplanten ersten Phase des Gesamtvorhabens durch die Europäische Kommission erfolgte erst im Juli 1997. Mit der Bearbeitung der Projektaufgaben wurde indes programmgemäß im März 1997 begonnen, obgleich die Projektförderung durch die EU-Kommission zu diesem Zeitpunkt noch ungewiß war. Aus dieser Unsicherheit heraus wurde zunächst abweichend von der ursprünglichen Ablaufplanung ein Teilaspekt der integrierenden Auswertung bearbeitet, für den im Falle einer Nichtbewilligung des Projektes auch nach verkürzter Bearbeitungszeit abschließende Ergebnisse zu erwarten waren. Gegenstand dieser „Vorstudie“ war die Analyse der Beziehung zwischen Bodenkennwerten, Magnesiumernährung und Kronenzustand von Fichten. Anhand dieser eingegrenzten Fragestellung sollten zum einen die grundsätzlichen Möglichkeiten bzw. Grenzen des vorliegenden Datenpools der BZE und WSE hinsichtlich tiefergehender integrierender Auswertungen exemplarisch festgestellt werden; zum anderen diente die Studie zur Überprüfung der Mg-Mangeltheorie bei Fichten - einer der wesentlichen Thesen der Waldschadensursachenforschung - auf der Basis von Inventurdaten.

Nach Abschluß der „Vorstudie“ im September 1997 konnte mit der Arbeit gemäß der ursprünglichen Ablaufplanung begonnen werden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt liegen erste Ergebnisse zu folgenden Untersuchungskomplexen vor:

- Ableitung des standörtlichen „Schadpotentials“ aus Kronenzustandsdaten, Baumalter und Baumart (Kap.3.2.2)
- Geostatistische Auswertung und räumliche Darstellung von Waldschadensdaten (Kap.3.2.3; Kap.3.2.4) sowie Ableitung von Schadens(verlaufs)typen (Kap.3.2.5)
- Beziehungen zwischen den Elementgehalten in Nadeln (Kap.3.3.1) und Ableitung von Baumernährungstypen (Kap.3.3.3)
- Geostatistische Auswertung und räumliche Darstellung von Ernährungsdaten (Kap.3.3.2)
- Beziehung zwischen Baumernährung und Kronenzustand (Kap.3.3.4)

Während der bisherigen Projektlaufzeit wurden Kontakte zu Kooperationspartnern vertieft, Aufgabenbereiche abgegrenzt und ein realistisches Konzept zur Aufstockung der BZE-Datenbank mit Klima-, Immissions- und Depositionsdaten erarbeitet.

2 STATISTISCHE METHODEN

2.1 MULTIVARIATE VERFAHREN

Zum Einsatz kamen bisher Faktoren-, Cluster- und nichtlineare Regressionsanalyse. Die Diskriminanzanalyse soll später zur Ermittlung von Trennfunktionen zwischen Standortstypen eingesetzt werden. Alle Verfahren werden im folgenden kurz skizziert.

Faktorenanalyse

Die Erfassung von Interdependenzen bei den einzelnen Merkmalskomplexen kann mit Hilfe der Faktorenanalyse nach dem Hauptkomponentenverfahren erfolgen. Ausgegangen wird hierbei von einer standardisierten Datenmatrix aus n Objekten (BZE-Punkten) mit p Merkmalen (z.B. Nadelelementgehalten, Bodenzustandskenngrößen, usw.). Die einzelnen Merkmale sind mehr oder weniger hoch korreliert. Das Hauptkomponentenverfahren extrahiert zunächst p stochastisch unabhängige (d.h. nicht korrelierte) Faktoren $F_1,...,F_p$, anhand derer sich die gesamte Varianz der Merkmale erklären läßt. Das Verfahren wird graphisch durch Abb.1 verdeutlicht. Durch Verschieben des Nullpunktes und Rotation der Koordinatenachsen wird ein Faktor F_1 ermittelt, der einen maximalen Anteil an der Gesamtvarianz erklärt, anschließend ein Faktor F_2, der die Restvarianz maximal erklärt, usw.. Die Faktoren $F_1,...,F_p$ stehen orthogonal zueinander, sind somit stochastisch unabhängig. Ihr Schnittpunkt entspricht dem Schwerpunkt der dargestellten 3-dimensionalen Punktewolke in Abb.1. Um dem Ziel der Datenkomprimierung gerecht zu werden, muß sich die Faktorenextraktion auf k Faktoren mit $k < p$ beschränken. Es werden deshalb nur die Faktoren als Hauptkomponenten ausgewählt, für die der Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz > 1 ist (Kaiser-Kriterium; vgl. Überla 1971). Diese Festlegung beruht auf der Tatsache, daß die Gesamtvarianz aufgrund der Standardisierung der Rohdatenmatrix (Mittelwert = 0; Standardabweichung = 1) exakt p beträgt (Anzahl der Merkmale) und jede einzelne Merkmalsvariable bereits mit einem Anteil von 1 zu deren Erklärung beiträgt. Die nach dem Kaiser-Kriterium ausgewählten Faktoren besitzen mithin einen jeweils höheren Erklärungswert an der Gesamtvarianz als jede einzelne Originalvariable.

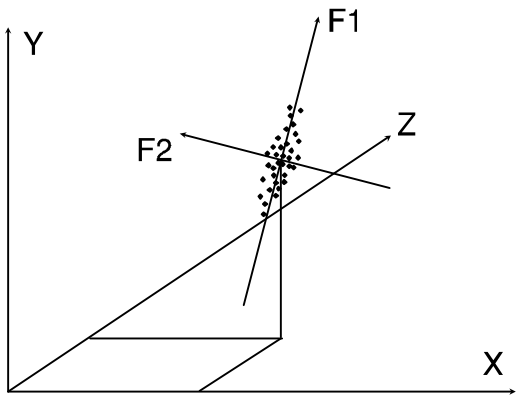


Abb.1: Geometrische Deutung der Extraktion zweier Faktoren F_1 und F_2 aus den Merkmalsparametern X, Y und Z im 3-dimensionaler Merkmalsraum

Die Rohdatenmatrix X kann also dargestellt werden als Linearkombination der Faktormatrix F und einer Ladungsmatrix L: $X = L * F + E$,
wobei der Rest E möglichst gering ausfallen sollte. Aus der Faktorladungsmatrix ist die Relation der gefundenen Faktoren zu den einzelnen Merkmalsvariablen zu ersehen. Die Faktorladungen liegen zwischen 0 und +/-1, wobei Werte nahe +/-1 auf eine enge Korrelation zum entsprechenden Merkmal hinweisen. Die Ladungsmatrix ermöglicht die Interpretation der einzelnen Faktoren. Die ermittelten Faktorwerte stellen aussagekräftige Summenparameter beispielsweise zur komprimierten Beschreibung forstökologischer Zustandsgrößen dar.

Clusteranalyse

Die Clusteranalyse ist ein multivariates Verfahren, das eine Menge von Objekten, die durch spezifische Merkmale beschrieben sind, in Gruppen (Cluster) zerlegt. Das Ziel besteht darin, Cluster (z.B. Standortstypen) zu bilden, die in sich möglichst homogen und untereinander weitestgehend heterogen (separiert) sind. Die Clusteranalyse läßt sich in zwei Schritte unterteilen:

1. Ermittlung der Distanzmatrix

In der vorliegenden Arbeit wurde die quadrierte euklidische Distanz benutzt. Sie läßt sich berechnen aus

$$D_{kl} = \sum_{j=1}^{J} (X_{kj} - X_{lj})^2 \quad ,$$

mit D_{kl} = Distanz der Objekte (BZE-Punkte) k und l

X_{lj} = Ausprägung des Parameters j bei Objekt l (j=1,...,J)

X_{kj} = Ausprägung des Parameters j bei Objekt k (j=1,...,J).

2. Gruppenfusionierung

Die Distanzmatrix bildet die Grundlage für die Zusammenfassung der Objekte zu Gruppen. Hierbei kann das Fusionierungsverfahren nach Ward (1963) eingesetzt werden, bei welchem mit jedem Fusionierungsschritt diejenigen Objekte bzw. Gruppen zusammengefaßt werden, welche die Streuung der Parameter innerhalb der Gruppen am wenigsten erhöhen. Bei sehr hohem Stichprobenumfang muß aus Gründen der Rechenkapazität, das quick-cluster-Verfahren eingesetzt werden, bei dem die Anzahl der Cluster vom Anwender vorzugeben ist. Hierbei ist es empfehlenswert mehrere Rechengänge für unterschiedliche Clusteranzahlen durchzuführen, um zu einer adäquaten Lösung zu gelangen. Die Clusterzentren werden in einem iterativen Rechenprozess optimiert, wobei jedes Objekt demjenigen Cluster zugewiesen wird, zu dessen Zentrum die euklidische Distanz am geringsten ist.

Diskriminanzanalyse

Die Diskriminanzanalyse kommt zum Einsatz, wenn die Gruppenzugehörigkeit von Objekten (z.B. Standorten) vorgegeben ist und diese Gruppen auf Unterschiede ihrer Merkmalssvariablen (z.B. bodenkundliche Kennwerte) hin untersucht werden sollen. In einem ersten Schritt wird hierzu eine Linearkombination dieser Merkmalsvariablen ermittelt, durch die eine optimale Trennung zwischen den

Gruppen erfolgt. Eine solche Diskriminanzfunktion wird durch die Darstellung in Abb.2 für den einfachsten Fall (zwei Gruppen, zwei Merkmalsvariablen) geometrisch veranschaulicht. Für den mehrdimensionalen Fall (Anzahl der Merkmalsvariablen > 2) lassen sich analog Trennebenen und "Hyperebenen" ermitteln, die entsprechend zwischen zwei oder mehreren Gruppen im multidimensionalen Diskriminanzraum zu trennen vermögen. Die Trennkraft einzelner Merkmalsvariablen ergibt sich analog zur multiplen Regressionsanalyse (s.u.) aus dem Betrag ihrer standardisierten Koeffizienten innerhalb der Diskriminanzfunktion.

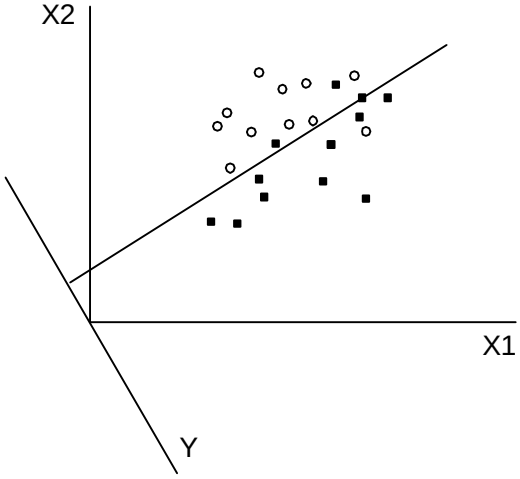


Abb.2: Geometrische Darstellung einer Trennfunktion $Y = f(X_1,X_2)$

Eine gute Diskriminanzfunktion zeichnet sich dadurch aus, daß sich die Mittelwerte der Funktion in den Gruppen deutlich unterscheiden. Als Gütekriterium für die Unterschiedlichkeit der Gruppen und damit für die Trennkraft der ermittelten Diskriminanzfunktion kann der statistische Wert Wilks' Lambda dienen, der sich als Quotient der Streuung innerhalb der Gruppen und der Gesamtstreuung errechnet. Dieses Maß variiert zwischen 0 und 1, wobei kleinere Werte eine höhere Trennkraft anzeigen. Die Bedeutung von Wilks' Lambda besteht darin, daß es sich in eine Variable transformieren läßt, die eine annähernde Chi^2-Verteilung besitzt, wodurch die Durchführung einer statistischen Signifikanzprüfung ermöglicht wird.

Unter Zugrundelegung der ermittelten Diskriminanzfunktion lassen sich dann auch Objekte mit unbekannter Gruppenzugehörigkeit aufgrund ihrer Merkmalsausprägungen in die bestehenden Gruppen einordnen. Die Zuordnung beruht auf dem Wahrscheinlichkeitstheorem von Bayes, das bei Backhaus et al. (1987) erläutert wird.

Nichtlineare Regressionsanalyse

Die Abhängigkeiten zwischen Ziel- und Einflußgrößen wurden mittels multipler Regressionsanalysen und mit Hilfe eines nichtlinearen iterativen Verfahrens untersucht. Für den Kurvenausgleich wurden hauptsächlich Potenzmodelle ($Y = AX^B + C$) sowie logistische Modelle der Form $Y=C/(1+B*\exp(-A*X))$verwendet. Das iterative Verfahren beruht auf dem Levenberg-Marquardt-Algorithmus, der die Optimierung von Funktionsgleichungen ermöglicht, die sich durch Transformation der Ausgangsvariablen nicht linearisieren lassen (vgl. Gill et al. 1981, Draper und Smith 1981).

Angaben zur Signifikanz

Bei allen Analysen werden Signifikanzgrenzen wie folgt bezeichnet:

* = signifikant (P < 0.05), ** = hoch signifikant (P < 0.01).

2.2 GEOSTATISTIK

Für eine flächenhafte Übertragung und Interpolation zwischen punktuell erhobenen Daten muß die Voraussetzung der räumlichen Autokorrelation erfüllt sein. Die Frage, ob für Merkmalsvariablen räumliche Autokorrelation besteht, läßt sich mit Hilfe der Variographie beantworten (vgl. Akin und Siemes 1988, Dutter 1985, Journel und Huijbregts 1978). Das (Semi-)Variogramm beruht auf dem Zusammenhang zwischen Merkmalsausprägungen, die einen bestimmten räumlichen Abstand zueinander haben. Es wird berechnet aus:

$$g(h) = \frac{1}{2N(h)} * \sum_{i=1}^{N(h)} (Z_{xi+h} - Z_{xi})^2$$

mit N(h) = Anzahl der Punktepaare mit dem Abstand h

Z_{xi} = Meßwert am Punkt xi

Z_{xi+h} = Meßwert an einem Punkt im Abstand h

Die spezifische Form eines Variogrammes läßt Rückschlüsse auf die Distanz zu, innerhalb derer räumliche Abhängigkeiten bestehen und ermöglicht eine Einschätzung, ob auf der Grundlage der vorgegebenen Rasterdichte flächenhafte Aussagen und räumliche Interpolationen möglich sind. Bei der räumlichen Interpolation mit Hilfe des Krige-Verfahrens werden die Parameterausprägungen benachbarter Meßpunkte durch eine der Variogrammfunktion entsprechende Gewichtung bei der Berechnung von Werten an nicht beprobten Punkten mitberücksichtigt.

Geostatistische Auswertungen von BZE-Daten für das Gebiet der Bundesrepublik finden sich bei Riek und Wolff (1997), Riek (1998) sowie Riek und Pofahl (1998). Bezüglich geostatistischer Auswertungsmöglichkeiten von Daten der Waldschadens-inventuren sei auf Köhl und Gertner (1992) verwiesen.

2.3 PROBIT-ANALYSE

Bei der Probit-Analyse handelt es sich um ein Verfahren zur Untersuchung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Mit diesem Verfahren läßt sich das Risiko bzw. die Wahrscheinlichkeit für eine bestimmte Schadreaktion („response“) in Abhängigkeit von einem oder mehreren Belastungsfaktoren schätzen (vgl. Mandallaz et al. 1986). In die Analyse gehen aggregierte Daten in Form von Response-Häufigkeiten und Gesamthäufigkeiten für jede Konstellation der Prädiktoren ein. Die Gesamthäufigkeit stellt dabei die Größe der Grundgesamtheit dar (z.B. Stichprobenbäume pro BZE-Punkt), die Response-Häufigkeit die Größe der Gruppe aus der Grundgesamtheit, die das zu realisierende Antwortverhalten gezeigt hat (z.B. Anzahl der Bäume mit deutlichen Schäden)

Bei dem hier angewandten logit-Modell wurde die Responsefunktion

T(p)=5+ln(p/(1-p))/2

verwendet, wobei p zwischen 0 und 1 variiert (p = 0, d.h. kein Baum zeigt Schäden; p = 1, d.h. alle Bäume zeigen deutliche Schäden). Durch die logit-Transformation wird der Wertebereich nahe 0 bzw. nahe 1 stark gestreckt; die abhängige Variable läßt sich dadurch mit Hilfe eines linearen Modells erklären (vgl. Abb.3). Die Anpassung der Regressionsgeraden T(p) = A+B*X (mit X = Prädiktorvariable; A, B > 0) erfolgte mit Hilfe der Maximum-Likelihood-Methode. Der Vorteil der Probit-Analyse besteht darin, daß Konfidenzbereiche für die Schätzparameter hergeleitet werden können.

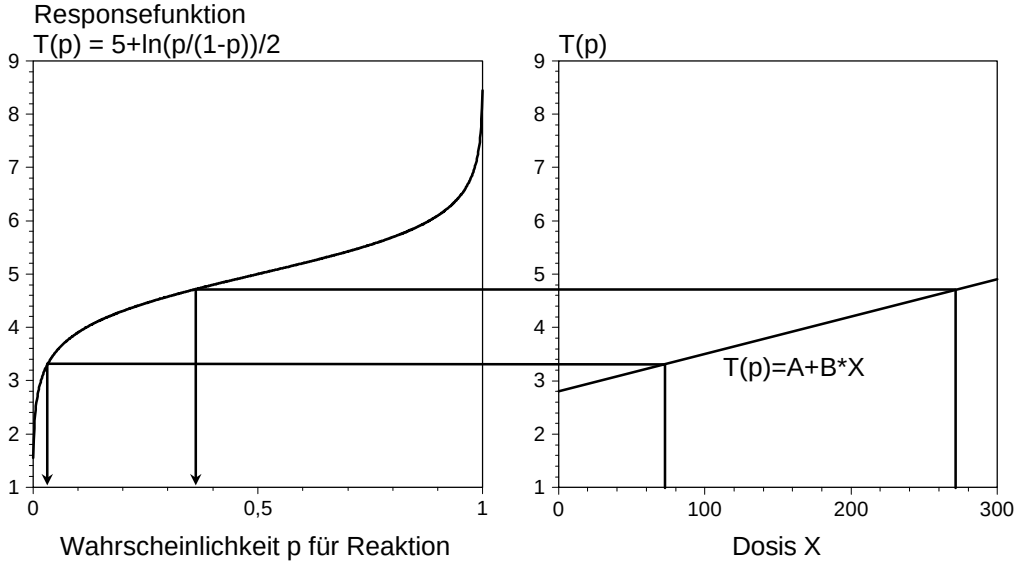


Abb.3: Beziehung zwischen Dosis X und Wahrscheinlichkeit einer Schadreaktion (Bsp.: Dosis X=73 => Effektwahrscheinlichkeit p=3%; Dosis X=282 => p=36%)

3 ERGEBNISSE

3.1 PILOTSTUDIE „MG-MANGEL BEI FICHTE“

3.1.1 PROBLEMSTELLUNG

Die natürliche und anthropogen bedingte Versauerung von Waldböden führt zur Auswaschung essentieller Pflanzennährstoffe aus den Wurzelräumen der Bäume. Durch zahlreiche Fallstudien der Waldschadensforschung ist die Bedeutung von Ernährungsstörungen für die Ausprägung der „neuartigen Waldschäden“ belegt. Nach Hüttl (1991) stellt Magnesiummangel auf sauren, basenarmen Substraten sogar die häufigste Schadensursache bei Fichten dar - ein Befund, der sich im wesentlichen auf Daten von Fallstudien stützt. Es stellt sich daher die Frage, ob sich diese These der Waldschadensforschung auf der Grundlage der flächenrepräsentativen BZE-/ WSE-Inventurdaten verifizieren läßt.

Im Rahmen dieser Pilotstudie soll deshalb geklärt werden, welche standörtlichen Rahmenbedingungen für die Magnesiumversorgung ausschlaggebend sind und ob sich für das Auftreten der durch Mg-Mangel verursachten Waldschäden Wirkungsschwellen bodenchemischer Parameter quantifizieren lassen.

3.1.2 AUSWERTUNGSANSATZ

Im BZE-Datenspeicher liegen weitgehend komplette Datensätze (Bodenkennwerte, Nadelanalysen, Kronenzustand) von ca. 550 Fichtenbeständen vor. In drei aufeinander folgenden Auswertungsschritten soll anhand dieser Daten untersucht werden,

1. wie sich die Magnesiumernährung von Fichten (Nadelspiegelwerte) auf unterschiedlichen, nach standortskundlichen Kriterien ausgewählten Straten (Substratgruppe, Bodentyp, Humusform) darstellt und welche quantitative Beziehung zwischen den laboranalytischen Bodenkennwerten und der Magnesiumernährung besteht,
2. ob sich mittels numerischer Klassifikation auf der Basis von Boden- und Ernährungsdaten Mg-Versorgungstypen ableiten lassen, die sich hinsichtlich der Kronenzustandsdaten (Nadelvergilbung, -verlust) unterscheiden,
3. welche Standorts- bzw. Bodeneigenschaften sich für die Zuordnung in die ermittelten Mg-Versorgungstypen eignen und wie sich deren räumliche Verteilung darstellt.

3.1.3 BEZIEHUNG STANDORT - MG-ERNÄHRUNG

Die Abb.4-7 zeigen jeweils den Median sowie das 10- und 90-Perzentil (Bereich innerhalb dessen sich 80 % der Punkte befinden) der nach standortskundlichen Kriterien stratifizierten Mg-Gehalte in ein- und dreijährigen Fichtennadeln.

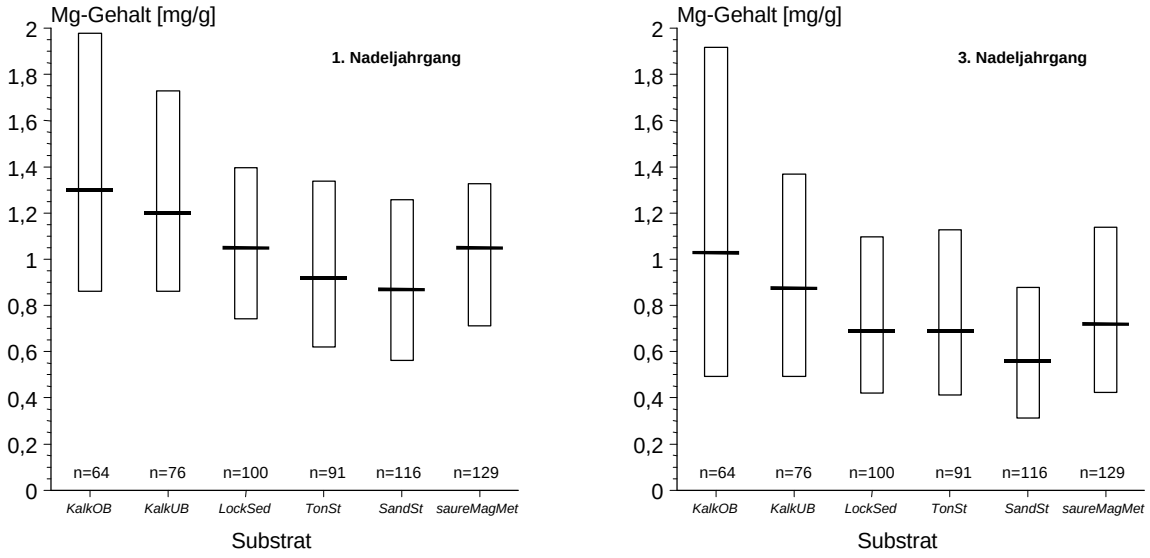


Abb.4: Stratifizierung der Mg-Gehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln nach Substratgruppen (Median, 10-90-Perzentil)

KalkOB (OB=Oberboden)	Karbonathaltiges Ausgangsgestein	*TonSt*	Verwitterungs- bzw. Decklehme über Ton- und Schluffstein; Ton, Tonsteine, Grauwacken
KalkUB (UB=Unterboden)	Karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsgestein	*SandSt*	Quarzreiches Ausgangsgestein (z.B. Buntsandstein, Quarzite, sonstige Sandsteine)
LockSed	Umgelagerte karbonatfreie Lockersedimente	*saureMagMet*	intermediäre und saure Magmatite und Metamorphite

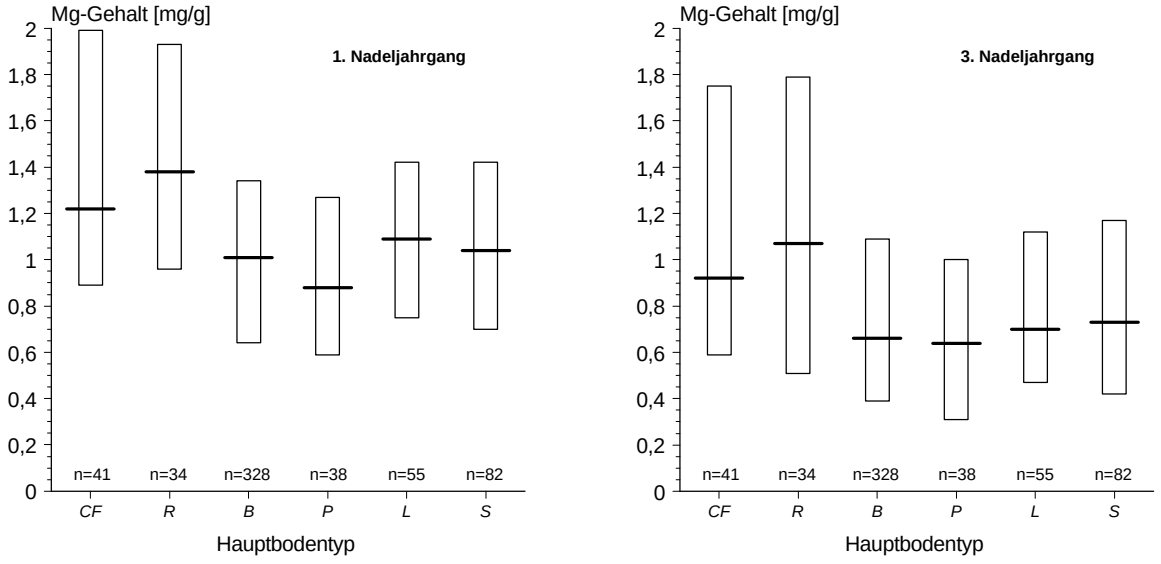


Abb.5: Stratifizierung der Mg-Gehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln nach Hauptbodentypen (Median, 10-90-Perzentil)

(CF=Terra fusca, R=Rendzina, B=Braunerde, P=Podsol, L=Parabraunerde, S=Pseudogley)

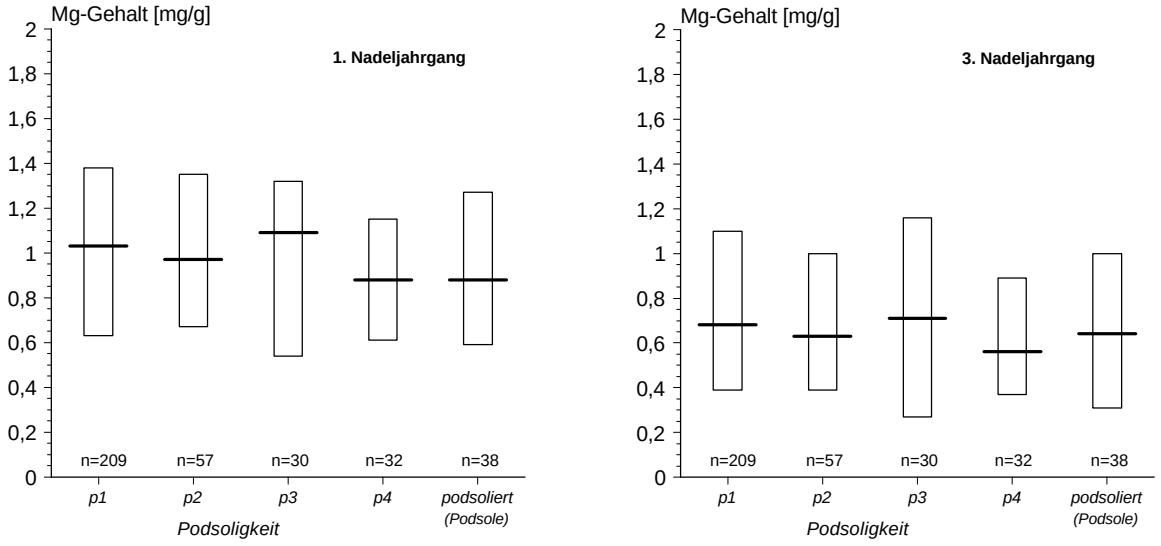


Abb.6: Stratifizierung der Mg-Gehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln nach Podsoligkeit von Braunerden (Median, 10-90-Perzentil)

(p1=nicht podsolig, p2=schwach, p3=mäßig, p4=stark podsolig)

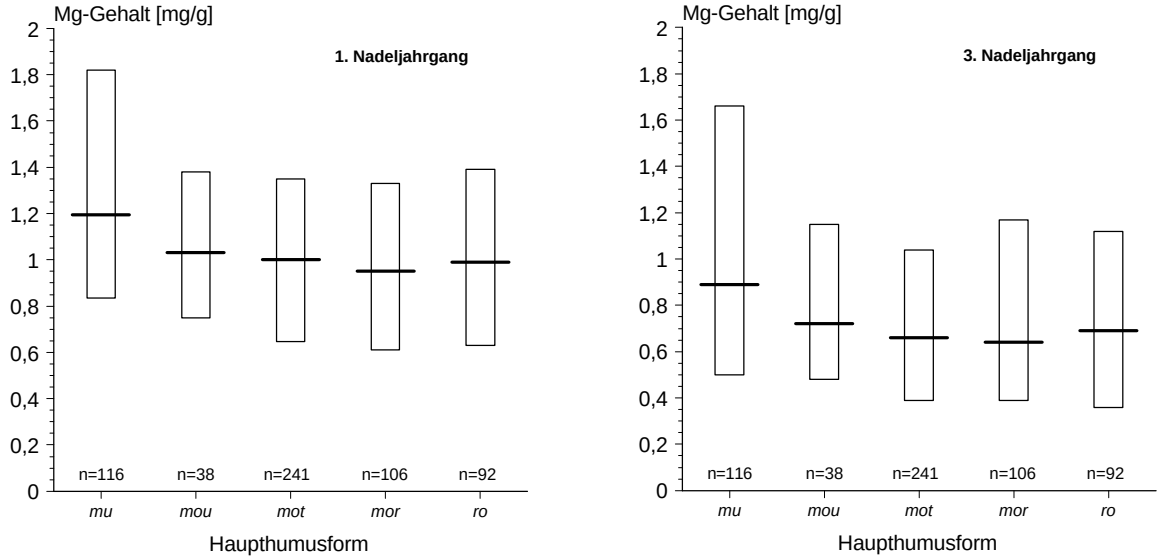


Abb.7: Stratifizierung der Mg-Gehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln nach der Humusform (Median, 10-90-Perzentil**)**

(mu=Mull, mou=mullartiger Moder, mot=typischer Moder, mor=rohhumusartiger Moder, ro=Rohhumus)

Die Darstellungen verdeutlichen im wesentlichen, daß sich die Mg-Gehalte der Fichtennadeln kaum zwischen den geo- und pedogenen Straten unterscheiden. Lediglich die Böden auf karbonathaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe: *KalkOB*, *KalkUB*; Bodentyp: Terra fusca, Rendzina) heben sich im Mittel - bei beträchtlicher Streuung innerhalb dieser Gruppen - leicht von den anderen Böden ab. Hier dürfte vor allem das diesen Gruppen zugeordnete magnesiumreiche Dolomitgestein zu durchschnittlich erhöhten Mg-Nadelgehalten führen.

Die ungünstigste Magnesiumversorgung findet sich auf quarzreichem Ausgangsgestein (Buntsandstein, sonstige Sandsteine) sowie auf dem Bodentyp Podsol. Die nach makromorphologischen Ansprachekriterien abgeleiteten Bodeneigenschaften, wie Podsoligkeit und Humusform lassen – mit Ausnahme der etwas besser versorgten Mullstandorte - praktisch keine Differenzierung der Mg-Ernährungssituation zu. Die mehr oder weniger stark podsoligen Braunerden unterscheiden sich weder untereinander, noch lassen sie einen Unterschied zu den Podsolen erkennen (Abb.6).

Diese Ergebnisse können als Indizien für die Diskrepanz zwischen dem aktuellen bodenchemischen Zustand – der für die Nährstoffversorgung ausschlaggebend ist - und den bodengenetischen Eigenschaften gesehen werden (vgl. Wolff und Riek 1997).

Um aus Standortsbedingungen auf die Mg-Versorgung schließen zu können, ist daher die Analyse der Beziehung zwischen den aktuellen, laboranalytisch erfaßten chemischen Bodeneigenschaften und der Mg-Ernährung notwendig.

3.1.4 BEZIEHUNG BODENZUSTAND – MG-ERNÄHRUNG

Von den im Rahmen der BZE erhobenen bodenchemischen Kennwerten zeigen die Mg-Vorratswerte die engste Beziehung zu den Mg-Gehalten von Fichtennadeln, wobei der Erklärungswert (Korrelationskoeffizient) am höchsten ist, wenn die Vorräte des Hauptwurzelraumes (bis 30 cm Tiefe) zugrundegelegt werden (Tab.1; Abb.8).

Tabelle 1: Korrelationskoeffizienten zwischen (logarithmierten) Mg-Vorräten im Boden und Mg-Gehalten in Fichtennadeln

Mg-Vorrat in Humusauflage*) und Mineralboden**)	*Mg-Gehalt 1.Ndjg.*	*Mg-Gehalt 3.Ndjg.*
bis 30 cm Tiefe (n=555)	0.58	0.50
bis 60 cm Tiefe (n=301)	0.29	0.26
bis 90 cm Tiefe (n=273)	0.25	0.19
*) Gesamtvorrat **) austauschbarer Vorrat		

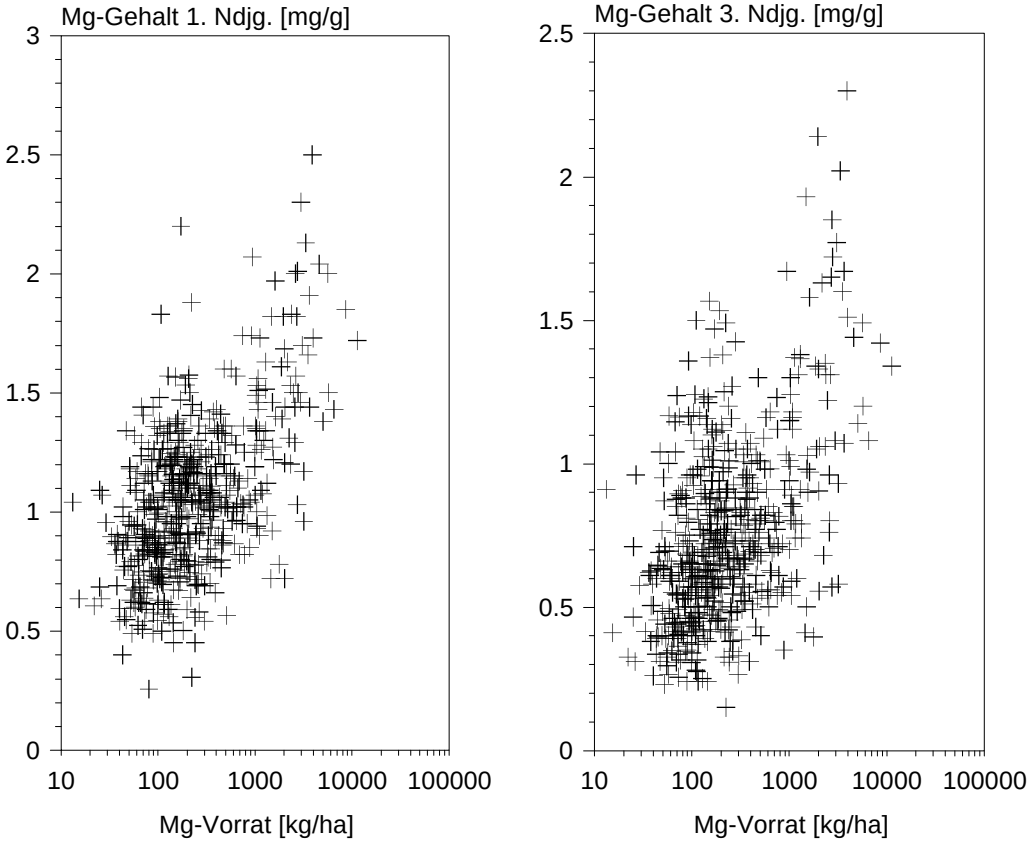


Abb.8: Streudiagramme der Beziehung zwischen Mg-Gehalten in Fichtennadeln und Mg-Vorrat im Boden (Humusauflage + Mineralboden bis 30 cm Tiefe)

Als weitere wichtige Einflußgröße auf die Magnesiumernährung erweist sich das *Verhältnis der Mg-Vorräte in der Humusauflage zu den Mg-Vorräten in Humusauflage und Mineralboden*, das als Prozentangabe nach

$$\frac{Magnesiumvorrat_{Humusauflage}}{Magnesiumvorrat_{Humusauflage+Mineralboden}} \times 100\ [\%]$$

berechnet wird. Hohe Werte dieses Verhältnisses weisen darauf hin, daß sich ein großer Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Magnesiums aktuell im Auflagehumus befindet - ein Indiz dafür, daß die Streuzersetzungs- und Mineralisationsbedingungen der betroffenen Böden beeinträchtigt sind.

Abb. 9 verdeutlicht in diesem Zusammenhang, wie sich mit zunehmend schlechteren Zersetzungs- und Mineralisationsbedingungen (ausgedrückt durch wachsende Kohlenstoffvorräte in der Auflage) der prozentuale Anteil des in der Auflage fixierten Magnesiums erhöht. Durch die eingeschränkte Mineralisation kann es in Abhängigkeit von der Witterung (Austrocknung der Humusauflage) und in Verbindung mit der Auswaschung von Magnesium aus dem Mineralboden zu Mg-Mangelsituationen für die aufstockenden Bestände kommen.

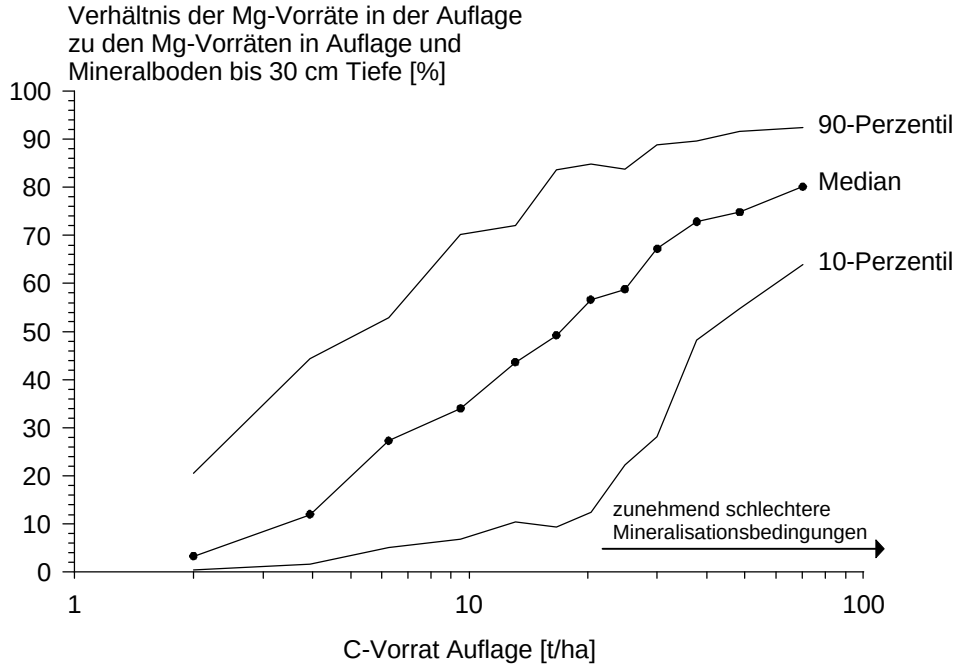


Abb.9: Verhältnis der Mg-Vorräte in der Auflage zu den Mg-Vorräten in Auflage und Mineralboden [in Prozent] in Abhängigkeit vom C-Vorrat in der Auflage

Die Bodenkennwerte

X_1 = Mg-Vorrat in Humusauflage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe [t/ha]

X_2 = Verhältnis der Mg-Vorräte in der Auflage zu den Mg-Vorräten in Auflage und Mineralboden [in Prozent]

stellen wesentliche Indikatoren für die Magnesiumernährung der Fichten dar. Die Abhängigkeit der Mg-Gehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln von X_1 und X_2 wird durch Abb.10 nomographisch veranschaulicht.

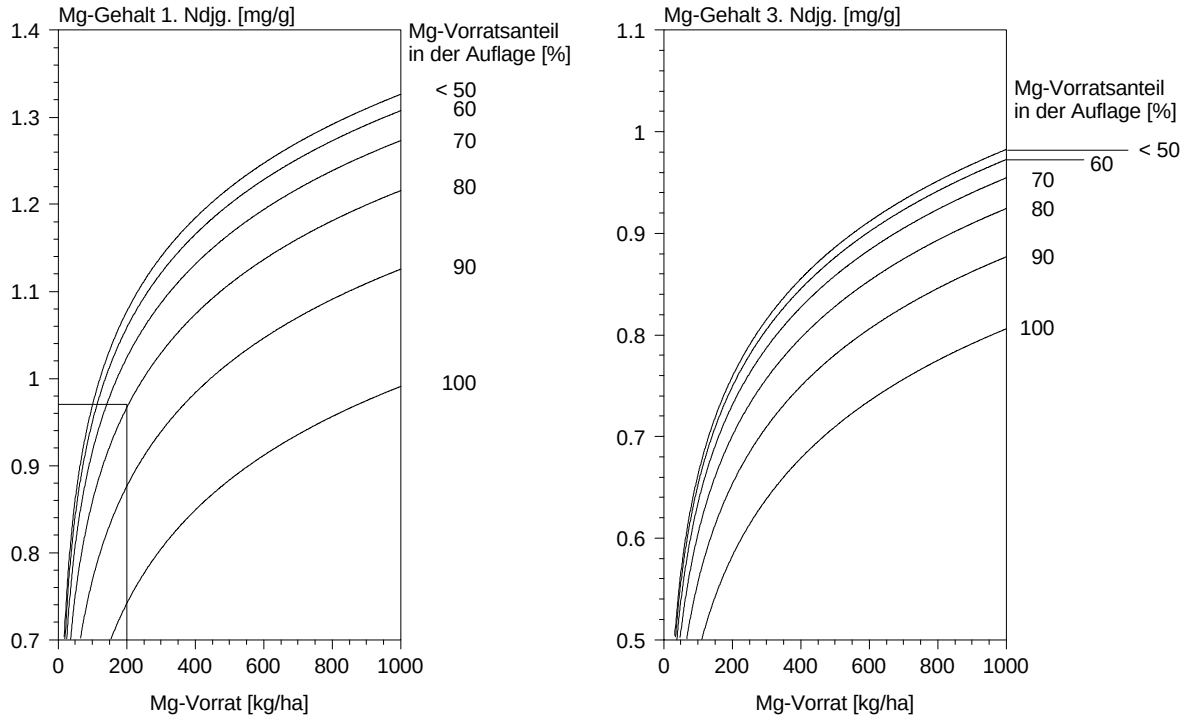


Abb.10: Abhängigkeit der Mg-Ernährung (Mg-Gehalte ein- bzw. dreijähriger Fichtennadeln) vom Mg-Vorrat (Auflage+Mineralboden bis 30cm) und dem Mg-Vorratsanteil in der Auflage (r=0.66 bzw. r=0.54)

Beispiel:

Mg-Vorrat (Auflage + Mineralboden bis 30 cm Tiefe):	Anteil des Mg-Vorrats in der Auflage am Mg-Vorrat in Auflage und Mineralboden:	⇒	mittlerer Mg-Gehalt einjähriger Fichtennadeln:
200 kg/ha	**80 %**		**0.97 mg/g**

Bei verfügbaren Magnesiumvorräten kleiner ca. 100 kg/ha sinken die Nadelgehalte unter die in der Literatur genannten, für eine stabile Versorgung notwendigen Orientierungswerte. Diese liegen bei 1 mg/g TS im 1. Ndjg. und 0.7 mg/g TS im 3. Ndjg. (vgl. Wolff und Riek 1997). Erhebliche Bedeutung für die Ernährung hat ferner der Magnesiumanteil, der in der Humusauflage festgelegt und damit nicht unmittelbar pflanzenverfügbar ist. Beträgt dieser mehr als 50 % des gesamten in Humusauflage und Mineralboden (bis 30 cm Tiefe) vorhandenen

Magnesiumvorrates, was als Indiz für eine gehemmte Streuzersetzung anzusehen ist, reduzieren sich die Mg-Nadelspiegelwerte merklich.

Anhang 2 zeigt eine Gegenüberstellung der beiden Prädiktorvariablen für die unterschiedlichen Substratgruppen. Dabei wurden alle BZE-Punkte berücksichtigt. Aus den Abbildungen geht hervor, daß bei insgesamt geringen Mg-Vorräten in der Regel gleichzeitig ein hoher Anteil in der Auflage fixiert ist. Die Versorgung der Bäume wird in doppelter Weise erschwert, wenn sich sowohl die Vorräte als auch die Verfügbarkeit des knappen Magnesiums verringert.

Eine durchweg günstige Mg-Versorgung (hohe Vorräte, gute Verfügbarkeit) besteht nach Anhang 2 nur bei den Substratgruppen 1 (karbonathaltiges Ausgangsgestein) und 7 (basischen Magmatiten und Metamorphiten). Bereits bei den im Oberboden entkalkten Böden über karbonathaltigem Gestein (Substratgruppe 2) können *sehr geringe* Mg-Vorräte auftreten (< 50 kg/ha), von denen dann häufig mehr als 50 % in der Auflage fixiert sind. Die Substratgruppen 3 und 4 (karbonatfreie Lockersedimente, Verwitterungs- und Decklehme, Tonstein) weisen ein besonders breites Spektrum der Mg-Versorgung auf. Von *sehr hohen* und *hohen* Vorräten (> 1000 kg/ha) mit geringen Mg-Anteilen in der Auflage bis hin zu *sehr geringen* Vorräten (< 50 kg/ha) mit ca. 20 % bis teilweise über 90 % in der Auflage fixiertem Magnesium sind alle Varianten vertreten.

Unter den Bedingungen *sehr geringer* Vorräte ist es für die Mg-Versorgung besonders wichtig, wie hoch die unmittelbar verfügbare Magnesiummenge ist. Der als Maß für die Verfügbarkeit dienende Quotient aus Mg-Vorrat in der Auflage und Mg-Vorrat in Auflage und Mineralboden gewinnt dann maßgeblich an Bedeutung für die Ernährung.

Von potentiellem Mg-Mangel besonders betroffen sind die Substratgruppen 5 (Buntsandstein, Sandstein, Quarzit) und 8 (saure Magmatite und Metamorphite), die meist mit sehr geringen Vorräten ausgestattet sind und zum größten Teil hohe Mg-Anteile in der Auflage aufweisen. Bei den pleistozänen Sanden (Substratgruppe 6) ist die Mg-Ausstattung insgesamt am ungünstigsten, wobei diese Substratgruppe für den Fichtenanbau allerdings relativ bedeutungslos ist.

3.1.5 KLASSIFIKATION

Die in Abschnitt 3.1.3 ausgewerteten Parameter zur Charakterisierung der standörtlichen Mg-Versorgung dienen als Eingangsgrößen für die numerische Klassifikation der Untersuchungspunkte mittels Clusteranalyse (vgl. Kap.2.1). Das Ergebnis der Clusteranalyse geht aus Tab.2 hervor. Es lassen sich neun unterschiedliche Gruppen (Mg-Versorgungstypen) ermitteln, die wiederum zu zwei Hauptgruppen zusammengefaßt werden können. Die Ähnlichkeit der Cluster ist anhand der euklidischen Distanzen in Abb.11 als Baumdiagramm dargestellt.

Die Gruppen sind wie folgt zu charakterisieren (vgl. Tab.2, Abb.11): Der ungünstigste Zustand ist auf den Standorten der **Gruppen 6 und 9** anzutreffen. Die durchschnittlichen Mg-Nadelspiegelwerte liegen in Gruppe 6 mit 0.51 mg/g (3.Ndjg.) bzw. 0.88 mg/g (1.Ndjg.) im Minimumbereich; es besteht die akute Gefahr der Mg-Unterversorgung. Die mittleren Mg-Vorräte entsprechen bei Gruppe 6 und 9 zwar dem Durchschnitt, doch sind rund neun Zehntel davon in der Humusauflage fixiert. Die Baumernährung erfolgt auf den Standorten dieser Gruppen im wesentlichen über den „kleinen Kreislauf“ der Humusmineralisation. In Abhängigkeit von der

Witterung (Austrocknung der Auflage) sind hier saisonal Mangelphasen zu erwarten. Nur wenig günstiger stellt sich die Situation auf den Standorten der **Gruppen 7 und 8** dar. Die Nadelspiegelwerte liegen in derselben Größenordnung wie in den Gruppen 6 und 9. Die Vorräte in Mineralboden und Auflage sind sogar noch niedriger, doch sind die Mineralisationbedingungen offensichtlich etwas günstiger als in den Gruppen 7 und 9, da sich nur etwa zwei Drittel der Mg-Vorräte in der Auflage befinden. Die **Gruppen 4, 5 und 1** nehmen eine mittlere Stellung ein. Die **Gruppen 2 und 3** repräsentieren die Standorte mit der günstigsten Mg-Versorgung. Die mittleren Mg-Vorräte im Boden, wie auch die Gehalte der Nadeln sind maximal. Der Anteil des Magnesiums in der Humusauflage ist mit durchschnittlich 4 % bzw. 11 % minimal, so daß auf diesen Standorten von insgesamt guten Stoffumsetzungsbedingungen ausgegangen werden kann.

Tabelle 2: Beschreibung der durch Clusteranalyse ermittelten Gruppen (Mg-Versorgungstypen)

Gruppe	Kennwerte der Gruppen (Mediane)				n
	Mg-Gehalt im 1.Ndjg. [mg/g]	*Mg-Gehalt im 3.Ndjg. [mg/g]*	*Mg-Vorrat (Auflage + Mineralboden bis 30cm Tiefe) [kg/ha]*	*Anteil des Mg-Vorrats in der Auflage [%]*	
1	1.07	0.70	198	24	58
2	1.28	0.93	1326	4	51
3	1.16	0.84	492	11	70
4	1.03	0.70	108	52	79
5	1.07	0.64	96	37	68
6	0.88	0.51	387	96	9
7	0.92	0.63	138	66	79
8	0.91	0.63	157	77	86
9	0.90	0.69	240	88	55

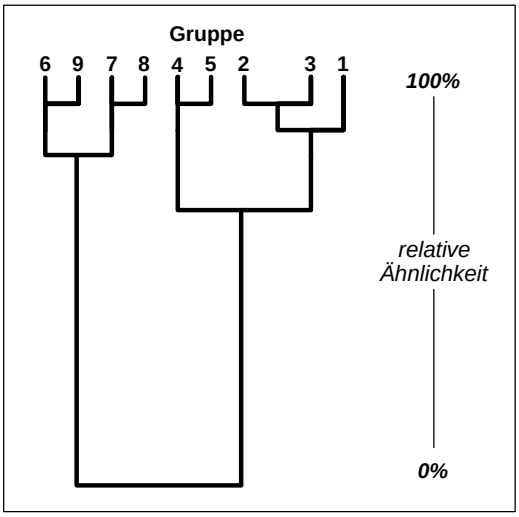


Abb.11: Dendrogramm zur Darstellung der relativen Gruppenähnlichkeit

3.1.6 KRONENZUSTAND IN ABHÄNGIGKEIT VOM MG-VERSORGUNGSTYP

Für die Interpretation der „neuartigen Waldschäden“ bei Fichte ist die Frage von Bedeutung, wie sich die Kronenzustandsdaten der WSE auf die ermittelten Mg-Versorgungstypen verteilen.

Nadelvergilbung

Als klassisches Symptom von Magnesiummangel gilt die Nadelvergilbung (Gelbspitzigkeit). In der BZE-Datenbank liegen Angaben zu Vergilbungssymptomen als prozentuale Anteile der WSE-Bäume pro Standort mit deutlichen Vergilbungen (Vergilbungsstufen 2-3) vor. Für die folgende Auswertung wurde aufgrund dieser Angaben berechnet, wie hoch der Anteil der Bestände (BZE-Punkte) innerhalb jeder Mg-Versorgungsgruppe ist, in denen Bäume mit deutlichen Vergilbungen auftreten (Tab.3).

Tabelle 3 : Anteil der BZE-Punkte in den ermittelten Gruppen, bei denen Bäume mit deutlichen Vergilbungen (Vergilbungsstufen 2-3) auftreten

	Mg-Versorgungstyp (Gruppenkenn.-Nr. nach Tab.2)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
%-Anteil der Bestände mit Nadelvergilbungen	10.3	11.8	4.3	17.6	13.4	44.4	25.3	20.9	27.3

Grundsätzlich spiegelt sich die Ähnlichkeitsstruktur der Untersuchungspunkte bezüglich ihrer Mg-Versorgung auch im Kronenzustand wider. Die höchsten Anteile an Beständen mit deutlichen Nadelvergilbungen weisen die Gruppen 6 bis 9 auf; die geringsten finden sich in den Gruppen 1 bis 5.

Um herauszufinden, welche der Gruppierungsvariablen für diese Trennung ausschlaggebend sind, wurden die jeweiligen Gruppenmittelwerte der Klassifizierungsvariablen den entsprechenden Nadelvergilbungsdaten gegenübergestellt (Abb.12). Die Kronenvergilbung zeigt eine Beziehung zu den Mg-Gehalten in Fichtennadeln sowie zum Quotienten aus Mg-Vorrat in der Auflage und Mg-Vorrat in Auflage und Mineralboden. Ein alleiniger Einfluß der Mg-Vorräte ist indes nicht nachweisbar. Da die Nährstoffversorgung prinzipiell das Produkt aus Vorrat und Verfügbarkeit darstellt, ist anzunehmen, daß die Mg-Versorgung häufig weniger durch mangelnde Vorräte als vielmehr durch eine behinderte Verfügbarkeit limitiert wird. Als ein möglicher Indikator der Verfügbarkeit kann der prozentuale Anteil des in der Auflage festgelegten Magnesiums dienen (vgl. Abb.12).

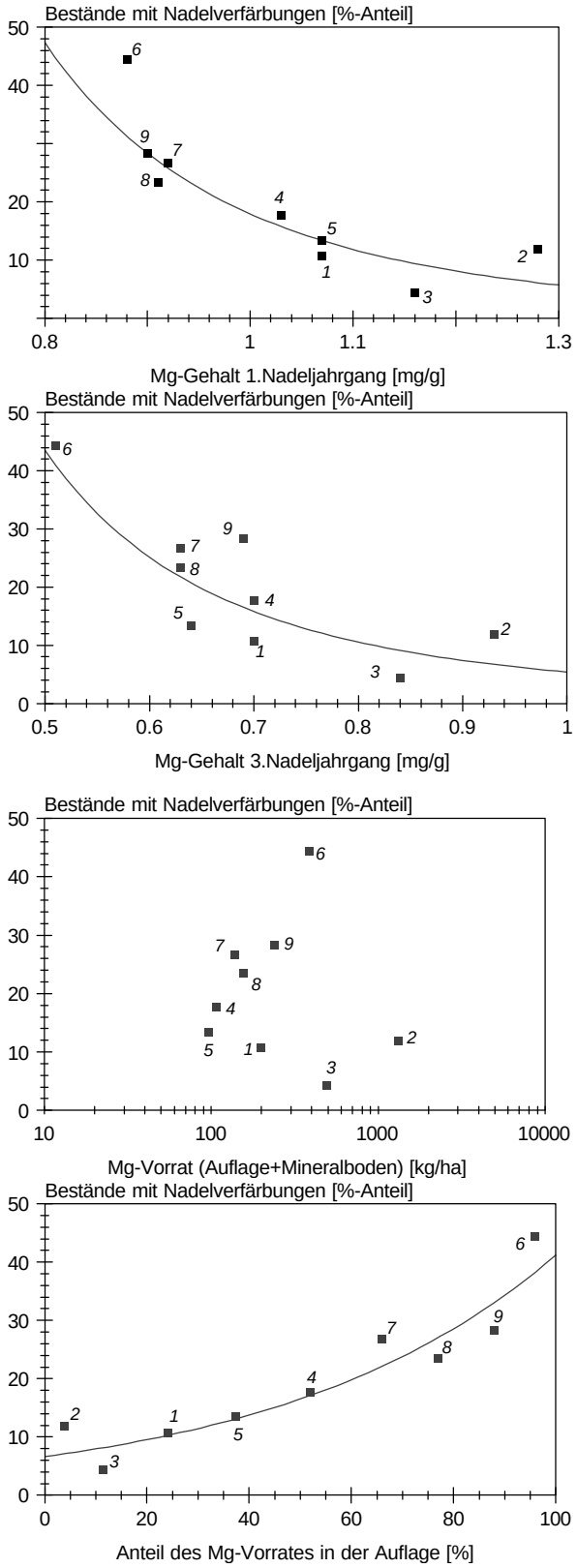


Abb.12: Beziehung zwischen Mg-Versorgung und Nadelvergilbung (Zahlenangaben = Gruppenkenn.-Nr. nach Abb.11 bzw. Tab.2)

Kronenverlichtung

Die Streudiagramme in Abb.13 in Verbindung mit Tab.4, in welcher der mittlere Anteil der Schadstufen 2-4 in den Gruppen dargestellt ist, verdeutlichen, daß auch zwischen Boden- bzw. Ernährungskennwerten und dem Schadsymptom Kronenverlichtung ein tendenzieller Zusammenhang besteht. Gruppe 6 erweist sich dabei als Ausreißer (vgl. Tab.4) und wurde in den Abbildungen nicht dargestellt. Bei Gruppe 6 sind die Mg-Versorgungsbedingungen am ungünstigsten, der Anteil von Bäumen mit Nadelvergilbungen maximal, die Kronenverlichtung jedoch äußerst gering. Die Ursachen dieser Abweichung vom allgemeinen Trend können in Anbetracht des geringen Stichprobenumfangs dieser Gruppe (n=9) auf lokalen Besonderheiten beruhen, die aus der BZE-Datenbank nicht hervorgehen.

Tabelle 4: Mittlerer Anteil der Schadstufen 2-4 in den ermittelten Gruppen

	Mg-Versorgungstyp (Gruppenkenn.-Nr. nach Tab.2)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
mittlerer Anteil der Schadstufen 2-4 [%]	13.5	17.0	13.0	25.0	18.0	(8)	21	23.5	21

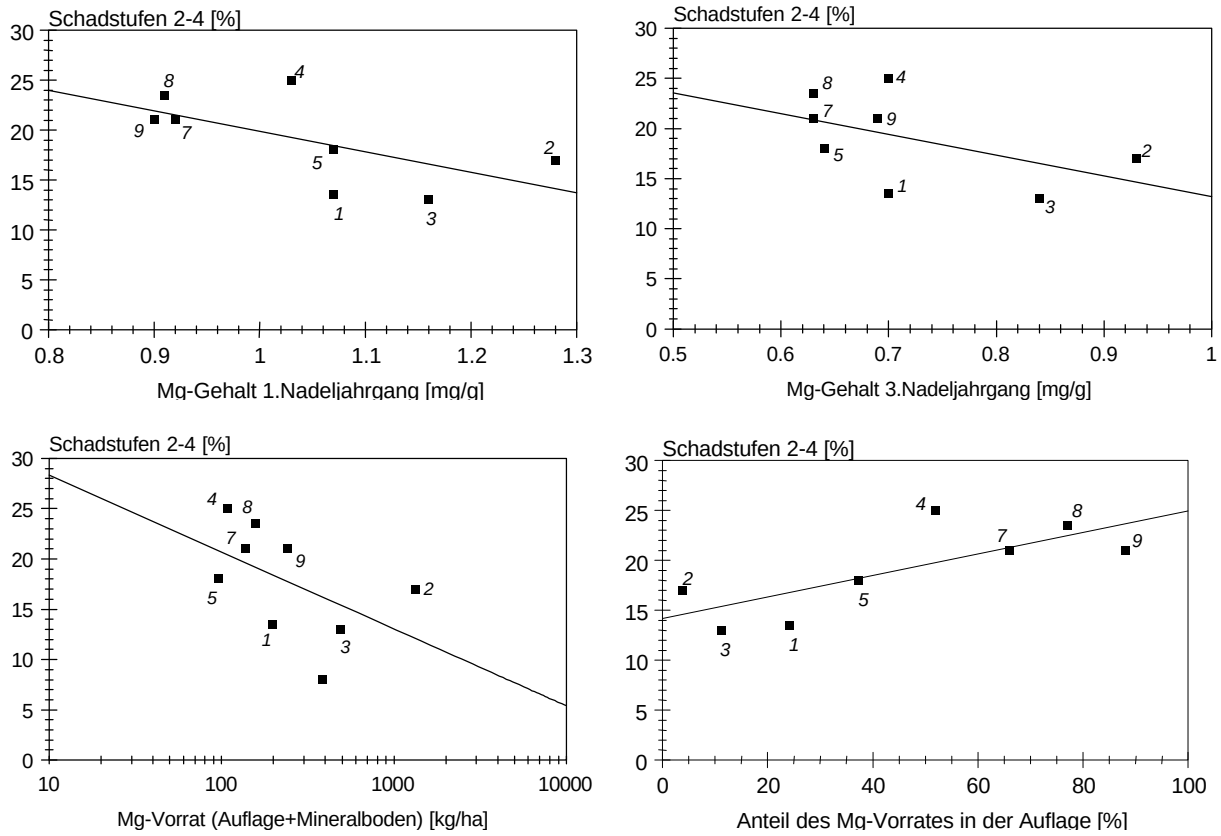


Abb.13: Beziehung zwischen Mg-Versorgung und Kronenverlichtung
(Zahlenangaben = Gruppenkenn.-Nr. nach Abb.11 bzw. Tab.2; ohne Cluster 6)

Die gruppenspezifische Auswertung der Kronenzustandsdaten bestätigt somit generell eine deutliche Trennung zwischen den Mg-Versorgungstypen 1 bis 5 auf der einen und den Typen 6 bis 9 auf der anderen Seite. Erstere zeichnen sich durch eine stabile Magnesiumversorgungslage aus; bei letzteren besteht eine erhöhte Sensibilität für das Auftreten von Magnesiummangel sowie sichtbaren Schadsymptomen (Nadelvergilbung, mit Einschränkung Kronenverlichtung).

3.1.7 RÄUMLICHE VERTEILUNG DER MG-VERSORGUNGSTYPEN

Die kartographische Darstellung der Hauptgruppen 1 bis 5 einerseits und 6 bis 9 andererseits zeigt deutliche Verteilungsmuster (Abb.14). So überwiegen in den Mittelgebirgsregionen Schwarzwald, Rheinisches Schiefergebirge, Thüringer Wald, Erzgebirge und Harz Standorte mit ungünstiger Mg-Versorgung (Cluster 6 bis 9); eine stabile Mg-Versorgung (Cluster 1 bis 5) kann für fast alle beprobten Fichtenbestände in den Bayerischen Alpen, dem Alpenvorland und der Fränkischen Alb konstatiert werden. Trotz dieser generellen räumlichen Muster sind Punkte beider Hauptgruppen häufig auch unmittelbar nebeneinander zu finden (z.B. Schwarzwald, Fichtelgebirge; vgl. Abb.14). Dieser räumlichen Heterogenität sollte bei einer späteren Regionalisierung von Bodenzustands- / Ernährungstypen Rechnung getragen werden. Grundsätzlich empfiehlt es sich, die Daten zunächst weiterhin punkt- bzw. typenbezogen auszuwerten.

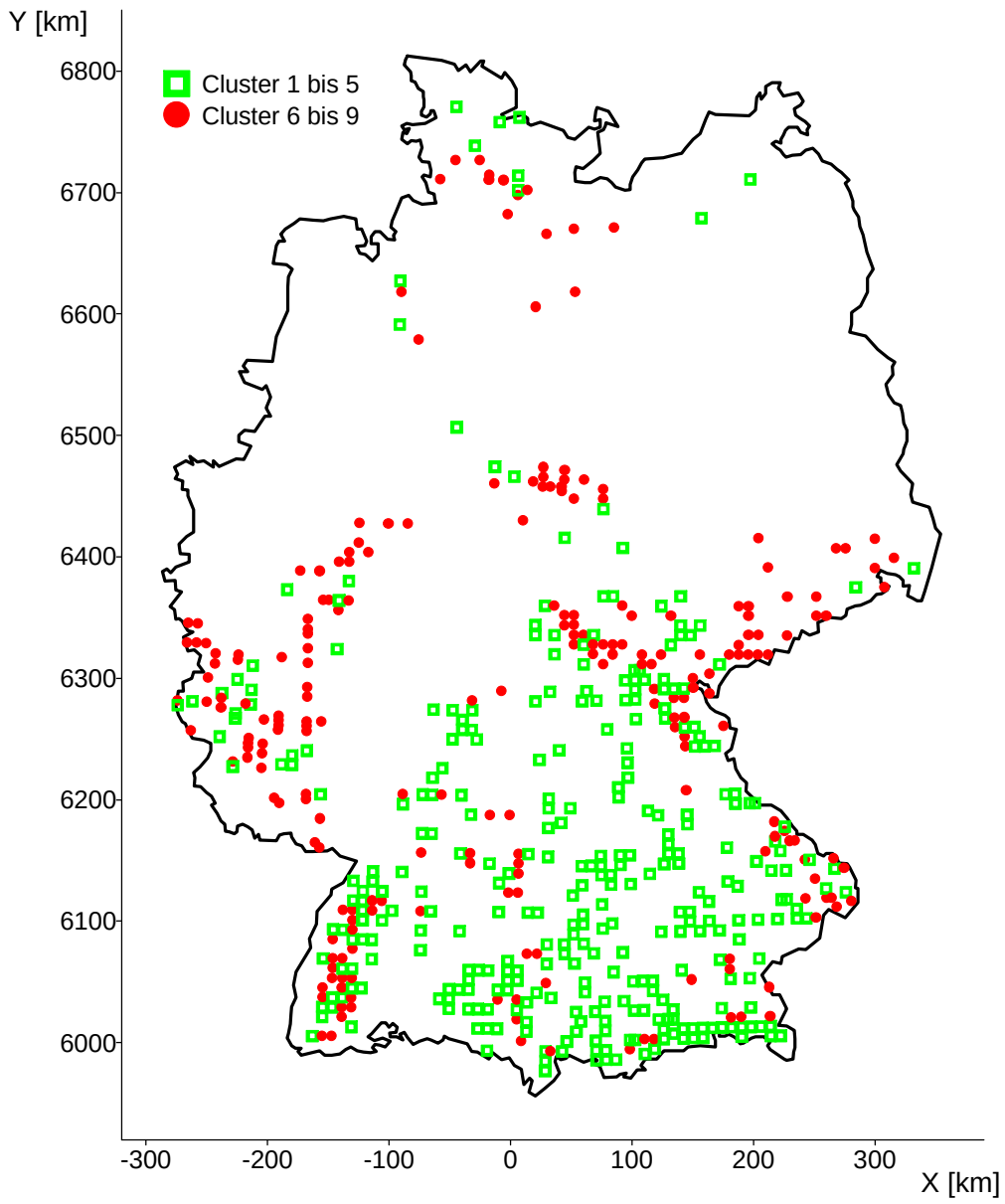


Abb.14: Räumliche Verteilung der Mg-Versorgungstypen

(Differenzierung zwischen Cluster 1 bis 5 und 6 bis 9)

3.1.8 Faktoren der Gruppenzuordnung

Für die tiefergehende kausalanalytische Interpretation der ermittelten Mg-Versorgungstypen ist die Analyse weiterer gruppendifferenzierender Faktoren notwendig.

Die Verteilung standortskundlicher Merkmale (Substrat, Bodentyp, Humusform, etc.) innerhalb der ermittelten Gruppen läßt folgende Unterschiede zwischen den Mg-Versorgungstypen erkennen (Abb.15-18): die ungünstigen Cluster 6 bis 9 zeichnen sich durch geringere Anteile karbonathaltiger Ausgangsgesteine sowie höhere Anteile an sauren Magmatiten und Metamorphiten sowie Tonstein aus. Bei deutlich höheren Anteilen an stark podsoligen Böden finden sich außerdem häufiger Rohhumus- und nur wenige Mullstandorte in diesen Gruppen. Des weiteren ist der

Anteil der Podsole und Braunerden in den Clustern 6 bis 9 erhöht, Terrae fuscae sind nicht vertreten und der Anteil der Parabraunerden ist gegenüber den Clustern 1 bis 5 deutlich geringer.

Während die Magnesiumernährung allein gestellt nur geringe Differenzen zwischen standortskundlichen Straten erkennen läßt (vgl. Kap.3.1.3), belegen die Darstellungen in Abb.15-18, daß von geo-/ pedogenen Standortseigenschaften sehr wohl Schlüsse auf den aktuellen Bodenchemismus bzw. die aktuelle Ernährungssituation möglich sind. Weil die Bedeutung standortskundlicher a priori-Informationen aufgrund der aktuellen bodenchemischen Drift (Ulrich 1983, 1987) infolge von atmogenen Stoffdepositionen einer Veränderung unterworfen ist, sollte eine Neubewertung von standortskundlichen Kriterien auf der Grundlage aktueller Analysedaten der BZE erfolgen. Ausgangspunkt hierfür könnte die in dieser Arbeit angestrebte Verknüpfung von Bodenzustandstypen und konventionellen geo-/ pedogenen bzw. klimabedingten Straten sein.

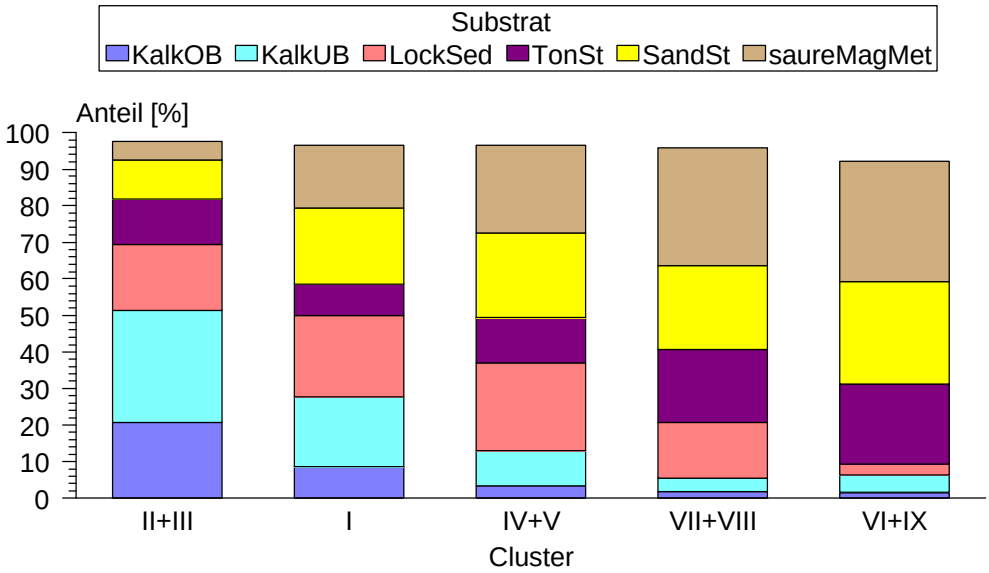


Abb.15: Anteile der Substratgruppen innerhalb der Mg-Versorgungstypen

KalkOB (OB=Oberboden)	Karbonathaltiges Ausgangsgestein	*TonSt*	Verwitterungs- bzw. Decklehme über Ton- und Schluffstein; Ton, Tonsteine, Grauwacken
KalkUB (UB=Unterboden)	Karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsgestein	*SandSt*	Quarzreiches Ausgangsgestein (z.B. Buntsandstein, Quarzite, sonstige Sandsteine)
LockSed	Umgelagerte karbonatfreie Lockersedimente	*saureMagMet*	intermediäre und saure Magmatite und Metamorphite

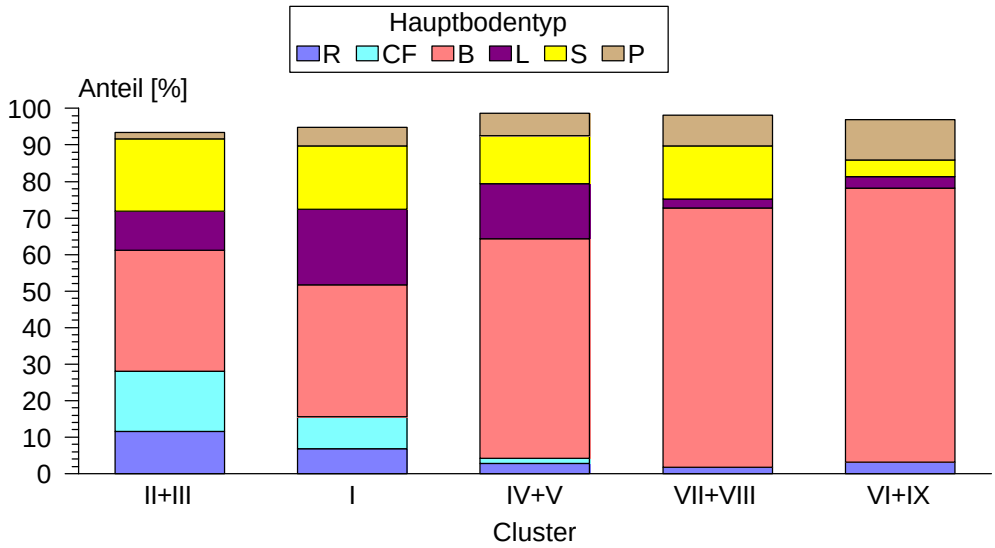


Abb.16: Anteile der Hauptbodentypen innerhalb der Mg-Versorgungstypen

(CF=Terra fusca, R=Rendzina, B=Braunerde, P=Podsol, L=Parabraunerde, S=Pseudogley)

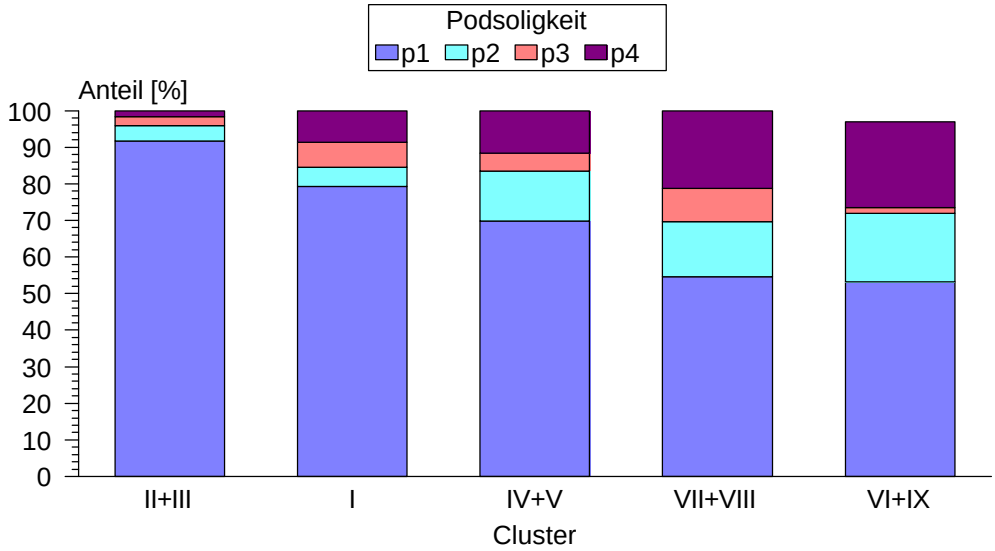


Abb.17: Grad der Podsoligkeit innerhalb der Mg-Versorgungstypen

(p1=nicht podsolig, p2=schwach, p3=mäßig, p4=stark podsolig)

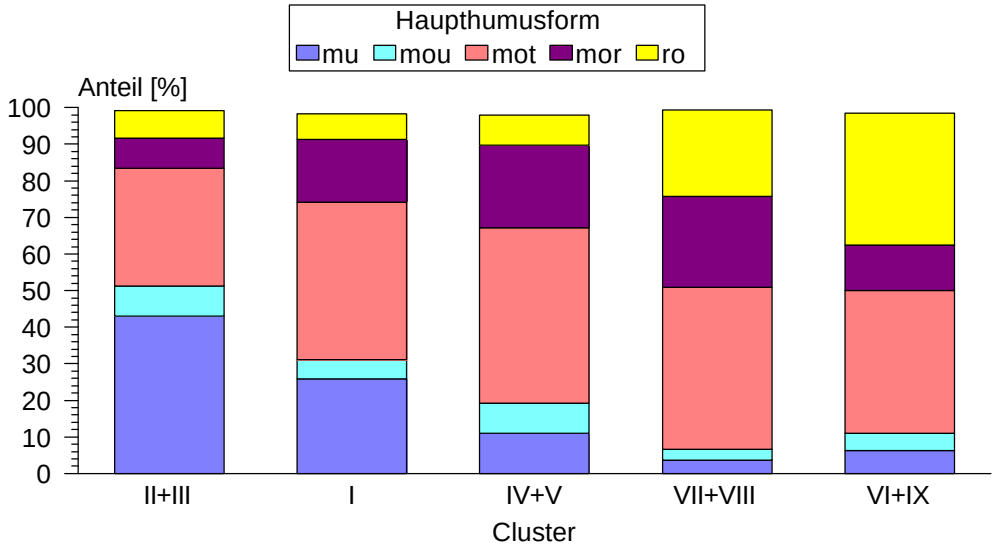


Abb.18: Anteile der Haupthumusformen innerhalb der Mg-Versorgungstypen

(mu=Mull, mou=mullartiger Moder, mot=typischer Moder, mor=rohhumusartiger Moder, ro=Rohhumus)

Um zu prüfen, welche der bodenchemischen Basisdaten sich als Indikatoren der Magnesiumverfügbarkeit eignen, wurden laboranalytische Kennwerte auf Unterschiede zwischen den Hauptgruppen (Cluster 1 bis 5 bzw. 6 bis 9) getestet. Als Prüfverfahren dienten der Mediantest und der Kolmogorov-Smirnov-Test (Hartung 1987). Beide Tests sind verteilungsunabhängig. Die als Prüfgrößen dienenden Z- und Chi²-Werte sind in Tab.5 dargestellt. Alle Werte sind signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 0.001; fehlende Werte (-) stehen für nicht signifikante Gruppenunterschiede. Um so höher die Z- und Chi²-Werte sind, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit mit der von Gruppenunterschieden in der Grundgesamtheit auszugehen ist.

Nach Tab.5 zeichnen sich die Cluster 6 bis 9 (Standorte mit ungünstiger Mg-Versorgung) durch besonders mächtige Humusauflagen aus. Die Auflagevorräte sind bei allen Elementen – mit Ausnahme von Mangan - in Cluster 6 bis 9 gegenüber Cluster 1 bis 5 deutlich erhöht. Hierin ist das wesentlichste bodenchemische Unterscheidungskriterium der beiden Hauptgruppen zu sehen. Gemessen an den angegebenen statistischen Prüfgrößen macht sich dieser Unterschied am stärksten bei den Bleivorräten in der Auflage bemerkbar.

Mit hohen Auflagevorräten in Cluster 6 bis 9 korrespondieren signifikant niedrigere pH-Werte, bemerkenswerterweise aber keine weiteren C/N- und C/P-Verhältnisse. Die biologische Aktivität, deren quantitativer Ausdruck die Höhe der Auflagevorräte ist, wird offensichtlich stärker vom Säurezustand als von der mikrobiellen N- bzw. P-Verfügbarkeit bestimmt.

Beachtenswert sind auch die Schwermetallgehalte in der Auflage. Während die im stark sauren Milieu leicht mobilisierbaren Elemente Zink und Cadmium keine gruppenspezifischen Unterschiede aufweisen, sind die Blei- und Kupfergehalte der Cluster 6 bis 9 deutlich erhöht. Möglicherweise geben die hohen Pb-Konzentrationen Hinweise darauf, daß die biologische Aktivität durch toxische Effekte des akkumulierten Bleis eingeschränkt wird. Nach Wolff & Riek (1997) erreichen die im Humus akkumulierten Pb-Gehalte auf 25 % aller BZE-Punkte

toxische Konzentrationen für die Bodeninvertebraten. Als Grenzwert wurden hierbei 150 mg/g (vgl. Tyler 1992) zugrundegelegt. In Anhang 3 sind die mittleren Pb-Gehalte in den einzelnen Clustern den Gruppenmittelwerten der Klassifizierungsvariablen bzw. der Kronenzustandsdaten gegenübergestellt.

Tab.5: Vergleich der Mg-Versorgungstypen hinsichtlich bodenchemischer Kennwerte

	Mediane in den Gruppen		**statistische Prüfgrößen für Gruppenunterschiede**	
Parameter	Cluster 1-5	Cluster 6-9	Z-Wert (K-S-Test)	Chi²-Wert (Mediantest)
Humusauflage				
pH-Wert	3.30	2.91	4.39	68.5
C/N-Verhältnis	22.4	22.7	-	-
C/P-Verhältnis	390	393	-	-
Pb-Gehalt [mg/kg]	85.7	133.3	4.13	49.1
Cu-Gehalt [mg/kg]	14.1	18.0	2.77	24.1
Zn-Gehalt [mg(kg]	64.0	67.1	-	-
Cd-Gehalt [mg/kg])	0.408	0.424	-	-
C-Vorrat [kg/ha])	17000	35300	6.36	125.8
N-Vorrat [kg/ha]	728	1483	6.24	145.9
P-Vorrat [kg/ha]	38.7	83.0	6.65	167.5
K-Vorrat [kg/ha]	59.5	165.1	6.54	154.4
Ca-Vorrat [kg/ha]	196.1	254.6	2.31	11.9
Mg-Vorrat [kg/ha]	51.0	115.6	5.33	93.4
Al-Vorrat [kg/ha]	286.7	888.6	5.93	132.8
Mn-Vorrat [kg/ha]	32.4	33.0	-	-
Fe-Vorrat [kg/ha]	199.5	850.8	5.59	119.0
Pb-Vorrat [kg/ha]	4.71	15.10	7.06	178.0
Cu-Vorrat [kg/ha]	0.75	2.11	6.62	147.1
Zn-Vorrat [kg/ha]	3.28	7.14	6.21	136.1
Cd-Vorrat [kg/ha]	0.021	0.043	5.01	90.3
Mineralboden				
pH(KCl)-Wert in 0-10 cm Tiefe	3.29	3.15	2.59	11.1
Basensättigung [%] in 0-10 cm	20	9	4.52	72.8
C-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	73800	63800	2.27	8.61
N-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	5034	3658	3.41	30.1
P-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	1250	946	2.21	9.6
K-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	136	94	3.15	28.6
Ca-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	706	146	6.24	150.1
Mg-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	153	37	6.62	150.1
Al-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	1223	1391	-	-
Mn-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	167	66	3.73	42.4
Fe-Vorrat [kg/ha] in 0-30 cm	53	74	-	-

Betrachtet man die Elementvorräte im Mineralboden, so sind Magnesium und Calcium in den Clustern 1 bis 5 um einen Faktor von 4.1 bzw. 4.8 höher als in den Clustern 6 bis 9. Beim Kalium ist der Unterschied indes geringer (Faktor 1.4). Auch die C-, N- und P-Vorräte im Mineralboden unterscheiden sich nicht so gravierend zwischen den Hauptgruppen wie die entsprechenden Elementvorräte der Humusauflagen.

Schließlich sind noch die Gruppenunterschiede bei der Basensättigung im oberen Mineralboden erwähnenswert, die noch ausgeprägter sind als die der pH-Werte. Die mittlere Basensättigung der Standorte der Cluster 1 bis 5 ist als *mäßig* (vgl. AK Standortskartierung 1996) zu bewerten, was hinreichende Reserven an austauschbaren Neutralkationen anzeigt. Die Basensättigung der Cluster 5 bis 9 von durchschnittlich 9 % weist dagegen auf einen ungünstigen Säure-Basenzustand hin, unter dem die Nährstoffversorgung eingeschränkt sein kann.

Exemplarisch zeigt Abb.19 die Beziehung der Basensättigung im Oberboden zu den Gruppierungsvariablen sowie zum Kronenzustand von Fichten. Dargestellt sind die Mediane der Kennwerte in den einzelnen Gruppen. Die in Abb.19 gezeigten Ausgleichskurven veranschaulichen deutlich den Trend stärkerer Schäden auf basenarmen Standorten. Tendenziell deuten sich ferner erhöhte Nadelverluste für Standorte mit Basensättigungen nahe 100 % an (karbonathaltige Böden). Bei den Schadstufenanteilen erweist sich Cluster 6 wiederum als Ausreißer. Eine analoge Darstellung mit vergleichbarem Resultat zeigt Anhang 4 für die Basensättigungen der Tiefenstufe 10-30 cm.

Zusammenfassend kann konstatiert werden, daß sich die Cluster 6 bis 9, welche Standorte mit ungünstiger Magnesiumversorgung und vermehrt auftretenden Schadsymptomen an Fichtenkronen repräsentieren, vor allem durch eine verstärkte Akkumulation von Nähr- und Schadstoffen in der Humusauflage auszeichnen. Die Ursachen der eingeschränkten biologischen Aktivität, deren Ausdruck die erhöhten Elementvorräte in der Auflage sind, bestehen nicht in zu weiten C/N- oder C/P-Verhältnissen. Sie sind eher in der hohen Azidität, den geringen Anteilen an Neutralkationen und möglicherweise toxischen Pb-Konzentrationen auf diesen Standorten zu sehen.

Um die Rolle der atmogenen Säure- und Stickstoffbelastung als mögliche Verursacher von Bodenzustandsunterschieden zwischen den ermittelten Mg-Versorgungstypen zu untersuchen, wurden die Mediane der N- und S-Gehalte in Fichtennadeln für die einzelnen Cluster berechnet (Tab.6). Die Nadelelementgehalte von Schwefel und Stickstoff können als grobe Indikatoren für die atmogene Eintragssituation (S, N, Säure) fungieren (vgl. Kap.3.3.2).

Beim Schwefel sind die Unterschiede zwischen den Hauptgruppen klar ausgeprägt. Hohe Werte finden sich auf den stark versauerten Standorten der Cluster 6 bis 9. Beim Stickstoff liegen die Werte zwar alle größenordnungsmäßig gleich, doch ist gerade dies bemerkenswert, da für Cluster 6 bis 9 aufgrund der standortskundlichen Daten niedrigere Werte als für Cluster 1 bis 5 zu erwarten gewesen wären. In den Gruppen 6 bis 9 sind weniger Mullstandorte vertreten; außerdem lassen die Bodentypen auf eine ungünstige N-Umsetzung schließen (vgl. Abb.15-18). Die Tatsache, daß die N-Gehalte trotzdem sogar noch minimal höher sind als in Cluster 1 bis 5 legt den Schluß nahe, daß N-Einträge ebenfalls eine Rolle für die Gruppenzuordnung spielen. Dieser Befund deckt sich mit Untersuchungen von Heinsdorf et al. (1988), welche für geschädigte Fichten des mittleren Thüringer Waldes extrem niedrige Mg-Nadelspiegelwerte und weit überdurchschnittliche N-Spiegelwerte belegen.

Beispielhaft zeigt Abb.20 die Beziehung der Schwefelgehalte im 3. Nadeljahrgang zum Kronenzustand von Fichten. Der S-Gehalt der Nadeln fungiert hier als Indikator für anthropogene Säureeinträge.

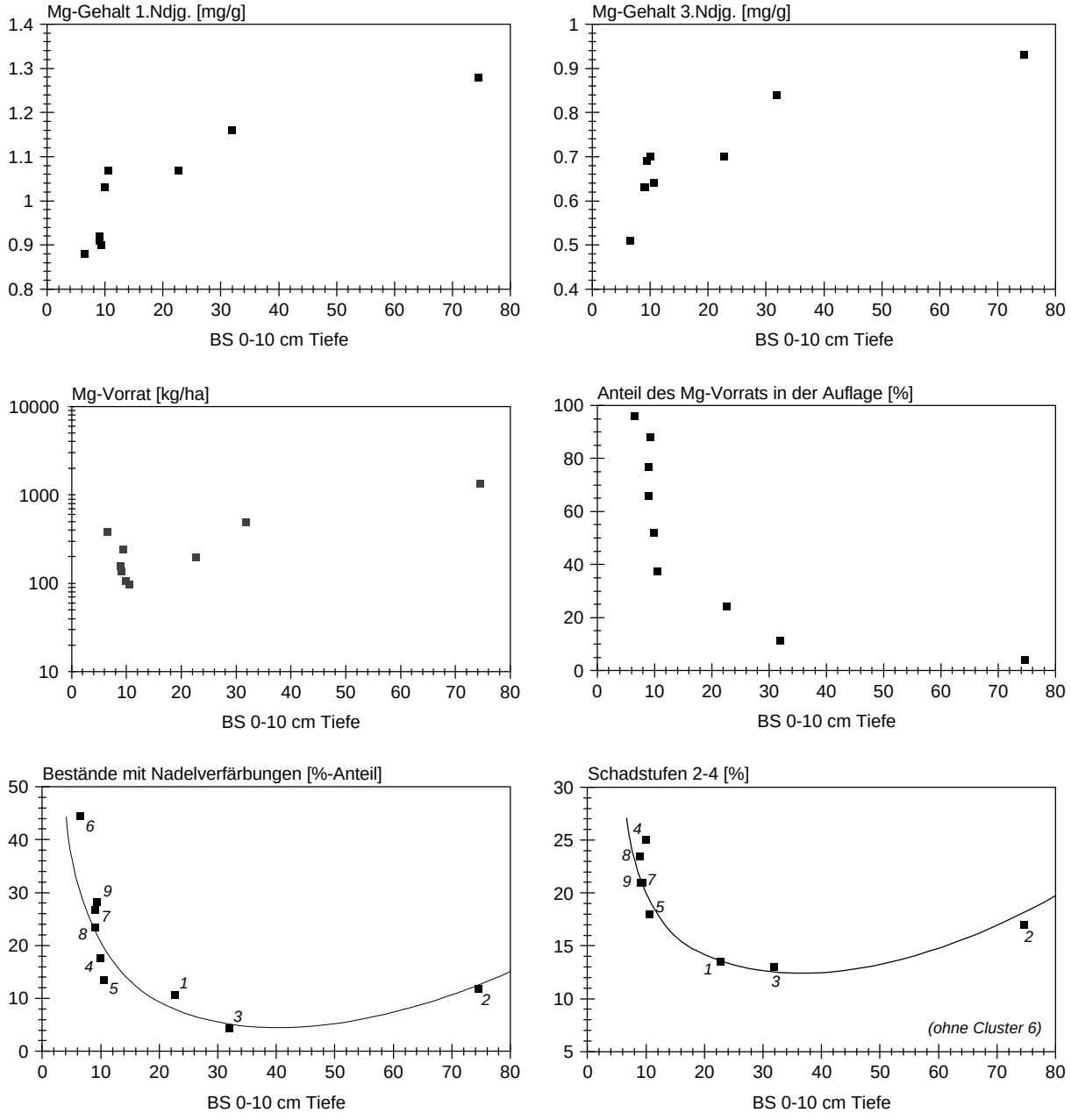


Abb.19: Beziehung zwischen Basensättigung (BS) in 0-10 cm Tiefe und Boden-, Ernährungs- sowie Kronenzustandsdaten (Gruppenmediane der Mg-Versorgungstypen)

Tabelle 6: Mittlerer N- bzw. S-Gehalt in dreijährigen Fichtennadeln (Gruppenmediane)

	Mg-Versorgungstyp (Gruppenkenn.-Nr. nach Tab.2)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
N-Gehalt im 3. Ndjg.; Median [mg/g]	12.6	12.3	12.6	12.6	12.7	13.0	13.1	13.1	13.2
S-Gehalt im 3. Ndjg.; Median [mg/g]	1.24	1.12	1.12	1.31	1.32	1.67	1.44	1.40	1.44

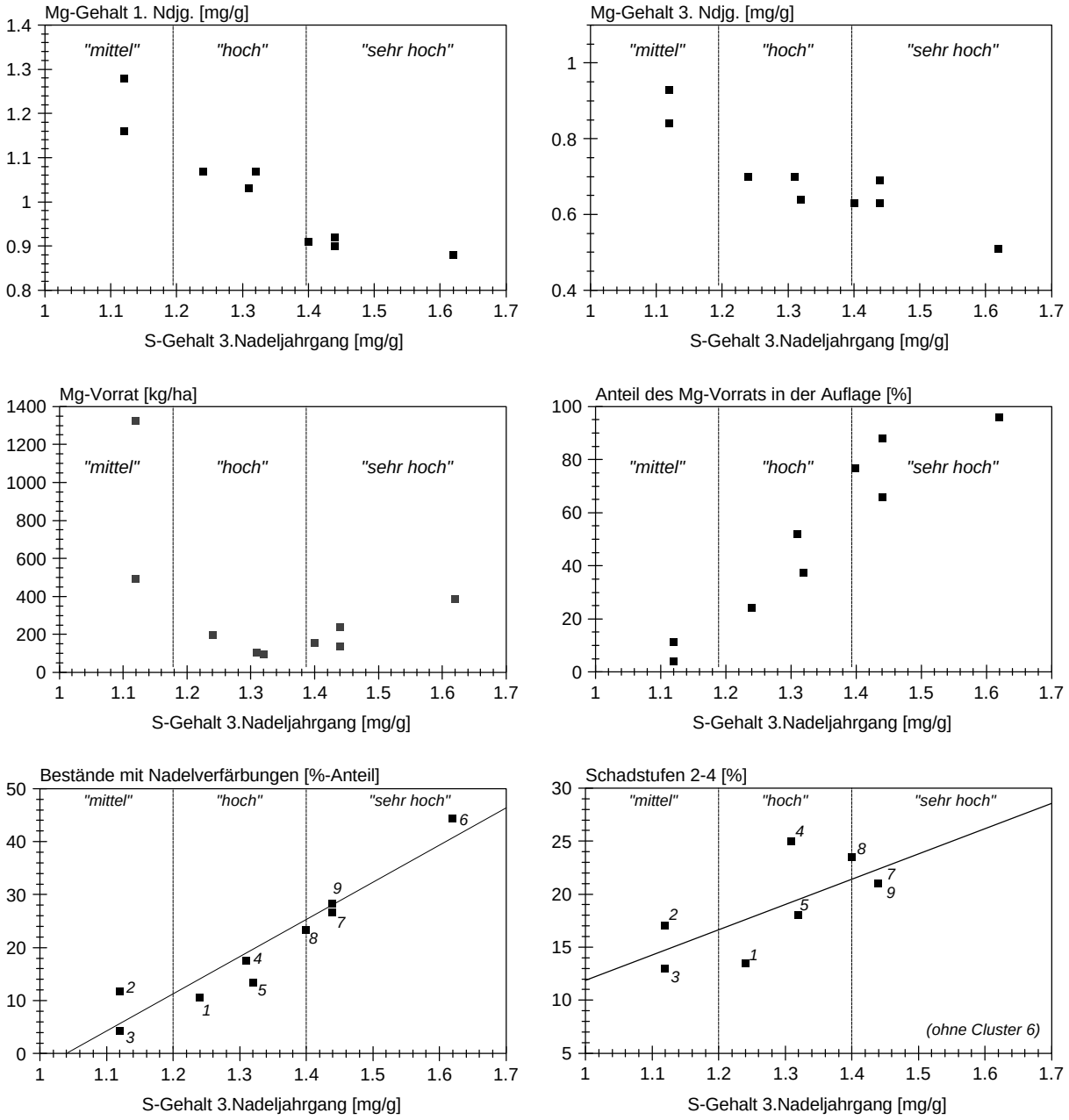


Abb.20: Beziehung zwischen S-Gehalt 3-jähriger Fichtennadeln und Boden-, Ernährungs- sowie Kronenzustandsdaten (Gruppenmediane der Mg-Versorgungstypen)

3.1.9 FAZIT

Diese als Pilotstudie konzipierte, erste integrierende Auswertung bundesweiter BZE-Daten hat gezeigt, daß sich das vorliegende Datenmaterial grundsätzlich für Auswertungen dieser Art eignet. Die integrierende Auswertung von Boden-, Baumernährungs- und Kronenzustandsdaten auf Bundesebene eröffnet Möglichkeiten, Thesen der Waldschadensforschung anhand von Inventurdaten zu überprüfen, was hier beispielhaft durch die Beziehung zwischen Magnesiumversorgung und Schadensausprägung bei Fichte dargestellt worden ist.

Die Ergebnisse legen den Schluß nahe, daß die Bodenversauerung, bedingt durch anthropogene Säureeinträge (Indikatoren: Basensättigung, Schwefelgehalte in Fichtennadeln), zu einer instabilen Mg-Versorgung führt, welche sich in sichtbaren Schadsymptomen, wie Vergilbung und Nadelverlust, äußert.

Magnesiumakkumulation in der Auflage unter Bedingungen gestörter Streuzersetzung und -mineralisation kann in Verbindung mit der Magnesiumverarmung des Mineralbodens zu Engpässen in der Mg-Ernährung führen. Eine geeignete Indikatorgröße zur Quantifizierung der Mg-Verfügbarkeit ist der hier verwendete Quotient aus Mg-Vorrat in der Auflage und Mg-Vorrat in Auflage und Mineralboden. Dieser Wert scheint auch gut geeignet als Bewertungsparameter für den Wirkungspfad Boden / Pflanze im Sinne des Untergesetzlichen Regelwerkes zum Bundesbodenschutzgesetz (Bodenschutzverordnung). Nach den dargelegten Befunden ist die so definierte Magnesiumverfügbarkeit eng an den Versauerungsstatus (Basensättigung, Bodenacidität) gekoppelt und wird möglicherweise indirekt auch von der Bleikonzentrationen in der Auflage beeinflußt. Die vorliegende Auswertung deutet ferner auf eine vergleichsweise hohe Stickstoffversorgung von natürlicherweise nährelementarmen Standorten, die von Mg-Mangel betroffen sind. Diese „Stickstoffungleichgewichte“ lassen auf N-Einträge schließen, deren mittelbare Rolle im Wirkungskomplex Mg-Versorgung – Waldschäden noch zu prüfen ist (vgl. hierzu Kap. 3.3.1).

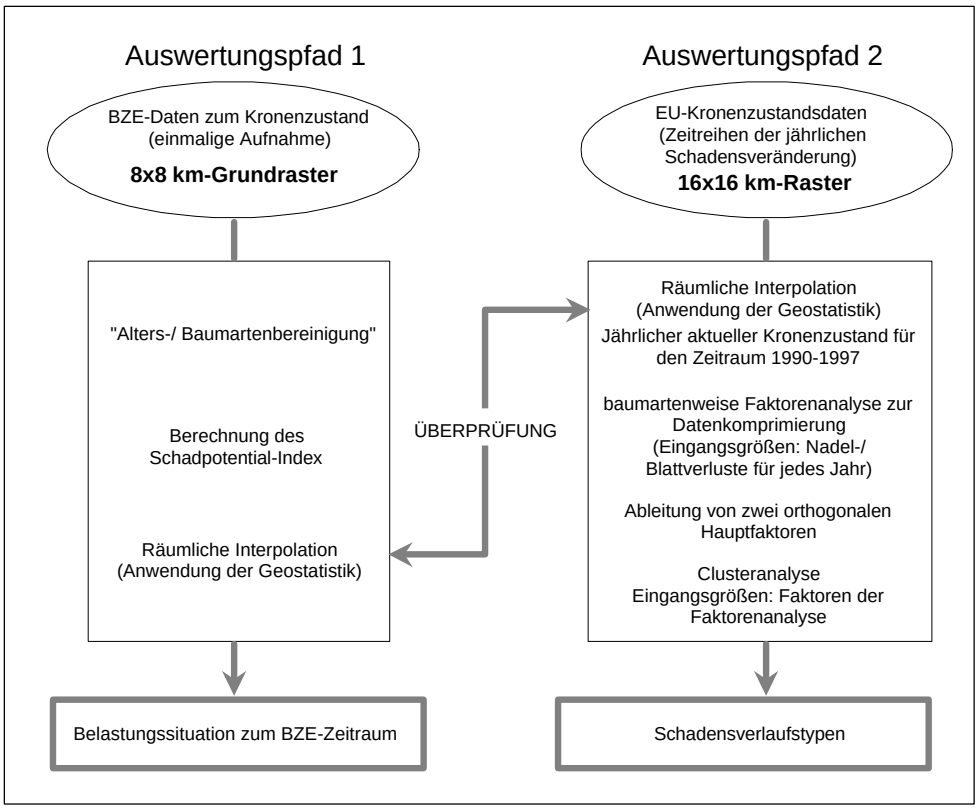
3.2 AUSWERTUNG VON KRONENZUSTANDSDATEN

3.2.1 DATENGRUNDLAGE UND VORGEHEN

Für die integrierenden Auswertungen liegen an der BFH nach Baumarten differenzierte dreijährige Schadensmittelwerte für die Gesamtstichprobe der BZE vor (1800 Erhebungspunkte). Bei diesen Daten handelt es sich um Anteile „deutlich geschädigter Bäume“ (Nadel-/ Blattverlust größer 25 % bzw. Schadstufe 2-4) sowie um die Anteile an Bäumen mit Laubverfärbungen (Verfärbungsstufen 2-3) pro Erhebungspunkt (vgl. BML 1994). Wenn es sich bei den Erhebungspunkten um Mischbestände handelte, wurden diese nur berücksichtigt, wenn Kronenzustandsdaten von mindestens 15 Bäumen der jeweils auszuwertenden Baumart vorlagen. Die Bezugsjahre für die Berechnung der dreijährigen Mittelwerte sind in den neuen Bundesländern die Jahre 1991-1993, in den alten Bundesländern 1988-1990[1]. Diese Jahre korrespondieren annähernd mit den jeweiligen Erhebungszeiträumen von Boden- bzw. Ernährungsdaten im Rahmen der BZE. Die Inter

[1] In BY und SL wurde 1990 wegen der Sturmschäden keine Waldschadenserhebung durchgeführt (123 Stichprobenpunkte wurden zerstört). Die Daten der Erhebung 1989 wurden auch für die Auswertung 1990 verwendet.

pretation räumlicher Muster muß vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Erhebungsjahre in neuen und alten Bundesländern entsprechend vorsichtig erfolgen.Neben diesen Daten liegen baumbezogene Zeitreihen der Schadensausprägung (1986-1997 in den alten Bundesländern; 1990-1997 in den neuen Bundesländern) für die BZE-Punkte des 16x16 km-Rasters vor (europäisches WSE-Erhebungsnetz; 412 Erhebungspunkte). Dabei handelt es sich um die jährlichen prozentualen Nadel-/ Blattverluste bzw. Verfärbungsgrade der Einzelbäume[1]. Grundsätzlich wird in den folgenden Ausführungen der Begriff "Schaden" bzw. "Schädigung" rein konventionell im Sinne von Nadel-/ Blattverlusten > 25 % verwendet. Differenzierte, pflanzenphysiologisch begründbare Aussagen zur Beziehung zwischen Benadelungszustand und Vitalität werden im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich sein. Aufgrund der bestehenden Datenstruktur werden in den Auswertungen zwei unterschiedliche Pfade beschritten, die sich wie folgt charakterisieren lassen:



3.2.2 SCHADPOTENTIAL-INDEX - DEFINITION UND HERLEITUNG

Das Ziel besteht zunächst in der Untersuchung von räumlichen Verteilungsmustern der Kronenzustandsdaten mit Hilfe geostatistischer Verfahren, wobei der Kronenzustand als unspezifischer Indikator für die standörtliche Belastungssituation, die zur Ausprägung „neuartiger Waldschäden“ führen kann, fungiert.

Um aus den kartographischen Darstellungen der interpolierten punktuellen Daten auf räumliche Muster von Schadfaktoren schließen zu können, müssen die vorhandenen Kronenverlichtungsdaten unabhängig von Baumart und -alter der Erhebungsbäume vergleichbar gemacht werden. Hierzu wird ein Indexwert hergeleitet, der das standörtliche Schadpotential wiedergeben und als Indikator der Gesamtbelastungssituation dienen soll. Unter der Gesamtbelastungssituation wird dabei die Summe aller potentiell schädigenden Umweltbedingungen an einem Standort verstanden.

Dem Schadpotential-Index liegt die Beobachtung zugrunde, daß unterschiedliche Baumarten auf demselben Standort unterschiedlich starke Kronenverlichtungen aufweisen und häufig ältere Bäume durch stärkere Nadel-/ Blattverluste charakterisiert sind. Würden in einer Region durch das WSE-Erhebungsnetz nur Jungbestände „getroffen“, würde dadurch die tatsächliche Belastungssituation für die in dieser Region vorhandenen Waldbestände systematisch unterschätzt.

Unter dem Schadpotential wird im folgenden ein Relativwert verstanden, der aus der Häufigkeitsverteilung des Parameters SCHAD24 (= Anteil deutlich geschädigter Bäume als dreijähriger Mittelwert), dem Bestandesalter und der Baumart abgeleitet wird. Zur Ermittlung dieses Relativwertes werden in Abhängigkeit vom Bestandesalter für Fichte und Kiefer jeweils die prozentualen kumulativen Häufigkeitsverteilungen von SCHAD24 berechnet und daraus die jeweiligen Häufigkeitsverteilungsfunktionen bestimmt (vgl. Abb.21). Für die vorliegenden Daten ist ein ausgeprägter positiver Alterstrend der Schadensausprägung bei der Fichte zu verzeichnen. Bei der Kiefer erweisen sich lediglich die sehr jungen Bäume (Alter kleiner 25 Jahre) gegenüber den älteren als deutlich weniger geschädigt; ansonsten besteht keine eindeutig quantifizierbare Altersabhängigkeit der SCHAD24-Werte. In Abb.22 wird diese Tatsache anhand der Einzelbaumdaten der Stichprobe des EU-Erhebungsnetzes (vgl. Kap.3.2.1) am Beispiel der prozentualen Nadelverluste von Bäumen in Altersklasse 3 (Baumalter 41 bis 60 Jahre) und 7 (Baumalter größer 120 Jahre) im Jahr 1996 veranschaulicht.

Der Schadpotential-Index an einem Erhebungspunkt soll per Definition durch das Perzentil von SCHAD24 repräsentiert werden und nimmt dem entsprechend Werte größer 0 und kleiner oder gleich 100 an. Beispielsweise entspräche bei Fichte ein SCHAD24-Wert von 20 % einem Index von 39 im Alter von 90 Jahren bzw. 67 im Alter von 60 Jahren (vgl. Beispiel in Abb.21). Dieselbe Ausprägung von SCHAD24 käme bei einem mit Kiefern bestockten Standort unabhängig vom Bestandesalter einem Schadpotential-Index von 52 gleich.

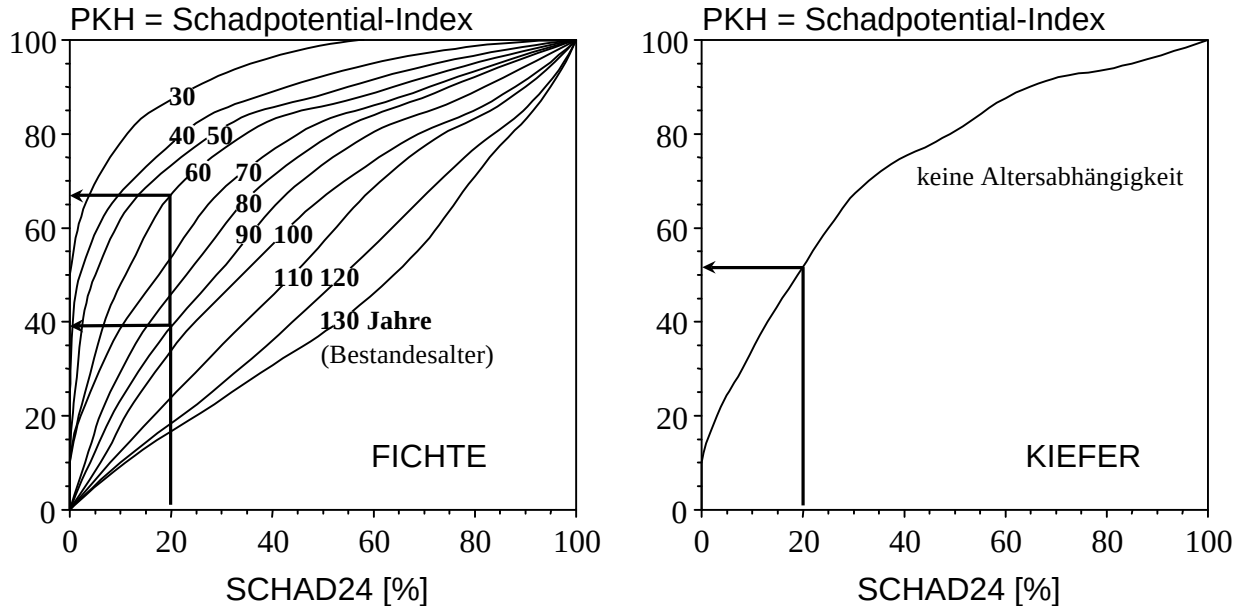


Abb.21: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) von SCHAD24 (= Anteil deutlich geschädigter Bäume) für Fichte (n=607; mit Altersdifferenzierung) und Kiefer (n=350; ohne Altersdifferenzierung)

Beispiel: Ableitung von Schadpotential-Indexwerten				
Anteil deutlich geschädigter Bäume (SCHAD24)	*Baumart*	*Bestandesalter*	*Prozentualer kummulativer Häufigkeitswert (PKH)*	*Indexwert*
20 %	Fichte	90 Jahre	39 %	**39**
20 %	Fichte	60 Jahre	67 %	**67**
20 %	Kiefer	> 25 Jahre	52 %	**52**

Wird für das Schadpotential an einem BZE-Punkt beispielsweise der Index-Wert 50 ermittelt (Median von SCHAD24), so ist - unabhängig vom tatsächlichen Baumalter und unabhängig davon, ob die Kronenzustandsansprache an Kiefern oder Fichten erfolgte - von einer durchschnittlichen Belastungssituation an diesem Standort auszugehen. Analog besagt ein Wert von 90 (vgl. 90-Perzentil von SCHAD24), daß das Schadpotential ausgesprochen hoch ist, da die reale Schädigung dann nur von 10 % aller Bestände (des gleichen Alters und derselben Baumart) überschritten wird. Für diesen Standort wäre eine starke Ausprägung schädigender Umweltbedingungen anzunehmen.

Diese „Alters- bzw. Baumartenbereinigung“ der tatsächlichen Kronenzustandsdaten erscheint unerläßlich, wenn großräumige Muster von potentiellen Schadfaktoren ermittelt werden sollen. Würde sie nicht vorgenommen, so würde die Verteilung der Kronenzustandsdaten zu sehr vom Baumalter und der Bestockungsart überprägt, als daß großräumige Muster potentieller Schadfaktoren aufgedeckt werden könnten. Das durch die lokal auftretenden Streß- bzw. Schadfaktoren induzierte Schadpotential, läßt sich in Form des beschriebenen Indexwertes räumlich darstellen, was Gegenstand des folgenden Abschnitts sein wird.

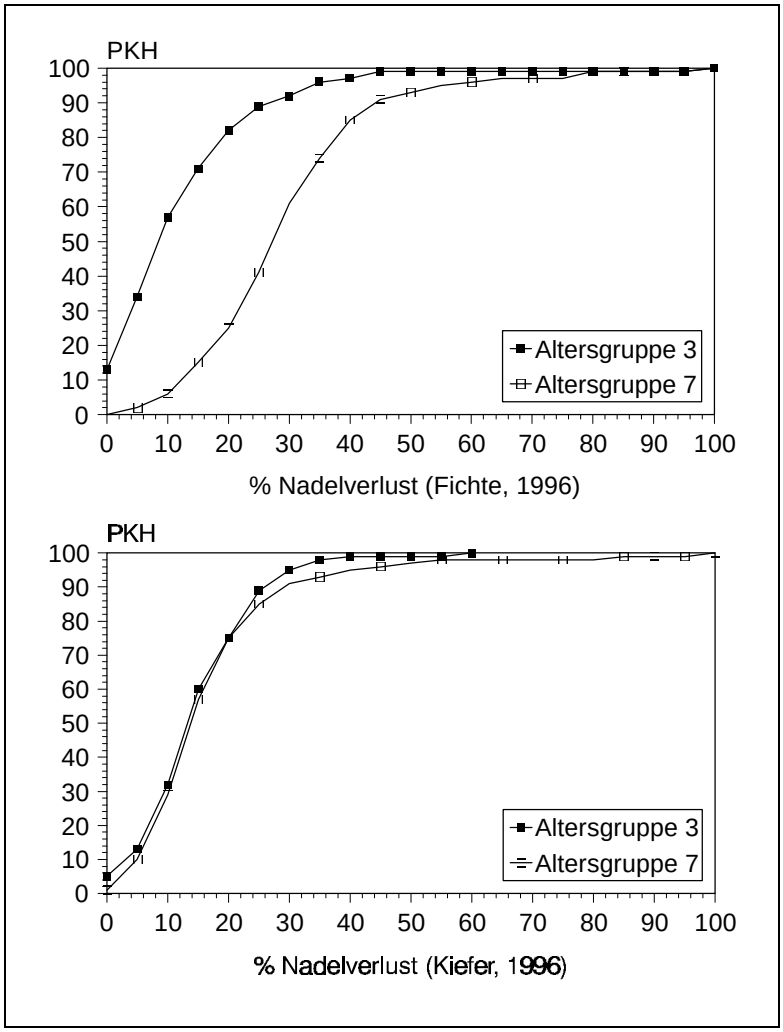


Abb.22: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der prozentualen Nadelverluste von Kiefern und Fichten in den Altersklassen 3 (41-60 Jahre) bzw. 7 (> 120 Jahre) im Jahr 1996 (Einzelbaumdaten von 1027 Fichten, 639 Kiefern)

3.2.3 GEOSTATISTISCHE AUSWERTUNG / VERTEILUNGSMUSTER DES SCHADPOTENTIALS

Das Ziel der räumlichen Darstellung des Schadpotentials ist es, regionale Muster potentieller Schadfaktoren sichtbar zu machen. Mit Hilfe der Variogrammanalyse und der Krige-Interpolation (Kap.2.2) lassen sich Regionen mit hoher bzw. geringer Gesamtbelastung ermitteln und kartographisch darstellen. Das Schadpotential kann auch dann sehr hoch sein, wenn nur eine mäßig starke reale Kronenverlichtung vorliegt, dies aber darauf zurückzuführen ist, daß die untersuchten Bäume noch sehr jung und deshalb altersbedingt noch vitaler sind. Darüber hinaus erlaubt die Krige-Interpolation Indexwerte auch für nicht bewaldete Flächen auszuweisen. Hierin wird der Charakter dieses Kennwertes als Weiser für die potentielle Schadensausprägung bzw. für die regionale Belastungssituation besonders deutlich.

In Abb.23 ist das Semivariogramm (Kap. 2.2) des Schadpotential-Indexes für alle Himmelsrichtungen dargestellt. Räumliche Anisotropien[2] können weitgehend vernachlässigt werden, wie die richtungsabhängigen Semivariogramme der Hauptrichtungen SW → NO und SO → NW verdeutlichen (Abb.24). Der Verlauf der Variogrammfunktionen (durchgezogene Linie) ist für die betrachteten Richtungen nahezu identisch.

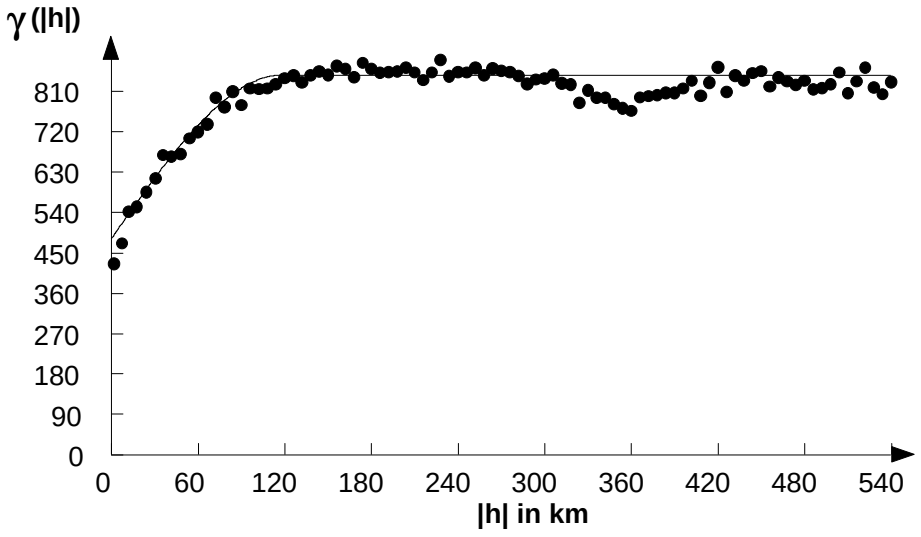


Abb.23: Omnidirektionales Semivariogramm des Schadpotential-Indexes (a = 120 km, C = 365, C_0 = 481; Sphärisches Modell)

An die empirischen Variogramme wurden sphärische Variogrammmodelle angepaßt. Deren allgemeine Gleichung lautet:

$$g(h) = C\left(\frac{3}{2}\frac{h}{a} - \frac{1}{2}\frac{h^3}{a^3}\right) + C_0 \qquad für |h| \le a$$

$$g(h) = C + C_0 \qquad für |h| > a$$

Die Kennwerte der Variogrammfunktionen sind Nuggetvarianz C_0, Schwellenwert C sowie Reichweite a. Die Darstellung in Abb.25 soll diese Modellparameter an einem allgemeinen Variogramm veranschaulichen. Die Reichweite ist die Entfernung, in der die Variogrammkurve einen bestimmten Schwellenwert erreicht. Dieser ist gleichzusetzen mit der statistischen Gesamtvarianz der betrachteten Merkmalsausprägungen. Innerhalb der Reichweite unterliegen die Merkmalswerte der Autokorrelation. Meßpunkte, deren Abstand größer ist als die Reichweite, sind voneinander unabhängig. Die Restvarianz zwischen äußerst eng benachbarten Punkten (Nuggetvarianz) resultiert zum einen aus der Summe der Varianzen der methodischen Fehler. Zum anderen beruht sie auf räumlichen Strukturen mit Reichweiten, welche kleiner sind, als die minimalen Meßpunktabstände. Bei der Nuggetvarianz der hier betrachteten Daten handelt es sich somit um die durch

[2] Grundsätzlich lassen sich die Variogramme für beliebige Richtungen des Abstandvektors h berechnen. Gleichen sich die Variogramme der verschiedenen Richtungen, d.h. hängt der Variogrammwert nur vom Abstand und nicht von der Richtung ab, so spricht man von einer isotropen räumlichen Struktur der Merkmalsausprägungen; andernfalls besteht eine räumliche Anisotropie.

Ansprachefehler verursachte Streuung sowie um den quantitativen Ausdruck der kleinräumigen Variabilität der Kronenzustandsdaten, welche durch das BZE-Meßnetz nicht mehr erfaßt werden kann.

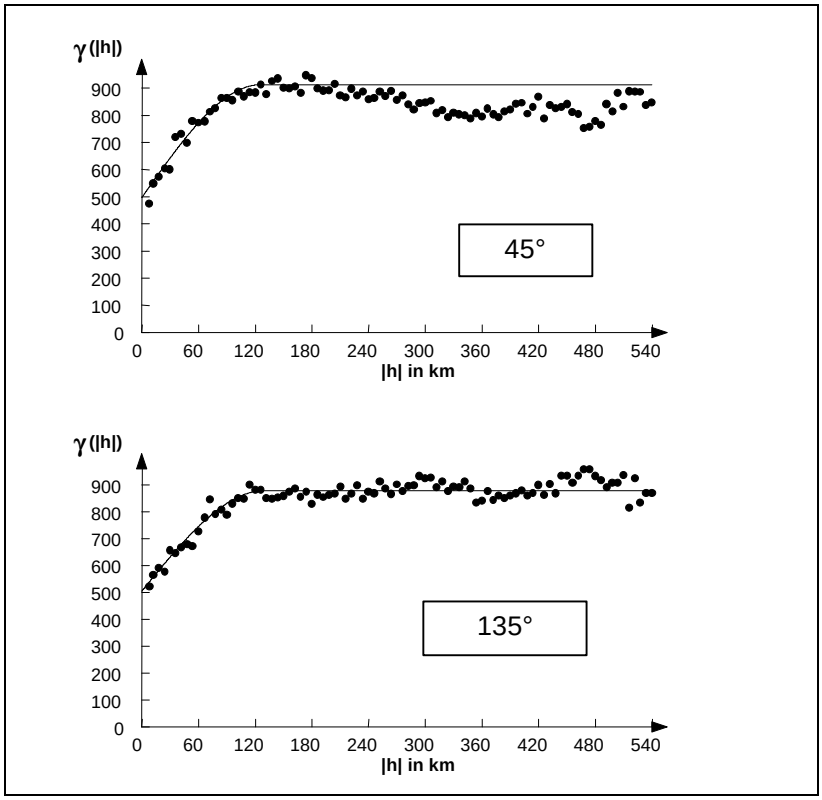


Abb.24: Semivariogramm des Schadpotential-Indexes, Richtungen: 45° (SW → NO); 135° (SO → NW)

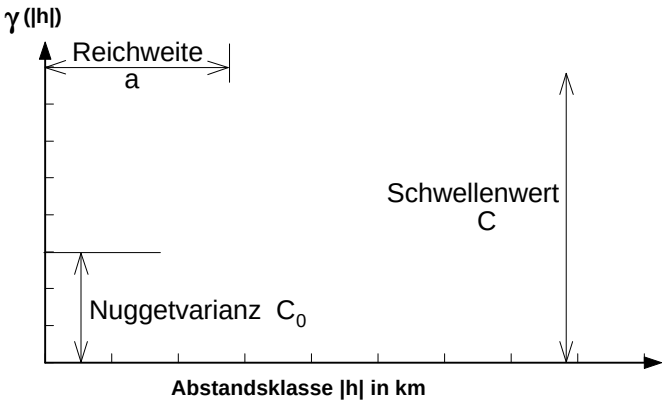


Abb.25: Parameter von Variogrammmodellen

Die ermittelten Modellparameter lassen folgende Aussagen zu: Die Reichweite räumlicher Abhängigkeit liegt bei a=120 km (Abb.23), d.h. innerhalb dieser Distanz besteht eine Autokorrelation des Schadpotential-Indexes; die durchschnittliche Ausdehnung großräumig wirksamer, schädigender Umweltbedingungen (Belastungsgebiete) dürfte ebenfalls in dieser Größenordnung liegen. Dies bedeutet, daß die Schadfaktoren auf meso- bis makrochorischem Skalenniveau (Wuchsbezirke, -gebiete) räumlich variieren und daß sinnvolle Befundeinheiten zur groben Erfassung der Schadensverteilung mithin ebenfalls dieser Skalenebene entsprechen sollten. Dabei ist zu berücksichtigen, daß der dargestellte Index-Wert alters- und baumartenbereinigte Kronenverlichtungsdaten wiedergibt. Um ein verläßliches Bild der Schadenssituation auf Bundesebene zu erhalten, müßten daher innerhalb der Befundeinheiten mit durchschnittlich höchstens 120 km Ausdehnung, alle vorkommenden Bestandestypen unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur repräsentativ erfaßt werden.

Die Nuggetvarianz des in Abb.23 dargestellten omnidirektionalen Variogrammodels beträgt 57 % der Gesamtvarianz, was neben methodischen Varianzen auch als Hinweis auf Strukturen zu deuten ist, die kleinräumiger sind als der minimale Erhebungspunktabstand. Insgesamt verdeutlicht das Variogramm des Schadpotential-Indexes aber dennoch eine ausgeprägte räumliche Abhängigkeit, so daß der Einsatz der Geostatistik für Zwecke der räumlichen Meßwertinterpolation angeraten erscheint.

Das Variogrammmodell in Abb.23 wurde zugrundegelegt um mittels Krige-Interpolation regionale Muster des Schadpotentials und damit der Hauptbelastungsgebiete auf der Grundlage des BZE-Erhebungsnetzes zu visualisieren. Die Lage der Erhebungspunkte, die hierbei als Stützwerte verwendet wurden, geht aus Anhang 5 hervor. Die für 10x10 km-Blöcke berechneten Indexwerte sind in Abb.26 dargestellt. Es lassen sich großräumige Belastungszentren erkennen. In Süddeutschland besteht ein erhöhtes Schadpotential in den Regionen Schwarzwald, Bayerische Alpen, südöstlicher Bayerischer Wald sowie im Keupergebiet zwischen Neckartal und Frankenhöhe. Vom Erzgebirge über Thüringer Wald und Thüringer Becken, Harz und Solling zieht sich ein Gürtel mit erhöhtem Schadpotential bis in das Gebiet nordwestlich des Weser Berglands. Die Harzregion liegt bundesweit gesehen in einem Bereich mit der offensichtlich höchsten Belastung. Vom Harz aus reicht eine Region erhöhter Belastung über den Magdeburger Raum bis in die Gegend westlich von Berlin. Im Tiefland tritt ein erhöhtes Schadpotential vor allem im Norden von Mecklenburg-Vorpommern in Erscheinung. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß zu Beginn der Waldschadenserhebung in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 1990 methodisch bedingt möglicherweise grundsätzlich von einem höheren Schadniveau auszugehen ist (vgl. Kap.3.2.4).

Die kartographische Darstellung in Abb.26 ist als raum-zeitlich hoch integrierendes Muster von potentiellen Schadfaktoren zu interpretieren. Sowohl durch die Datengrundlage bedingt (Eingangsgröße: dreijährige Mittelwerte) als auch aufgrund des Berechnungsverfahrens des Indexwertes (Alters- / Baumartenbereinigung) und die geostatistische räumliche Glättung werden punktuelle Extremwerte oder einmalige Spitzenwerte nivelliert, was durch die im folgenden Abschnitt dargestellte raum-zeitliche Auswertung der realen Schadensdaten verdeutlicht wird.

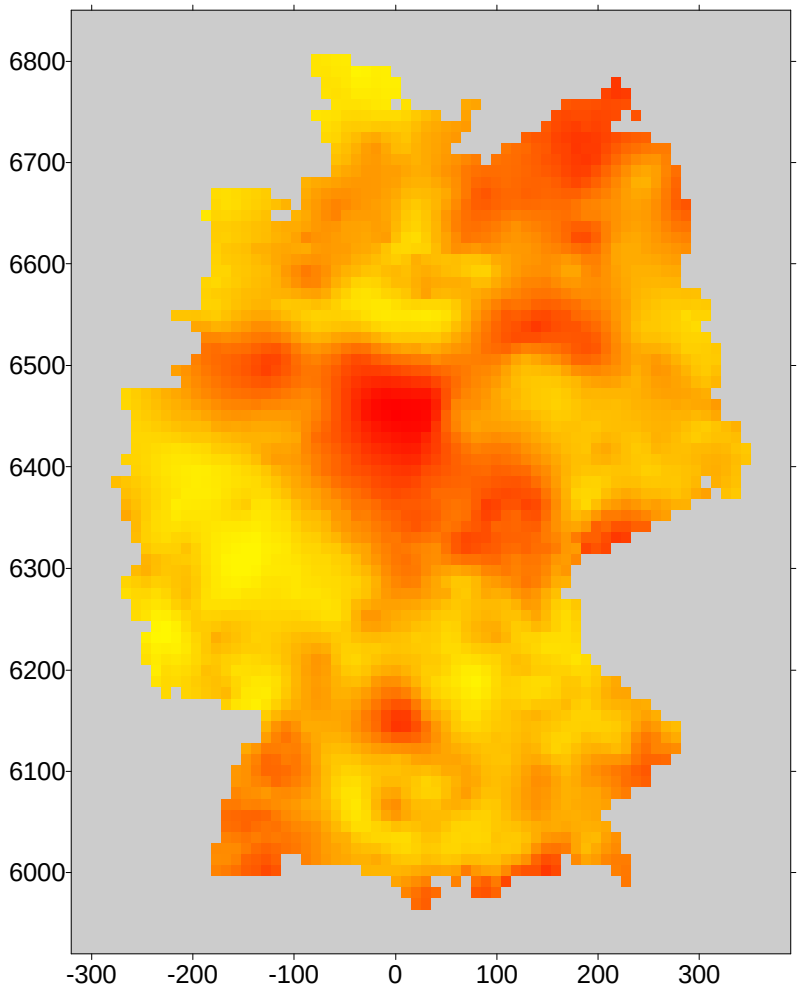


Abb.26: Räumliches Muster des Schadpotential-Indexes, ermittelt durch Krige-Interpolation auf der Grundlage des BZE-Erhebungsrasters; Wertespektrum: 0 (gelb) = minimale Belastung bis 100 (rot) = maximale Belastung

3.2.4 Raum-zeitliche Aspekte der Schadensausprägung

In diesem Abschnitt werden die realen Schadensdaten baumartenübergreifend und ohne Altersbereinigung kartographisch für die Erhebungsjahre 1990 – 1998 dargestellt, um Unterschiede zwischen diesen Jahren unter Mitberücksichtigung räumlicher Aspekte zu visualisieren. Den Darstellungen in Abb.27 liegen die prozentualen Anteile deutlich geschädigter Bäume der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Tanne, Buche und Eiche auf den Probepunkten der EU-Stichprobe zugrunde (16x16 km-Meßnetz). Für die Ermittlung der räumlichen Lage der dargestellten 10 %-, 30 %- 50 %-, 70 %- und 90 %-Isolinien wurde Krige-Interpolation verwendet. Im Vergleich zu den im vorigen Kapitel beschriebenen räumlichen Strukturen des Schadpotentials läßt die Darstellung der realen Kronenzustandsdaten folgende Besonderheiten erkennen:

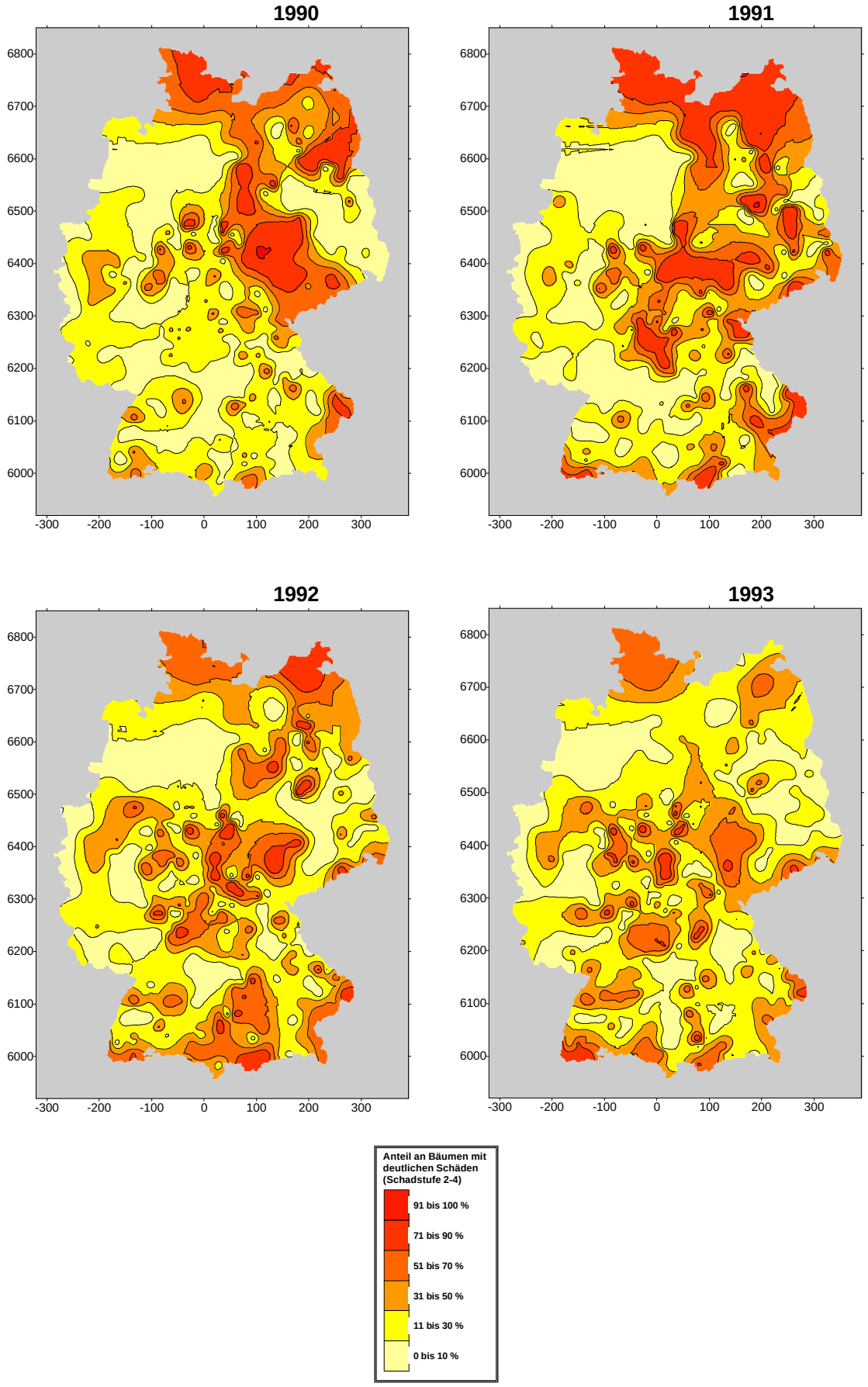
- Gegenüber dem Verteilungsmuster des Schadpotential-Indexes bilden die realen Kronenzustandsdaten deutlich kleinräumigere Strukturen aus. Hierin kommt zum Ausdruck, daß die individuelle Reaktion der erfassten Bestände auf die großräumigen, potentiell schädigend wirkenden Umweltfaktoren, welche durch

den Index quantifiziert werden sollen, bestandesspezifisch unterschiedlich ist. Für dieses unterschiedliche Reaktionsmuster werden unter anderem Bestandesalter, Bestockungsart, Bestandesbehandlung, die mikroskalige Standortsvariabilität sowie genetisch und historisch bedingte Unterschiede der Bestände bzw. Standorte verantwortlich gemacht. Aufgrund der kleinräumigen Heterogenitäten ist die Interpretation räumlicher Muster der realen Schadensdaten auf dem dargestellten Skalenniveau praktisch unmöglich.

- Trotz dieser Heterogenität pausen sich die in Kap.3.2.3 dargestellten großräumigen Hauptbelastungs- bzw. potentiellen Schadgebiete auch auf die realen Kronenzustandsdaten durch. So finden sich in der Region vom Erzgebirge bis zum Harz, für die ein hohes Schadpotential ermittelt wurde, gehäuft hohe Anteile deutlich geschädigter Bäume und auch im nördlichen Schwarzwald, dem Alpenbereich und dem südöstlichen bayerischen Wald lassen die meisten Erhebungsjahre Schadschwerpunkte erkennen.
- Besonders beachtenswert erscheinen die beträchtlichen zeitlichen Veränderungen der Kronenzustandsdaten, die, wenn man sie in Relation zur räumlichen Variabilität setzt, mit dieser größenordnungsmäßig durchaus vergleichbar sind. So weisen sehr viele Bereiche auf den dargestellten Karten über die Zeit hinweg eine Variation über das gesamte räumliche Streuungsspektrum auf; das heißt, sie variieren zwischen weniger als 10 % geschädigten (hellgelb) und bis zu 70 oder gar 90 % geschädigten Bäumen (hellrot bzw. dunkelrot). Ein großräumiger Trend über den gesamten Zeitraum ist zum Beispiel in der Region von West-Niedersachsen bis Ost-Brandenburg zu verzeichnen, wo der Anteil geschädigter Bäume 1997 ein flächenmäßiges Minimum erreicht. Die besonders stark ausgeprägten zeitlichen Veränderungen im Küstenbereich (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern) sollte vorsichtig interpretiert werden, da die räumliche Interpolation entsprechend der geringen Meßpunktdichte in dieser waldarmen Zone nur auf wenigen Stützwerten beruht. Dennoch zeichnet sich ein besonders in den Jahren 1994 bis 1997 in Augenschein tretender, bundeslandübergreifender Gradient von höheren Schäden im küstennahen Norden hin zum Binnenland mit einem wesentlich geringeren Anteil deutlich geschädigter Bäume ab. Die maximale Süd-Ausdehnung der Schäden im küstennahen Norden bestand im Jahr 1991.
- Gleichzeitig geben die letztgenannten Befunde bezüglich besonders hoher Schadensausprägungen in Mecklenburg-Vorpommern Hinweise auf den Daten inhärente methodische Schwächen. So zeichnet sich tendenziell zumindest in den ersten beiden der dargestellten Erhebungsjahre eine gewisse Ost-West-Differenzierung im Bereich der ehemaligen Grenze ab, wonach die Schadenseinstufung im Osten möglicherweise zu negativ ausfiel.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß beachtliche räumliche wie auch zeitliche Variabilitäten der Schadensdaten auftreten und Schadzonen deren Ausdehnung mehrere Erhebungspunkte des 16x16 km-Netzes umfassen, identifizierbar sind. Diese Zonen unterliegen einer Dynamik, welche innerhalb des betrachteten Zeitraumes sowohl Zunahmen als auch Abnahmen der geschädigten Bäume beinhalten. Über den gesamten Erhebungszeitraum gesehen, scheint sich eine deutliche Verbesserung im Nordostdeutschen Tiefland vollzogen zu haben.

Für die weitere Analyse der Schadensdaten insbesondere zur Ableitung von Schadens(verlaufs)typen wurden multivariat-statistische Verfahren eingesetzt.


1990
1991
1992
1993
6800
6700
6600
6500
6400
6300
6200
6100
6000
-300
-200
-100
0
100
200
300
Anteil an Bäumen mit deutlichen Schäden (Schadstufe 2-4)
91 bis 100 %
71 bis 90 %
51 bis 70 %
31 bis 50 %
11 bis 30 %
0 bis 10 %

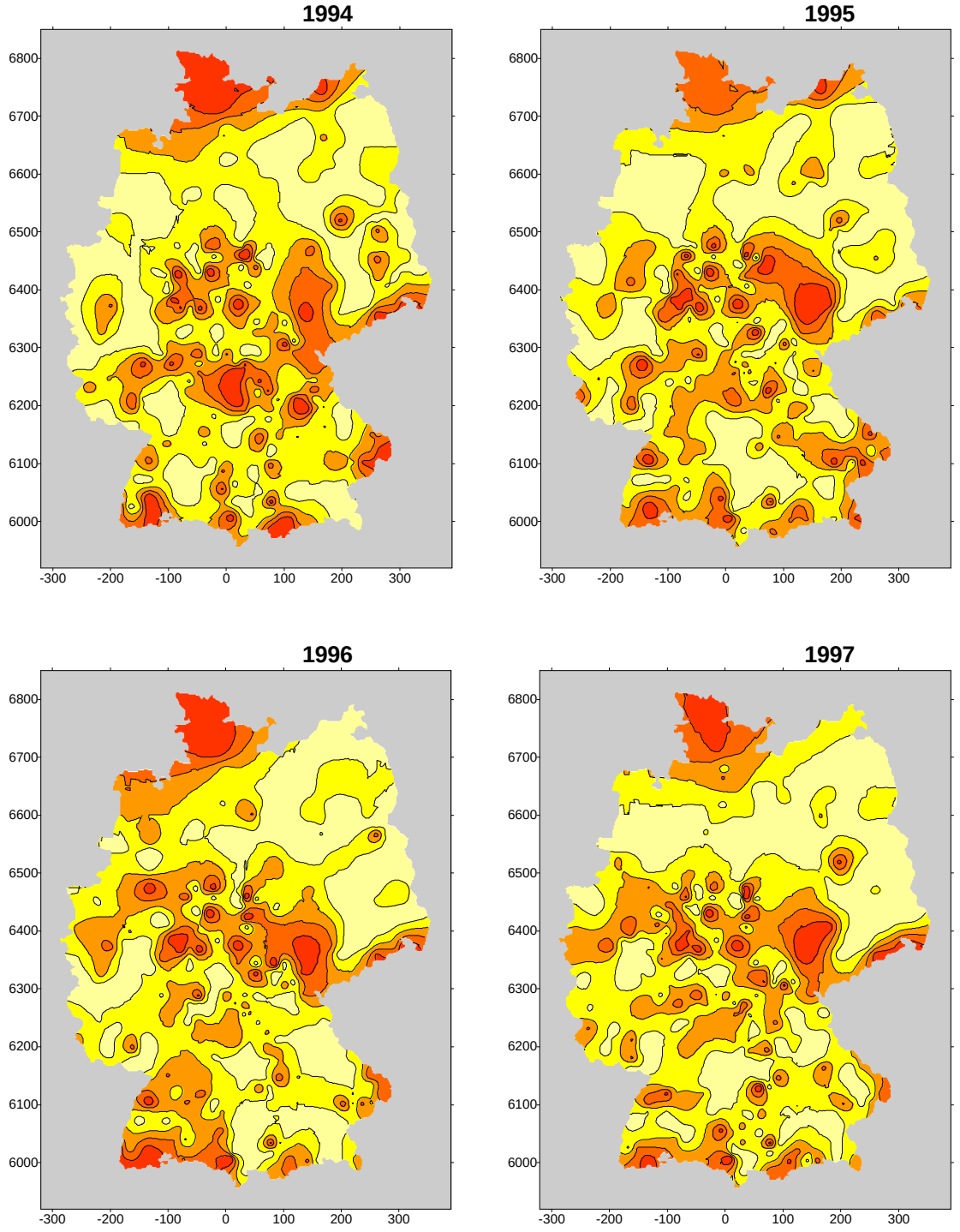


Abb.27: Mittels Krige-Interpolation berechnete Isolinien der Kronenzustandsdaten auf der Basis des 16x16 km-Erhebungsnetzes der EU (Anteil deutlicher Schäden, d.h. der Schadstufen 2-4, in den Jahren 1990 bis 1997)[3]

[3] In BY und SL wurde 1990 wegen der Sturmschäden keine Waldschadenserhebung durchgeführt (123 Stichprobenpunkte wurden zerstört). Die Daten der Erhebung 1989 wurden auch für die Auswertung 1990 verwendet.

3.2.5 ABLEITUNG VON SCHADENS(VERLAUFS)TYPEN

Die gängigen statistischen Verfahren zur Auswertung von Zeitreihen (Trend-, Autokorrelationsanalyse, spektral-analytische Verfahren usw.) sind für die Untersuchung der Dynamik der vorliegenden Schadensdaten kaum zu gebrauchen, da für ihren Einsatz weitaus längere Zeitreihen vorliegen müßten. Um dennoch gewisse Rückschlüsse auf autokorrelative und trendhafte Komponenten in den Zeitreihen zu ermöglichen und eine entsprechende Klassifizierung der Standorte durchzuführen, wurden die Daten der einzelnen Erhebungsjahre nach Baumarten getrennt einer Faktorenanalyse unterzogen (vgl. Kap.2.1). Die Faktorenanalyse bewirkt eine Datenkomprimierung indem sie eng miteinander korrelierte Erhebungszeitpunkte zu einem gemeinsamen Faktor zusammenfaßt. Die extrahierten Faktoren sind stochastisch unabhängig; Aussagen zur Persistenz der Schadenssituation lassen sich deshalb anhand der aufeinander folgenden Zeitpunkte (Erhebungsjahre) treffen, welche einen gemeinsamen Faktor besitzen. Die Datengrundlage für die Faktorenanalyse nach dem Hauptkomponentenverfahren bilden die mittleren prozentualen Nadel-/ Blattverluste der Jahre 1990 bis 1997[4].

Das Resultat der Faktorenanalyse ist bei allen Baumarten sehr ähnlich. Die Variabilität der Nadel-/ Blattverluste von acht Erhebungsjahren läßt sich zu 84 % (Fichte), 71 % (Kiefer) sowie 80 % (Buche) auf jeweils zwei orthogonale, d.h. stochastisch unabhängige Faktoren zurückführen, welche bei allen Baumarten gleich zu interpretieren sind. Zur Interpretation der Faktoren dienen die in Tab.7 dargestellten Faktorladungsmatrizzen. Die Faktorladungen stehen für die Korrelation eines jeden Faktors mit den Nadel-/ Blattverlusten im jeweiligen Erhebungsjahr. Aus der Tabelle geht hervor, daß Faktor 1 im wesentlichen die Nadel-/ Blattverluste der Jahre 1995 bis 1997 und Faktor 2 die der Jahre 1990 bis 1992 zum Ausdruck bringt. Faktor 1 erhält seine Hauptladung bei allen Baumarten vom Nadel-/ Blattverlust im Jahr 1996. Faktor 2 wird jeweils am stärksten von den Nadel-/ Blattverlusten der Jahre 1990 (Fichte), 1991 (Kiefer) bzw. 1992 (Buche) geladen.

Die beiden Faktoren sind per Definition unkorreliert, woraus gefolgert werden kann, daß sich das Schadbild, wie es sich für Deutschland auf der Basis des 16x16 km-Erhebungsnetzes darstellt, nach vier bis sechs Jahren grundsätzlich verändert hat. Innerhalb von kleineren Zeiträumen korrespondieren die aktuellen Schadensdaten im Gesamtaspekt indes annähernd mit denjenigen der Vorjahre. Die Interpretation der Schadenssituation unterliegt daher zwangsläufig Redundanzen, welche auch die in den jährlichen Waldzustandsberichten der vergangenen Jahre dargestellten Ergebnisse häufig widerspiegeln. Die gravierende Veränderung der Schadenssituation nach einem je nach Baumart vier- bis sechsjährigen Zeitabstand ist jedoch nicht mit einem generellen Trend zum Besseren oder Schlechteren zu verwechseln. Der Befund besagt lediglich, daß der Schadensgrad eines Bestandes zu Beginn des Jahrzehnts in der Regel nicht auf seinen Schadensgrad in den Jahren 1995 bis 1997 schließen läßt. Hieraus läßt sich hinsichtlich der zeitlichen Auflösung bei der Erhebung von Kronenzustandsdaten ein maximaler Turnus von – je nach Baumart - höchstens vier bis sechs Jahren ableiten.

Die Diskrepanz zwischen den Faktoren 1 und 2 ist bei der Kiefer am stärksten, da lediglich im Jahr 1993 gleichzeitig Ladungen auf beide Faktoren auftreten. Bei der

[4] In BY und SL wurde 1990 wegen der Sturmschäden keine Waldschadenserhebung durchgeführt (123 Stichprobenpunkte wurden zerstört). Die Daten der Erhebung 1989 wurden auch für die Auswertung 1990 verwendet.

Fichte erfolgt eine Überlappung der beiden Faktoren für die Schadensdaten der Jahre 1992 bis 1994, bei Buche für die der Jahre 1993 und 1994 (vgl. Tab.7). Die Persistenz des Schadgeschehens ist bundesweit gesehen bei der Fichte somit am stärksten ausgeprägt.

Tabelle 7: Faktorladungsmatrix der Nadel-/ Blattverluste von Fichte, Kiefer und Buche nach Varimax-Rotation (Überla 1972)

FICHTE

Nadelverlust im Jahr	**Faktor 1**	**Faktor 2**
1996	0.87	
1995	0.86	
1997	0.81	
1994	0.67	0.59
1990		0.87
1991		0.84
1992	0.50	0.76
1993	0.60	0.72

KIEFER

Nadelverlust im Jahr	**Faktor 1**	**Faktor 2**
1996	0.88	
1995	0.87	
1997	0.85	
1994	0.77	
1991		0.82
1992		0.81
1990		0.74
1993	0.59	0.60

BUCHE

Nadelverlust im Jahr	**Faktor 1**	**Faktor 2**
1996	0.87	
1995	0.86	
1997	0.81	
1993	0.69	0.59
1994	0.67	0.54
1992		0.88
1991		0.84
1990		0.67

Für die Klassifikation und Ableitung von Schadens(verlaufs)typen wurden die Faktoren 1 und 2 baumartenweise einer Clusteranalyse unterzogen. Es sollten dadurch Typen ermittelt werden, die bezüglich ihrer Schadensausprägung bzw. deren Veränderung innerhalb des Beobachtungszeitraumes ähnliche Muster aufweisen. Das Ziel dieser Klassifizierung ist die Ermittlung von möglichst homogenen Straten, welche in späteren Untersuchungen verwendet werden können, um beispielsweise den Einfluß der Baumernährung oder von Bodenkenngrößen auf die Dynamik der Kronenverlichtung zu untersuchen. Dabei erscheint es sinnvoll, Einflüsse potentieller Prädik

toren sowohl zwischen den Straten (d.h. als Differenzierungskriterium) als auch innerhalb der einzelnen Straten auszuwerten.

Bei der Klassifizierung, die baumartenspezifisch anhand der jeweils ermittelten Faktoren durchgeführt wurde, erfolgt indirekt auch eine gewisse Gruppendifferenzierung durch das Baumalter, da dieses wie bereits dargelegt wurde, Einfluß auf die Schadensausprägung hat. Die ermittelten Faktoren weisen ebenfalls einen - entsprechend der originären Schadensdaten - mehr oder weniger stark ausgeprägten Alterstrend auf (vgl. Anhang 6). Am stärksten ist die Altersabhängigkeit bei der Fichte ausgeprägt. Bei der Kiefer treten lediglich für Bestände unter ca. 25 Jahren deutlich geringere Faktorwerte (und entsprechend geringere Nadelverluste) auf, wobei der Alterstrend bei Faktor 1 (Zeitraum 1994 bis 1997) ausgeprägter ist als bei Faktor 2 (Zeitraum 1990-93).

Die Klassifikation der Standorte erfolgte nach dem hierarchischen Ward-Verfahren (Kap.2.1). Einige Kennwerte der ermittelten Gruppen finden sich in Tab.8. Die angegebenen Erhebungsjahre sind diejenigen mit der höchsten Ladung auf die jeweiligen Faktoren (vgl. Tab.7). Die Gruppenzugehörigkeit der einzelnen Erhebungspunkte bzw. ihre relative Lage hinsichtlich der Faktorwerte ist den Abb.28, 30 bzw. 32 zu entnehmen. In Abb.29, 31 bzw. 33 sind die mittleren Schadensverläufe innerhalb der Gruppen dargestellt. In Anhang 7 finden sich ferner Kartogramme der Cluster.

Tabelle 8: Kennwerte der ermittelten Schadens(verlaufs)typen (Mittelwert, Standardabweichung)

FICHTE	**Cluster 1** (n=21)	**Cluster 2** (n=46)	**Cluster 3** (n=30)	**Cluster 4** (n=31)
% Nadelverlust 1990	**30.9** (4.7)	**21.2** (6.4)	**15.5** (8.2)	**6.2** (5.9)
% Nadelverlust 1996	**32.4** (7.5)	**15.9** (6.7)	**25.7** (7.2)	**7.6** (4.5)
Bestandesalter [Jahre]	**117** (29)	**80** (22)	**70** (24)	**36** (13)

KIEFER	**Cluster 1** (n=41)	**Cluster 2** (n=14)	**Cluster 3** (n=29)	**Cluster 4** (n=35)	**Cluster 5** (n=8)
% Nadelverlust 1991	**12.8** (6.5)	**28.5** (11.2)	**21.7** (6.7)	**30.1** (9.9)	**41.0** (13.0)
% Nadelverlust 1996	**11.1** (5.9)	**30.9** (7.4)	**19.8** (4.7)	**13.8** (5.6)	**8.3** (2.5)
Bestandesalter [Jahre]	**48** (33)	**88** (29)	**72** (26)	**69** (33)	**52** (22)

BUCHE	**Cluster 1** (n=14)	**Cluster 2** (n=33)	**Cluster 3** (n=9)	**Cluster 4** (n=7)
% Nadelverlust 1992	**13.1** (8.5)	**24.8** (6.8)	**38.3** (7.7)	**34.4** (7.8)
% Nadelverlust 1996	**12.4** (4.9)	**23.8** (6.1)	**39.7** (5.5)	**15.9** (5.6)
Bestandesalter [Jahre]	**43** (17)	**94** (29)	**133** (16)	**71** (29)

Bei Fichte werden vier Schadens(verlaufs)typen ermittelt (Abb.28). Die Cluster 1 und 4 zeigen über den Erhebungszeitraum praktisch keinerlei Dynamik, wobei sich Cluster 1 auf hohem, Cluster 4 auf niedrigem Niveau bewegt. Dazwischen liegen die Cluster 2 und 3. Für Cluster 2 ist ein Schadensrückgang, für Cluster 3 eine Schadenszunahme während des Erhebungszeitraums zu verzeichnen. Für die stark geschädigten Bäume in Cluster 1 ist ein hohes Alter (Mittelwert: 117 Jahre) für Cluster 4 ein geringes Alter typisch (Mittelwert: 36 Jahre). Die Cluster 2 und 3 liegen dazwischen und unterscheiden sich mit durchschnittlich 70 bzw. 80 Jahren diesbezüglich kaum voneinander. Die kartographische Darstellung der Clusterzugehörigkeit zeigt, daß diese keinerlei räumlichem Muster folgt.

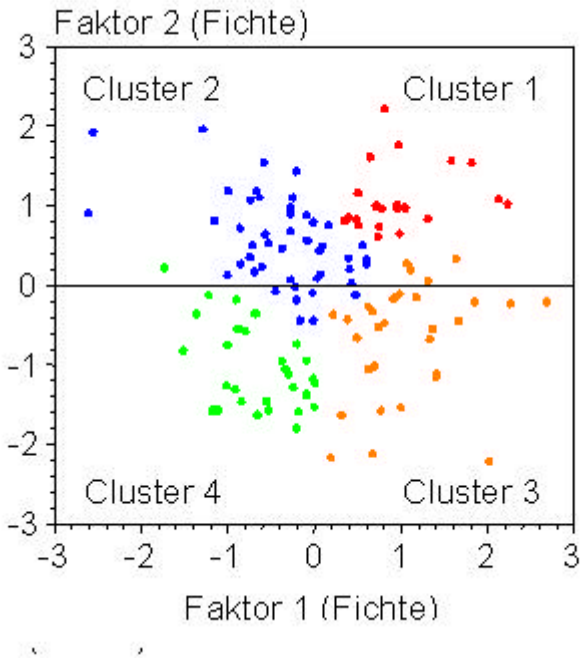


Abb.28: Ordination der Fichtenbestände nach Clustern differenziert

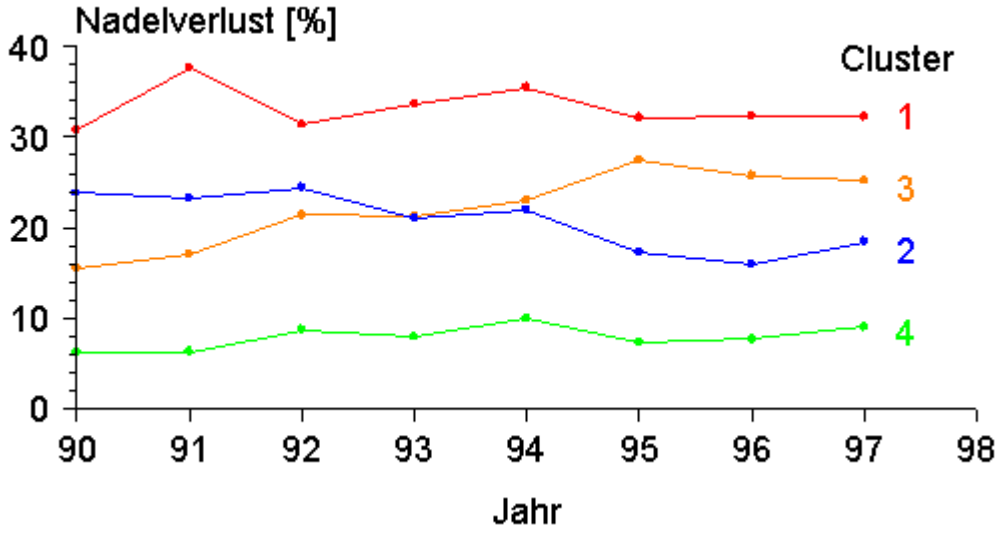


Abb.29: Mittlerer Schadensverlauf von Fichtenbeständen nach Clustern differenziert

Bei Kiefer lassen sich fünf Gruppen ausweisen. Cluster 1 zeichnet sich durch eine geringe Dynamik und Nadelverluste auf niedrigem Niveau aus. Cluster 2 zeigt eine mäßige Dynamik - in der Tendenz eine Schadenszunahme - bewegt sich aber auf weit höherem Niveau als Cluster 1. Dazwischen liegen die Cluster 3 und 4, wobei Cluster 4 zu Anfang des Jahrzehnts auf hohem Niveau lag und sich bis 1997 deutlich verbesserte. Der Schadensverlauf von Cluster 3 weist keinen Trend auf. Die acht Standorte des Cluster 5 lassen eine besondere Dynamik erkennen. Sie waren zu Anfang des Jahrzehnts ausgesprochen stark geschädigt, zeigen dann aber im Verlauf der Erhebungszeit eine sehr deutliche Reduktion des Schadensausmaßes. Beachtenswert ist, daß die Standorte dieses Clusters alle im Nordostdeutschen Tiefland zu finden sind, und zwar sowohl in Mecklenburg-Vorpommern als auch in Brandenburg und im nördlichen Sachsen-Anhalt, so daß bundeslandspezifische Artefakte erst einmal unwahrscheinlich erscheinen. Die starke Verbesserung in der Region, in der die Standorte des Cluster 5 liegen, wurde bereits in Kap.3.2.4 im Zusammenhang mit der geostatistischen Auswertung der Schadenszeitreihen diskutiert (vgl. Abb.27). Demnach zeigt sich in der küstenfernen Region des Nordostdeutschen Tieflandes über den Erhebungszeitraum hinweg eine tendenzielle Verbesserung des Kronenzustandes der Kiefern.

Eine Altersdifferenzierung der Cluster ist bei der Baumart Kiefer deutlich geringer als bei Fichte bzw. bei Berücksichtigung der Standardabweichungen innerhalb der Gruppen gar nicht gegeben.

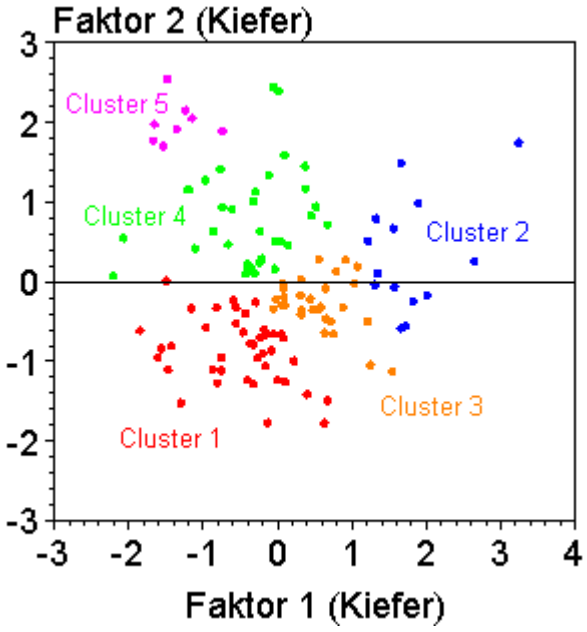


Abb.30: Ordination der Kiefernbestände nach Clustern differenziert

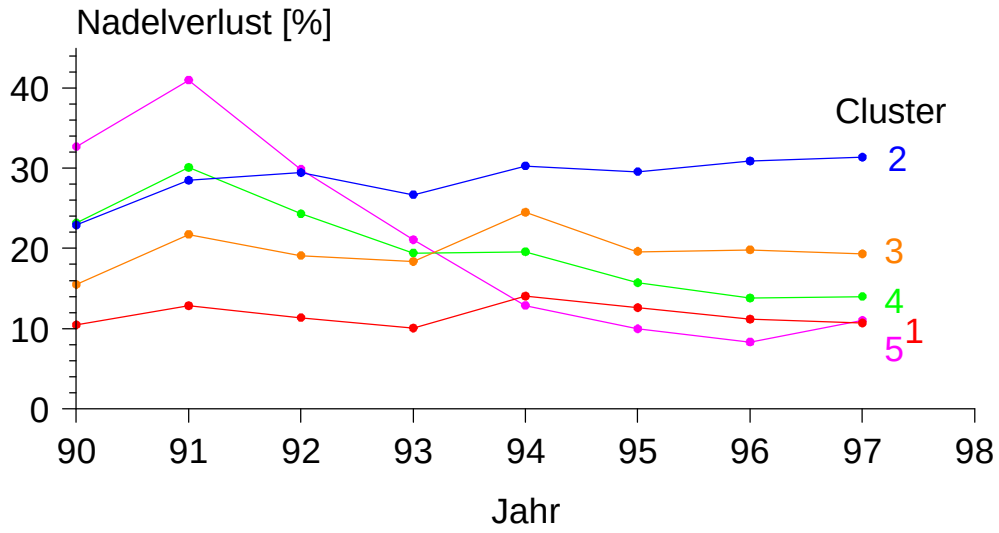


Abb.31: Mittlerer Schadensverlauf von Kiefernbeständen nach Clustern differenziert

Für die Baumart Buche werden vier Cluster ermittelt. Die durchschnittlichen Blattverluste der Cluster 1 bis 3 liegen ohne ausgeprägte zeitliche Veränderung auf niedrigem (Cluster1), mittlerem (Cluster 2) bzw. hohem Niveau (Cluster 3). Tendenziell läßt sich bei allen drei Clustern zwischen 1990 und 1997 allenfalls ein sehr schwacher Trend der Schadzunahme verzeichnen. Cluster 4 zeigt dagegen eine ausgeprägtere Dynamik mit besonders hohen Blattverlustwerten in den Jahren 1991 und 1992 und einer anschließenden ausgeprägten Schadensverringerung. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Cluster fällt auf, daß sich die Punkte des Cluster 3 in der Region Nordhessen und Weserbergland konzentrieren; die Punkte des Cluster 4 liegen auf einem Streifen von Spessart über Rhön bis ins Thüringer Becken. Bezüglich der Altersverteilung decken sich die am geringsten geschädigten Buchen des Cluster 1 mit dem geringsten Bestandesalter (Tab.8), während das höchste mittlere Bestandesalter in Cluster 3 auftritt, für welches auch die höchsten Schäden konstatiert werden. Da das Alter offensichtlich deutlich zwischen den Gruppen differenziert, sollte bei der Analyse potentieller Prädiktoren der Schadensausprägung innerhalb und zwischen den Gruppen stets das Baumalter als Kovariate mitberücksichtigt werden.

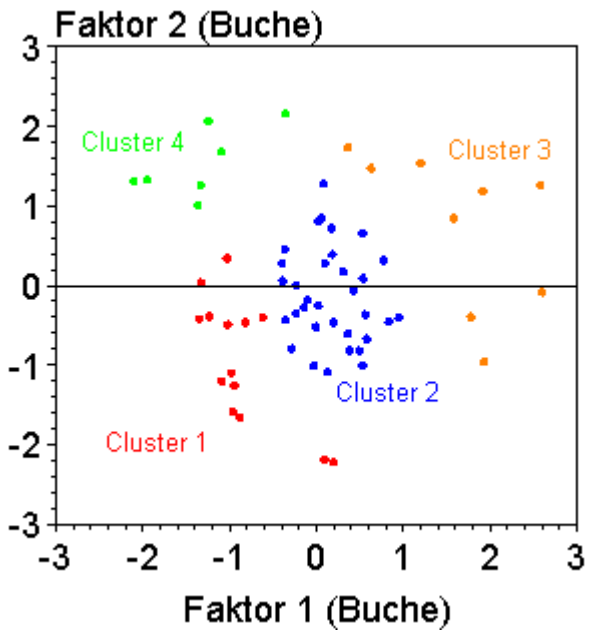


Abb.32: Ordination der Buchenbestände nach Clustern differenziert

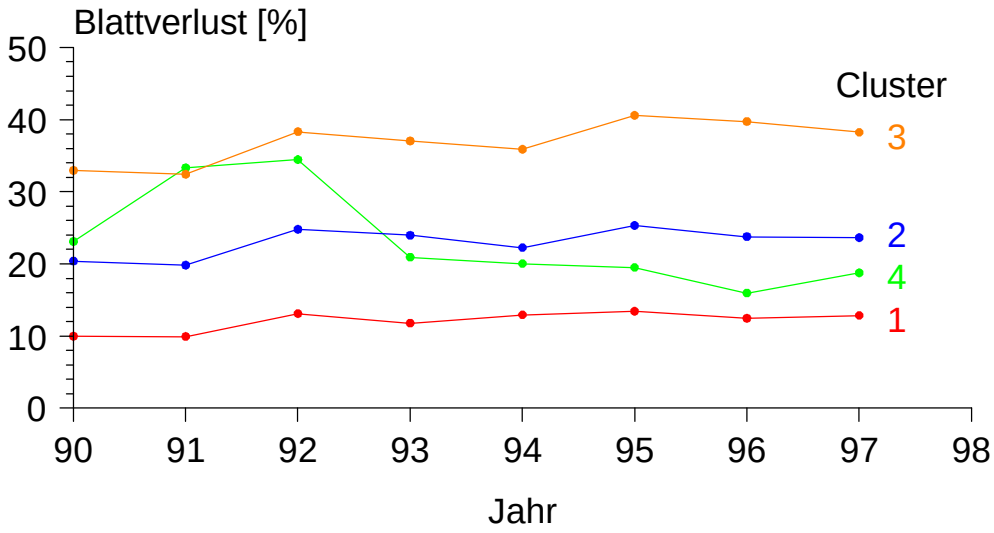


Abb.33: Mittlerer Schadensverlauf von Buchenbeständen nach Clustern differenziert

3.2.6 ZUSAMMENFASSUNG

Auf der Basis von WSE-Daten konnte gezeigt werden, daß die Stress- und Schadfaktoren, die potentiell zur Kronenverlichtung führen, plausibel interpretierbaren räumlichen Mustern folgen. Die statistisch abgeleitete "potentielle Kronenverlichtung" dient hier als Indikator der Gesamtbelastungssituation und stellt die Summe aller potentiell schädigenden Umweltbedingungen an einem Standort dar. Die räumliche Variabilität dieses Indikators ist so stark ausgeprägt, daß sich die zeitlichen Unterschiede der verwendeten Schadensdaten (3-jährige Mittelwerte aus unterschiedlichen Zeiträumen in den neuen bzw. alten Bundesländern; vgl.

Kap.3.2.1) nicht als scheinbar räumlicher Gradient zwischen den betroffenen Bundesländern niederschlägt.

Die individuelle Reaktion der Bestände auf schädigende Umweltbedingungen ist unterschiedlich, so daß der tatsächliche am Standort erkennbare Kronenzustand nicht unbedingt mit der großräumigen Belastungssituation korrespondiert und entsprechend kleinräumiger strukturiert ist.

Als eine sinnvolle durchschnittliche Flächenausdehnung von Befundeinheiten für Waldschadensaussagen werden im bundesweiten Maßstab maximal ca. 120 km erachtet. Mittels Geostatistik kann gezeigt werden, daß die „potentielle Schädigung" innerhalb dieser Distanz räumlich korreliert ist; für größere Distanzen ist mithin von unterschiedlichen Belastungsfaktoren und –intensitäten auszugehen. Aussagen auf der Grundlage von Wuchsgebieten und -bezirken werden als sinnvoll angesehen, vorausgesetzt, daß für diese Befundeinheiten baumalters- und baumartenrepräsentative Daten erhoben werden. Es sollte daher auf der Basis vorliegender Wuchsgebietsgrenzen überprüft werden, ob sich eine räumliche Differenzierung der Schäden zwischen unterschiedlichen Gruppen abzeichnet.

Bei der Typisierung der Kronenzustandsdaten lassen sich für Fichte, Kiefer und Buche prinzipiell (mindestens) vier Hauptgruppen ermitteln: 1) Bestände mit hohen Nadel-/ Blattverlusten während des gesamten Erhebungszeitraumes; 2) solche mit permanent geringen Nadel-/ Blattverlusten; 3) Bestände mit durchschnittlicher Schädigung und einer Tendenz zur Schadensverringerung sowie 4) ebenfalls mittel geschädigte Bestände mit einer tendenziellen Schadenserhöhung während der Zeit von 1990 bis 1997. Muster der räumlichen Verteilung dieser Typen sind kaum zu erkennen. Bei der späteren Untersuchung von Beziehungen zwischen potentiellen Stressfaktoren und der Dynamik des Kronenzustands sollen die ermittelten Typen zur Datenstratifizierung dienen, wobei für Fichte und Buche die Mitberücksichtigung des Baumalters besonders wichtig erscheint. Als regionales Stratifizierungskriterium eignen sich ferner die Regionen mit hohem bzw. niedrigem Schadpotential, wie sie in Abb.26 farblich differenziert dargestellt wurden. Die Regionalisierung und „Verschneidung" dieser Straten mit Bodeninformationen, Immissionsdaten, usw. soll Gegenstand späterer Auswertungsschritte sein.

3.3 AUSWERTUNG VON ERNÄHRUNGSDATEN

3.3.1 BEZIEHUNGSGEFÜGE DER NADEL-/ BLATTSPIEGELWERTE

Die Elementgehalte in den Assimilationsorganen der Bäume dienen zur Charakterisierung des Ernährungszustands und können außerdem als mögliche Indikatoren für die standörtliche atmogene (Schad-)Stoffbelastung herangezogen werden. Im folgenden werden die Beziehungen zwischen den einzelnen Elementgehalten analysiert und interpretiert. Beziehungen zwischen den Elementen sind zu erwarten; sie resultieren aus pflanzenphysiologisch oder pedochemisch begründeten Antagonismen, substrat- und bodenspezifisch unterschiedlichen Vorräten und Verfügbarkeiten der einzelnen Elemente und letztlich auch aus regional unterschiedlichen Elementkombinationen in der atmogenen Deposition. Bei der Interpretation der folgenden Auswertungsergebnisse muß im Auge behalten werden, daß die Analysedaten der einzelnen Bundesländer aus verschiedenen

Jahren stammen. Die sichtbaren räumlichen Unterschiede können daher prinzipiell auch das Produkt zeitlicher Effekte darstellen und sollten mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden.

Um aus den Rohdaten auf Muster für das Zusammentreffen bestimmter Elementkombinationen und damit spezifische Ernährungs- oder Eintragssituationen schließen zu können, erscheint die statistische Datenkomprimierung, wie sie mittels faktorenanalytischer Verfahren durchgeführt werden kann (vgl. Kap. 2.1), besonders sinnvoll. Die Beziehungsstruktur zwischen den Nährelementen in Nadeln wurde nach dem Hauptkomponentenverfahren getrennt für Fichte, Kiefer und Buche untersucht. Außer den Elementgehalten wurden auch einige Elementquotienten, deren Bedeutung in der Literatur belegt ist, in diese Untersuchung mit einbezogen. Diese Quotienten können Hinweise auf mögliche Nährstoffungleichgewichte geben. Ernährungsstörungen infolge von „Nährelementdisharmonien“ können beispielsweise durch ein (eintragsbedingtes) Stickstoffüberangebot auftreten und würden sich dann in besonders weiten N/P-, N/K-, N/Mg- oder N/Ca-Quotienten äußern. Durch Ca-Mg- oder Ca-K-Antagonismen bedingte Ungleichgewichte und dadurch induzierte Mg- bzw. K-Mängel auf karbonatreichen Standorten werden ebenfalls durch die entsprechenden Elementquotienten angezeigt. Allerdings korrespondieren die gängigen Grenz- bzw. Orientierungswerte der absoluten Elementgehalte, welche nach der Literatur eine Unterversorgung indizieren sollen und diejenigen der Elementquotienten häufig nur unzureichend miteinander. Auf Schwachstellen bezüglich der überregionalen Gültigkeit der Grenzwerte von Baumernährungsdaten wird in diesem Zusammenhang von Riek und Wolff (1998) hingewiesen.

Zur komprimierten Charakterisierung der Ernährungssituation der Bestände auf den BZE-Erhebungspunkten wurden aus folgenden 13 Kennwerten Faktoren ermittelt:

- N-, P-, K-, Ca-, Mg-, Mn-, S-Gehalte
- N/P-, N/K-, N/Ca-, N/Mg-, Ca/K-, Ca/Mg-Quotienten.

<u>Fichte</u>

Die Variabilität der aufgeführten 13 Kennwerte kann im wesentlichen auf fünf orthogonale, d.h. stochastisch unabhängige, Faktoren zurückgeführt werden. Die nach dem Kaiser-Kriterium (vgl. Kap. 2.1) extrahierten Faktoren erklären zusammen 86.4 % der Gesamtvarianz (Anhang 8). Die Ladungsmatrix in Tab.9 gibt eine Übersicht, die die Interpretation der Faktoren ermöglicht. Die Faktorladungen stehen für die Korrelation eines jeden Faktors mit den entsprechenden Ernährungsdaten. Die entsprechenden Streudiagramme dieser Beziehungen zeigen die Darstellungen in Anhang 9. Außerdem sind dort zum Zwecke der räumlichen Interpretation die in drei Gruppen (< 20-Perzentil, 20-80-Perzentil, > 80-Perzentil) klassifizierten Faktorwerte kartographisch dargestellt.

Tab.9: Ernährungssituation von Fichten - Faktorladungsmatrix nach Varimax-Rotation (Überla 1972)

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5
Ca-Gehalt	0.95				
N/Ca-Quotient	-0.89				
Ca/Mg-Quotient	0.81	0.51			
Ca/K-Quotient	0.81		0.49		
Mg-Gehalt		-0.93			
N/Mg-Quotient		0.86			
Mn-Gehalt		0.44			
N/K-Quotient			0.96		
K-Gehalt			-0.90		
N-Gehalt				0.90	
S-Gehalt				0.74	
P-Gehalt					-0.93
N/P-Quotient				0.39	0.89

Faktor 1 wird in erster Linie von den Ca-Gehalten geladen, welche auch ausschlaggebend für die entsprechenden Quotienten sind. Das heißt geringe Ca-Gehalte führen zu weiten N/Ca-Quotienten, hohe Ca-Konzentrationen zu weiten Ca/Mg- bzw. Ca/K-Quotienten und zeigen damit möglicherweise Mg- oder K-Mangelsituationen an. Bemerkenswert ist die räumliche Verteilung der Faktorwerte (Anhang 9). Es fällt auf, daß Faktor 1 nicht die zu erwartende Abhängigkeit vom Substrat zeigt. So zeichnen sich die Regionen Schwäbische und Fränkische Alb sowie die Kalkalpen nicht durch ein besonders häufiges Auftreten sehr hoher Faktorwerte (> 80-Perzentil) aus, welche auf hohe Ca-Gehalte schließen ließen. Auf das carbonathaltige Ausgangsgestein dieser Regionen weist allenfalls die Tatsache hin, daß geringe Werte (< 20-Perzentil) hier gar nicht vertreten sind. Durch ein gehäuftes Vorkommen von hohen Faktorwerten fällt dagegen ein Gebiet in Thüringen und Sachsen auf, für das von einer hohen Eintragsrate basischer

Kationen - insbesondere von Calcium - auszugehen ist (vgl. UBA 1994). Gehäuft niedrige Faktorwerte finden sich in Schleswig-Holstein, dem Sauerland, im Raum Fichtelgebirge - Oberpfälzer Wald - Bayerischer Wald - Böhmer Wald sowie lokal im Schwarzwald.

Faktor 2 charakterisiert die Mg-Ernährung. Hohe Mg-Gehalte korrespondieren mit engen N/Mg- und Ca/Mg-Quotienten. Außerdem sind Standorte mit guter Mg-Versorgung offensichtlich tendenziell schlecht mit Mangan versorgt. Bei der Interpretation der kartografischen Darstellung in Anhang 9 ist zu beachten, daß hohe Faktorwerte nach Tab.9 mit geringen Mg-Gehalten korrespondieren und umgekehrt. Sehr klar zeigt sich das gehäufte Vorkommen einer guten Mg-Ernährung im Bereich der Alpen, wo das dolomithaltige Ausgangsgestein eine entsprechende Mg-Versorgung gewährleistet. Bekanntermaßen können auf diesem Substrat leicht Mn-Mängel auftreten, was die negative Ladung von Mangan auf Faktor 2 erklärt

(Tab.9). Im übrigen Deutschland treten hohe und geringe Faktorwerte meist eng benachbart auf. Beachtenswert ist allenfalls eine Häufung hoher Werte und damit ungünstiger Mg-Ernährungssituationen in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen. Dieser Befund korrespondiert mit den in Kap.3.1 gewonnenen Ergebnissen zur Mg-Versorgung von Fichten.

Die Kaliumernährung wird durch **Faktor 3** beschrieben. Hohe K-Gehalte korrespondieren mit engen N/K- und Ca/K-Quotienten. Die räumliche Verteilung der Faktorwerte verdeutlicht tendenziell eine überwiegend gute K-Versorgung im Bereich Fichtelgebirge – Frankenwald - Thüringer Wald - Erzgebirge, während geringe K-Gehalte im bayerischen Voralpenraum gehäuft auftreten.

Faktor 4 erscheint in Hinblick auf später angestrebte Untersuchungen von Beziehungen zwischen Kronenzustand und anthropogenen Stressfaktoren besonders beachtenswert, da er gleichermaßen die S- und N-Ernährung widerspiegelt. Es ist anzunehmen, daß sich hohe Werte des Faktors 4 in entsprechenden Belastungsgebieten mit hohen S- und N-Einträgen wiederfinden. Dies wird durch die räumliche Verteilung von Faktor 4 bestätigt. Die hohen Faktorwerte treten fast ausschließlich in Regionen auf, in denen Schwefel- und Stickstoffdepositionen eine besondere Rolle spielen bzw. zum Erhebungszeitpunkt spielten. Betroffen sind besonders Fichtelgebirge und Erzgebirge sowie das Thüringer Becken bis zum Harz sowie zahlreiche Tieflandstandorte in Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

Die hohe N-Ernährung schlägt sich geringfügig auch in weiten N/P-Verhältnissen nieder (Tab.9). Diese werden aber deutlich stärker noch von den P-Gehalten bestimmt, welche in **Faktor 5** zum Ausdruck kommen. Großräumige Verteilungsmuster der Werte von Faktor 5 zeichnen sich kaum ab. Lediglich für Schleswig-Holstein läßt sich ein gehäuftes Vorkommen geringer P-Gehalte und weiter N/P-Quotienten konstatieren.

Die dargelegten Ergebnisse zeigen in Bezug auf die Bedeutung der Stickstoffernährung von Fichten, daß Ernährungsungleichgewichte (weite Stickstoffquotienten) in erster Linie durch die jeweiligen Mangelelemente (P, K, Ca, Mg) und nicht nachweislich durch das potentielle Überschußelement Stickstoff zustande kommen. Dies wird durch die Darstellungen in Anhang 10 veranschaulicht. Wie die Abbildungen zeigen, korrelieren die N/K, N/Mg- und N/Ca-Quotienten

äußerst eng mit den jeweiligen potentiellen Mangelelementen K, Mg und Ca; die Beziehung zum Stickstoff ist indes nur sehr locker, wenn überhaupt gegeben. So

treten weite Quotienten sowohl bei sehr hohen als auch sehr niedrigen N-Gehalten auf.

Stickstoffeinträge führen demnach bei der Fichte bzw. in den vorrangigen Fichtengebieten nicht nachweislich zu „Nährstoffdisharmonien“ und dadurch induzierten Mangelsituationen an den betroffenen Elementen. Vielmehr sind es primär die Elemente selbst, deren Versorgungsengpässe die weiten Stickstoffquotienten bedingen. Dieser Befund ist insofern wichtig, als es sich bei der Kiefer bzw. in den vorrangigen Kieferngebieten (des Tieflandes) etwas anders verhält (s.u.).

Kiefer

Bei den Kiefernernährungsdaten lassen sich nach dem Kaiser-Kriterium (vgl. Kap. 2.1) fünf Faktoren extrahieren, die zusammen 88.2 % der Gesamtvarianz erklären (Anhang 8). Die ermittelten Faktoren sind wie folgt zu interpretieren (vgl. Tab.10):

Tab.10: Ernährungssituation von Kiefern - Faktorladungsmatrix nach Varimax-Rotation (Überla 1972)

	Faktor 1	**Faktor 2**	**Faktor 3**	**Faktor 4**	**Faktor 5**
Ca-Gehalt	0.97				
Ca/K-Quotient	0.89				
N/Ca-Quotient	-0.86				
Ca/Mg-Quotient	0.70	0.69			
Mg-Gehalt		-0.94			
N/Mg-Quotient		0.84	0.46		
N-Gehalt			0.92		
N/K-Quotient			0.79	-0.57	
K-Gehalt				0.93	
S-Gehalt				0.73	
P-Gehalt					-0.90
N/P-Quotient			0.56		0.75
Mn-Gehalt					0.54

Faktor 1 ist analog zu dem für die Fichten extrahierten Faktor 1 zu deuten und spiegelt die Ca-Ernährung mit entsprechenden Einflüssen auf die Ca-Quotienten wider. Ein ausgeprägtes großräumiges Muster der Faktorwerte ist nicht zu erkennen (Anhang 9).

Faktor 2 korrespondiert ebenfalls wie bei Fichte mit der Mg-Ernährung. Hinsichtlich der regionalen Verteilung ist ein kleiner Bereich gut Mg-versorgter Kiefern (niedrige Faktorwerte) am Rande der Fränkischen Alb erwähnenswert sowie erstaunlich viele Kiefernbestände mit ebenfalls guter Mg-Ernährung im Nordostdeutschen Tiefland.

Für diese Region wären substratbedingt eher geringe Mg-Gehalte zu erwarten. Für die Mg-Ernährung in dieser Region dürften die atmogenen Einträge basischer Stäube von Bedeutung sein.

Faktor 3 gibt die N-Ernährung wieder. Im Unterschied zur Fichte erfährt dieser Faktor vergleichsweise hohe Ladungen durch die N/K-, N/P- und N/Mg-Quotienten. Hier ist die Annahme naheliegend, daß die hohen N-Versogungsgrade - bedingt durch atmogenen Stickstoffeintrag - zu einer Einengung der N-Quotienten und damit zu Nährstoffungleichgewichten und möglichen Ernährungsstörungen auf den betroffenen Standorten führen. Insbesondere die N/K-Quotienten hängen sogar noch stärker von der N-Versorgung (Faktor 3) ab als von den K-Nadelgehalten, die durch Faktor 4 zum Ausdruck kommen. Diese Befunde weichen von den oben zu den Fichtendaten getroffenen Aussagen ab. Die Unterschiede zwischen Fichte und Kiefer werden auch durch die Bewertung der N-Gehalte im Deutschen

Waldbodenbericht bestätigt (Wolff und Riek 1997). Danach treten bei 34 % der Kiefernerhebungspunkte *sehr hohe* und bei 9 % *sehr geringe* N-Gehalte, dagegen nur bei 6 % der Fichtenbestände *sehr hohe* und bei 32 % als *sehr gering* eingestufte Werte auf.

Die Darstellungen in Anhang 10 veranschaulichen die Bedeutung der N-Gehalte für die Ausprägung der N/K-, N/Mg- und N/Ca-Quotienten bei Kiefern. Deutlich sind die Unterschiede zu den analogen Darstellungen für Fichte zu erkennen.

Das räumliche Muster von Faktor 3 (Anhang 9) ergänzt das Bild, das sich durch Faktor 4 der Fichte (Hauptladung: S- und N-Gehalte) abzeichnet. Beide Faktoren lassen sich visuell mit der entsprechenden Immissionssituation in Deckung bringen. Die Werte von Faktor 3 bei Kiefer zeigen hohe N-Gehalte vor allem in Niedersachsen an, ein Befund, der sich durch den visuellen Vergleich mit entsprechende Karten des Depositionsgeschehens (N.N. 1995, Van Leeuwen et al. 1996) klar mit dem Eintragsgeschehen in einen kausalen Zusammenhang bringen läßt.

Bei **Faktor 4**, der primär von den K-Gehalten geladen wird (Tab.10), ist die hohe Ladung, die er außerdem durch die S-Gehalte erfährt, auffallend. Hohe Werte von Faktor 4 kennzeichnen damit Standorte mit gleichzeitig hohen S- und K-Gehalten. Die Punkte mit hohen Werten des Faktor 4 liegen fast alle in Ostdeutschland (Anhang 9). Hohe S-Gehalte in Kiefernnadeln sind in dieser Region plausibel, da hier (besonders zur Zeit der Datenerhebung) auch von besonders hohen Schwefeleinträgen ausgegangen werden kann. Die hohen K-Werte stehen indes im Widerspruch zur aufgrund der Ausgangssubstrate erwarteten eher geringen Kaliumernährung. Wie bereits bezüglich der Mg-Gehalte erwähnt wurde (s.o.), kann in dieser Region der Eintrag basischer Stäube und Aschen auch für die zu beobachtenden hohen K-Gehalte von ursächlicher Bedeutung sein (vgl. Krauß 1990). Eine Überprüfung des Sachverhaltes in der zweiten Projektphase anhand der dann vorliegenden modellierten Depositionsdaten ist dringend erforderlich.

Aus den standortskundlichen Ansprachen der durch hohe K-Spiegelwerte charakterisierten BZE-Punkte im Nordostdeutschen Tiefland geht hervor, daß es sich um pleistozäne Sande handelt, die größtenteils im Unterboden Lehmschichten aufweisen (Geschiebesande der End- und Grundmoränen über Geschiebelehm). Da die Kiefer generell sehr tief wurzelt und besonders auf diesem Substrat in der Tiefe anstehende Lehmschichten intensiv zu durchwurzeln vermag (vgl. Riek 1998), ist davon auszugehen, daß diese Lehmbänder auch für die Nährstoffversorgung insbesondere die Kaliumernährung eine besondere Rolle spielen. Die Verfügbarkeit

von Kalium ist besonders an das Vorhandensein von Tonmineralen und deren Verwitterung abhängig. Die pH-Werte dieser Standorte liegen im Unterboden bis 200 cm Tiefe meist im Austauscher-, teilweise sogar schon im Al-Pufferbereich. Dieser Pufferbereich ist gekennzeichnet durch eine hohe bodenchemische Dynamik und die Verdrängung von Neutralkationen - vorzugsweise zunächst von Kalium, welches die geringste Bindungsstärke aufweist - durch Al-Ionen. Es wäre daher denkbar, daß die Tiefenversauerung auf diesen Standorten zu einem „Kaliumschub“ in die Bodenlösung und dadurch bedingt erhöhte K-Verfügbarkeiten geführt hat.

Die räumliche Verteilung von Faktor 4 zeigt eine gute Übereinstimmung mit der Verteilung des für Fichte ermittelten Faktor 4, der die Gehalte an Schwefel und Stickstoff in Fichtennadeln wiedergibt. Insgesamt besteht bei diesen Elementen eine

besonders großräumige Verteilungsstruktur, welche im folgenden Kapitel mittels Geostatistik weiter charakterisiert werden soll.

Als letzter Faktor zur Beschreibung der Kiefernernährung wird schließlich **Faktor 5** ermittelt, welcher die P-Ernährung widerspiegelt und - wie die N-Ernährung - ebenfalls auf die N/P-Quotienten Einfluß nimmt. Hohe Faktorwerte und damit geringe P-Gehalte bzw. weite N/P-Quotienten treten überwiegend im Ostdeutschen Tiefland auf (Anhang 9).

Buche

Auch bei der Buche werden fünf stochastisch unabhängige Faktoren extrahiert, die zusammen 89 % der Gesamtvarianz erklären (Anhang 8). Die Faktorladungsstruktur ist vergleichbar mit derjenigen der Fichtenernährungsdaten (Tab.11). Danach korrespondiert Faktor 1 mit Calcium, Faktor 2 mit Magnesium, Faktor 3 mit Kalium (N/K-Quotient), Faktor 4 mit Phosphor (N/P-Quotient) und Faktor 5 sowohl mit Stickstoff als auch mit Schwefel. Es ist naheliegend, daß auch bei der Buche hohe Werte des Faktor 5 Standorte mit erhöhter Belastung durch N- und S-Depositionen kennzeichnen. Ein regionales Muster läßt sich jedoch bei keinem der ermittelten Faktoren erkennen, was aber vor allem im geringen Stichprobenumfang der untersuchten Buchenbestände begründet sein dürfte.

Tab.11: Ernährungssituation von Buchen - Faktorladungsmatrix nach Varimax-Rotation (Überla 1972)

	Faktor 1	**Faktor 2**	**Faktor 3**	**Faktor 4**	**Faktor 5**
Ca-Gehalt	0.88				
Ca/Mg-Quotient	0.85	0.46			
N/Ca-Quotient	-0.83	0.42			
Ca/K-Quotient	0.83				
Mg-Gehalt		-0.94			
N/Mg-Quotient		0.90			
N/K-Quotient			0.94		
K-Gehalt			-0.91		
N/P-Quotient				-0.85	
P-Gehalt				0.75	
Mn-Gehalt				0.66	
N-Gehalt					0.93
S-Gehalt					0.62

3.3.2 GEOSTATISTISCHE AUSWERTUNG - grossräumige Muster der Baumernährung

Die die Ausführungen im vorigen Kapitel verdeutlichen, unterliegen die Elementgehalte in Fichten- und Kiefernnadeln räumlichen Verteilungsmustern, die darauf hindeuten, daß atmogene Stoffeinträge eine wesentliche Rolle für die Ernährungssituation der Bäume spielen. Dies gilt in besonderem Maße für Schwefel und Stickstoff, betrifft aber auch Elemente wie Calcium, Magnesium und Kalium, welche als basische Stäube vor allem in Teilen Ostdeutschlands in die Waldökosysteme eingetragen wurden.

Mit Hilfe der geostatistischen Variogrammanalyse (Kap.2.2) lassen sich Aussagen zur räumlichen Autokorrelationen der einzelnen Elementgehalte machen und darauf aufbauend durch räumliche Interpolation flächenhaft Verteilungsmuster darstellen. Um für diesen Zweck möglichst bundesweit Punktdaten berücksichtigen zu können, müssen sowohl Fichten- als auch Kiefernnadelspiegelwerte gleichermaßen herangezogen werden. Da die Elementgehalte jedoch nicht baumartenunabhängig sind, sondern von einem artspezifischen Ausfilterungs-, Aufnahme- und Einlagerungsverhalten ausgegangen werden muß (vgl. Riek und Wolff 1998), wurden den nachfolgenden geostatistischen Auswertungen nicht die absoluten Nadelspiegelwerte, sondern baumartenspezifische Perzentilwerte zugrunde gelegt. Beispielsweise entspricht dem Wert 50 - unabhängig von der Baumart - ein durchschnittlicher Elementgehalt; dem Wert 100 entspricht sowohl der maximale Gehalt aller Fichten- als auch aller Kiefernbestände. Die den Variogrammanalysen und kartographischen Darstellungen zugrundeliegenden Perzentilwerte der Elementgehalte können nach Tab.12 in Absolutgehalte transformiert werden. Die Lage der Erhebungspunkte, die in dieser Auswertung berücksichtigt werden konnten, geht aus Anhang 5b hervor.

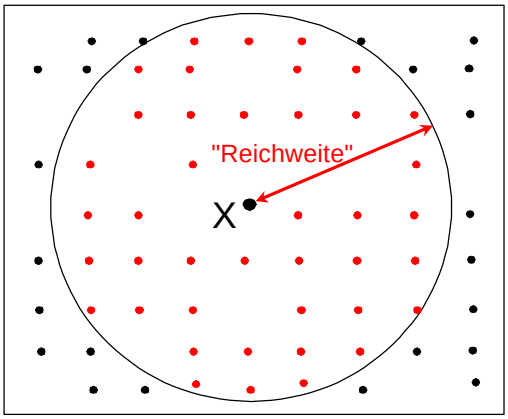
Tab.12: Perzentile der Elementgehalte in Fichten- und Kiefernnadeln

		Perzentil				
		10	***33***	***50***	***66***	***90***
N	**Fi**	11.8	13.0	13.9	14.6	16.2
	Ki	13.1	14.5	15.9	16.9	19.2
P	**Fi**	1.1	1.2	1.4	1.4	1.7
	Ki	1.1	1.3	1.4	1.5	1.6
K	**Fi**	3.6	4.5	5.0	5.6	6.8
	Ki	4.3	4.8	5.2	5.5	6.4
Ca	**Fi**	2.5	3.6	4.4	5.0	6.8
	Ki	2.0	2.4	2.7	3.1	3.8
Mg	**Fi**	0.7	0.9	1.0	1.2	1.5
	Ki	0.7	0.9	0.9	1.1	1.3
S	**Fi**	0.9	1.0	1.2	1.3	1.7
	Ki	1.2	1.3	1.4	1.6	2.2

Die Variogramme der Perzentilwerte lassen bei den einzelnen Elementen unterschiedlich stark ausgeprägte räumliche Autokorrelationen erkennen. Die omnidirektionalen Variogramme der Hauptelemente sind in Anhang 11 dargestellt. Es zeigt sich, daß die Elemente Phosphor, Kalium, Calcium und Mangan am kleinräumigsten strukturiert sind. Die Nuggetvarianz, d.h. die räumliche Variabilität, die kleiner als der minimale Meßpunktabstand ist, beträgt bei diesen Elementen zwischen 60 %

und praktisch 100 % der Gesamtvarianz. Bei Phosphor und Kalium besteht zwischen benachbarten Meßnetzpunkten keine räumliche Autokorrelation, ein Indiz dafür, daß die Versorgung mit diesen Elementen besonders kleinräumig streut. Die geringste lokale Variabilität weisen die Schwefel- und Stickstoffperzentile mit einer Nuggetvarianz von 16 % bzw. 44 % der Gesamtvarianz auf (Anhang 11).

Die ermittelten Variogramm-Modelle wurden zur räumlichen Interpolation der Nadelspiegelwerte mit Hilfe des geostatistischen Krige-Verfahrens eingesetzt. Daraus resultieren Isolinien- bzw. graphisch anhand unterschiedlicher Färbung kenntlich gemachte Flächendarstellungen von Regionen mit hohen oder geringen Elementgehalten in den Baumnadeln. Bei der Berechnung eines Interpolationswertes an jedem beliebigen Punkt X (siehe Schema unten) werden alle Meßpunkte innerhalb der Reichweite berücksichtigt (rote Punkte). Die Reichweite kann den Variogrammen entnommen werden und beträgt bei den N- und S-Gehalten ca. 270 km (vgl. Anhang 11). Umso näher die Meßpunkte dem Punkt X liegen, desto stärker werden sie bei der Berechnung des Interpolationswertes mit berücksichtigt, d.h. desto höher ist ihr Gewichtungsfaktor. Die Abhängigkeit der Gewichtungsfaktoren von der Entfernung kommt ebenfalls über das Variogramm zum Ausdruck. Die schwarzen Punkte nebenstehender Abbildung, liegen außerhalb der Reichweite; ihnen wird der Gewichtungsfaktor 0 zugeordnet.



Bei weitem am homogensten ist die räumliche Verteilung der N- und S-Gehalte (vgl. Abb.34 und Abb.35). Dies ist insofern plausibel, als die N- und S-Gehalte weniger von (kleinräumig variierenden) geo-/ pedogenen Faktoren abhängen als andere Nährstoffe. Vielmehr läßt die kartographische Darstellung ein auffälliges gemeinsames Muster zwischen N- bzw. S-Nadelgehalten und der großräumigen Immissionssituation erkennen. Die Hauptimmissionsgebiete (vgl. UBA 1994) pausen sich auch auf die regionale Verteilung der Elementgehalte in Fichten- und

Kiefernnadeln durch. Die Flächendarstellungen der meisten anderen Nährstoffgehalte weisen indes auf wesentlich kleinräumigere Strukturen hin (Abb.36).

Bemerkenswert ist, daß der Bereich höchster Schwefelwerte in der Industrieregion Sachsen-Anhalts liegt, die zwar kaum bewaldet ist, aber aufgrund der geo-statistischen Inter- bzw. Extrapolation der umliegenden Werte als besonderes Belastungsgebiet sehr deutlich identifiziert werden kann. In diesem Gebiet finden

sich auch die maximalen Ca-, Mg- und K-Werte, ein Indiz für die in der Region ebenfalls bedeutenden Staubeinträge.

Die Region Schleswig-Holstein und nördliches Mecklenburg-Vorpommern zeichnet sich nach Abb.36 ebenfalls durch hohe Schwefelgehalte in den Nadeln aus. Dies erscheint zunächst wenig plausibel, da in dieser Region von einer eher geringen Immissionsbelastung auszugehen ist. Eine möglicher Erklärungsansatz könnte in überproportionalen Eintragsraten bestehen, welche durch die spezifische Windsituation und entsprechend erhöhte Ausfilterung von Schadstoffen aus dem Luftkörper bedingt sind, so daß die Immissionssituation das Depositionsgeschehen dieser Region unterschätzt wird. Ferner dürften Emittenten benachbarter Staaten durch Ferntransport von Schadstoffen im küstennahen Bereich von Bedeutung sein. Hierfür sprechen modellierte Daten der trockenen Schwefeldeposition, die zumindest entlang des westliche Küstenstreifens von Schleswig-Holstein ebenfalls eine lokale Erhöhung aufweisen (Van Leeuwen 1996). Schließlich ist im küstennahen Bereich zusätzlich mit natürlicherweise erhöhten Schwefeldepositionen durch Sulfatschwefel marinen Ursprungs zu rechnen.

Auch beim Stickstoff werden die höchsten Gehalte für gering bewaldete Regionen ermittelt (westliches Niedersachsen). Das großräumige Muster der N-Gehalte deckt sich vor allem bezüglich der stark erhöhten Werte im Grenzbereich zu den Niederlanden mit der Darstellung der Immissionssituation (N.N. 1995, Van Leeuwen et al. 1996). Die hohen N-Gehalte in dieser Region lassen sich indes überhaupt nicht mit den dort anzutreffenden geo-/ pedogenen Bedingungen begründen. So wäre aufgrund der vorherrschenden ungünstigen Humusformen auf podsoligen und podsolierten Böden (Wolff und Riek 1997) in dieser Region natürlicherweise eher eine schlechte N-Versorgung zu erwarten.

Die P-, K-, Ca- und Mg-Werte sind bundesweit so heterogen, daß Aussagen zur Ernährungssituation auf der Basis großräumiger Befundeinheiten, wie beispielsweise von Wuchsgebieten, insbesondere bei P und K wenig Sinn machen (Abb.36).

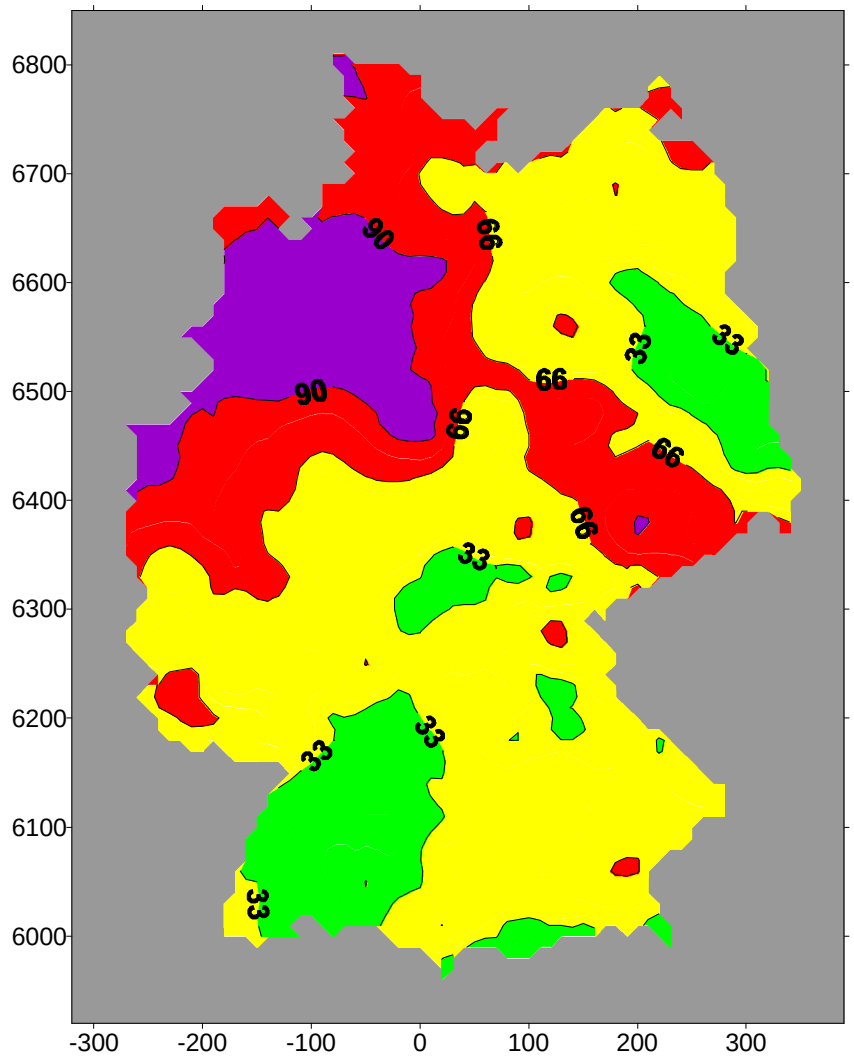


Abb.34: Perzentile der Stickstoffgehalte in Fichten- und Kiefernnadeln, 33 %-, 66 %- und 90 %-Isolinien
(zugrundeliegende Meßpunkte vgl. Anhang 5b)

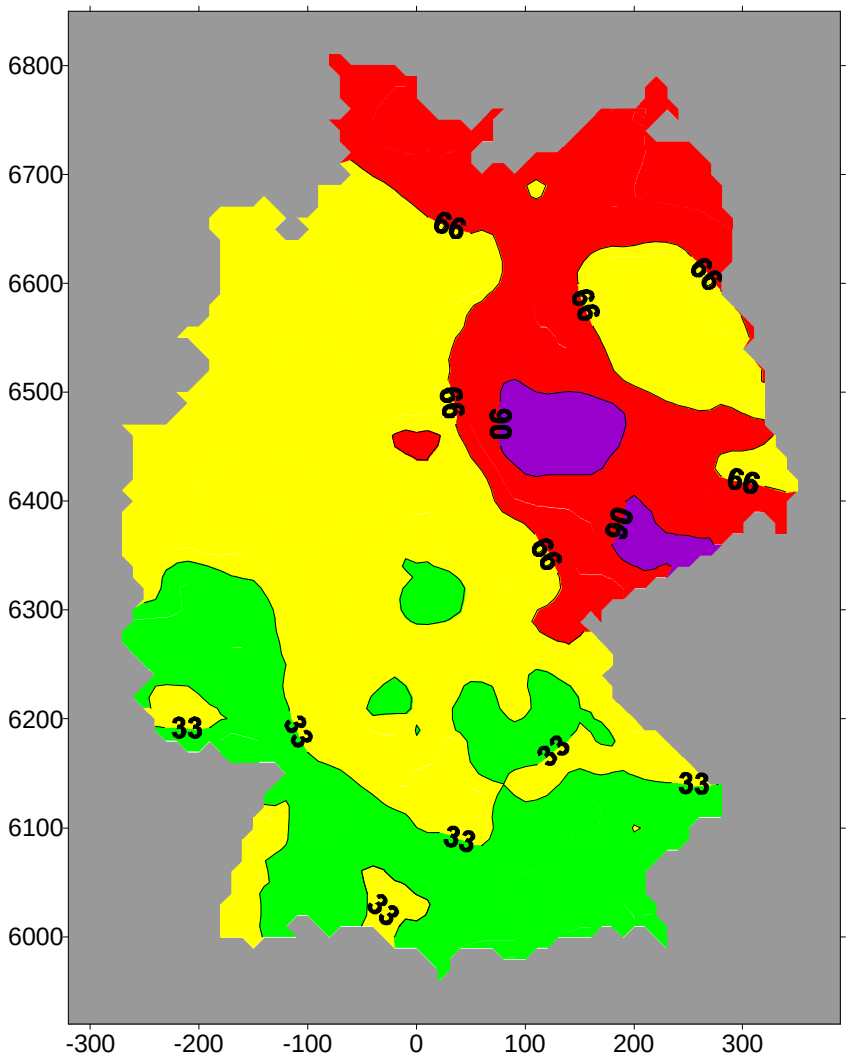


Abb.35: Perzentile der Schwefelgehalte in Fichten- und Kiefernnadeln;
33 %-, 66 %- und 90 %-Isolinien
(zugrundeliegende Meßpunkte vgl. Anhang 5b)

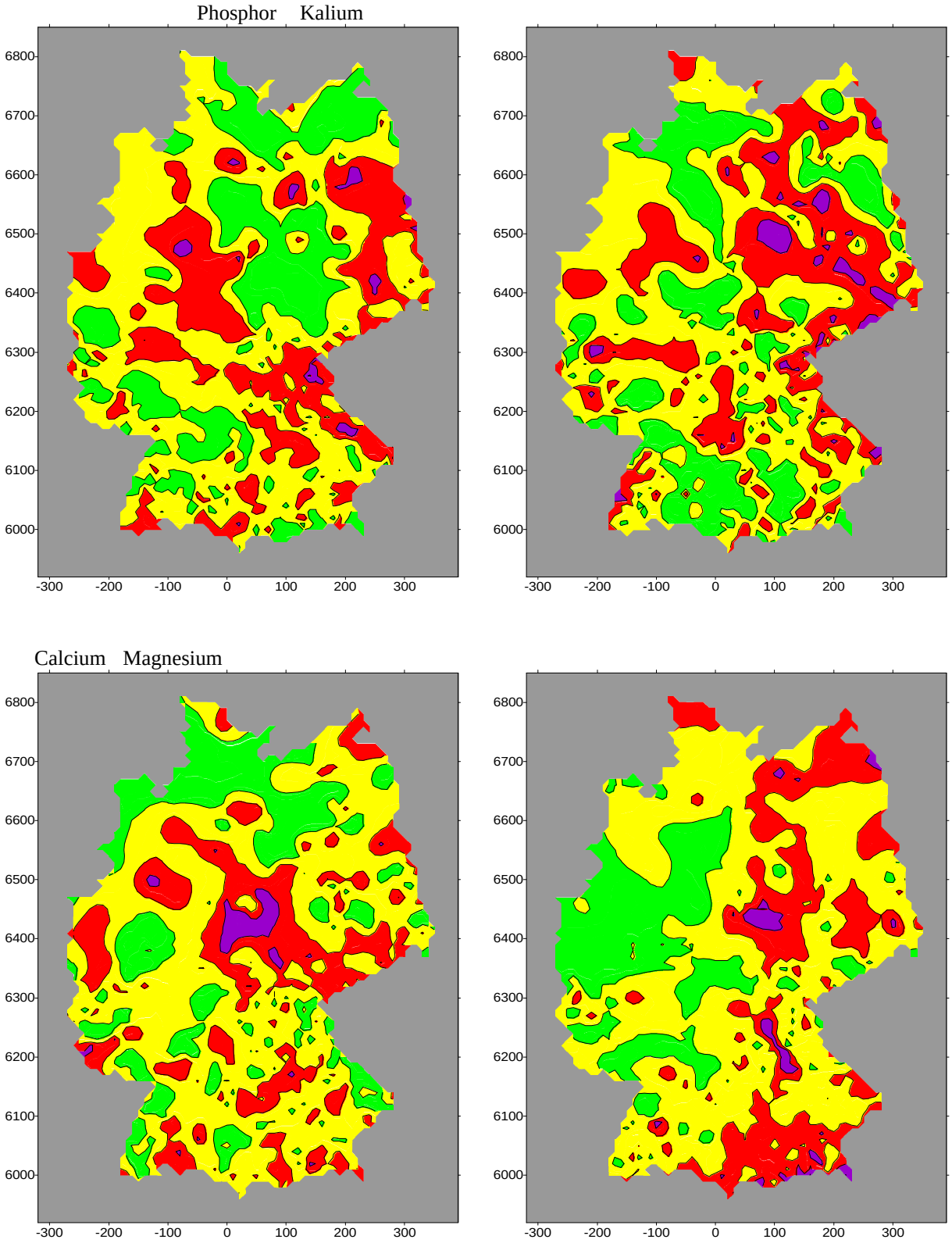


Abb.36: Perzentile der Phosphor-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumgehalte in Fichten- und Kiefernnadeln; 33 %-, 66 %- und 90 %-Isolinien (zugrundeliegende Meßpunkte vgl. Anhang 5b)

Fazit: Die atmosphärische Belastungssituation durch N- und S-Einträge läßt sich anhand der Nadelspiegelwerte von Kiefern und Fichten im Relativmaßstab quantifizieren und räumlich darstellen. Mit Hilfe des geostatistischen Krige-Verfahrens können die Meßwerte inter- und extrapoliert werden, so daß auch für wenig bewaldete Regionen Aussagen zur Belastungssituation möglich sind. Dies wird besonders anschaulich an nicht bewaldeten Industrieregionen Sachsen-Anhalts, wo sich in der Kartendarstellung beispielsweise die höchsten extrapolierten Schwefelgehalte finden. Die hohen Ca-, Mg- und K-Werte weisen auf die in dieser Region bedeutenden Staubeinträge hin. In waldarmen, vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Gebieten in Nordwestdeutschland finden sich großflächig die höchsten Stickstoffwerte. Insbesondere die stark erhöhten N-Gehalte im Grenzbereich zu den Niederlanden decken sich mit den für diese Region vorliegenden N-Immissionsdaten. Die Quantifizierung der Beziehung zwischen Einträgen und Ernährung unter Berücksichtigung des Bodens soll in der angestrebten zweiten Projektphase durchgeführt werden, wenn für alle BZE-Punkte modellierte Daten der trockenen und nassen Deposition vorliegen und regressionsanalytisch ausgewertet werden können.

3.3.3 ABLEITUNG VON ERNÄHRUNGSTYPEN

Während im vorangegangenen Kapitel regionale Aspekte der Baumernährung im Vordergrund standen und sich großräumige Belastungsregionen durch räumliche Interpolation von Punktdaten visualisieren ließen, sollen die BZE-Daten nun punktbezogen stratifiziert werden, d.h. allein anhand ihrer Merkmalsstruktur in homogene, aber nicht zwangsläufig räumlich begrenzte Gruppen unterteilt werden. Hierbei findet das multivatiat-statistische Verfahren der Clusteranalyse Anwendung. Die Gruppierung erfolgt baumartenspezifisch auf der Basis der in Kap.3.3.1 beschriebenen Faktoren, welche die Gesamternährungssituation in komprimierter Form quantitativ zum Ausdruck bringen.

Fichte

Die für die Fichte mittels Clusteranalyse ermittelten sieben Ernährungstypen lassen sich folgendermaßen charakterisieren (vgl. Tab.13):

Die Fichtenbestände in **Cluster 1** weisen im Mittel die höchsten S- und N-Nadelspiegelwerte auf. Gleichzeitig sind die Ca- und Mg-Gehalte ausgesprochen hoch (jeweils zweithöchster Mittelwert aller Gruppen). Die meisten Punkte dieser Gruppe liegen in Regionen von Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen, wo atmogene Säure- und Baseneinträge eine große Bedeutung haben. Cluster 1 steht mithin im wesentlichen für die von atmogenen Stickstoff-, Schwefel- sowie basischen Staubeinträgen besonders betroffenen Fichtenbestände dieses Belastungsraumes. Darüberhinaus kommt dieser Ernährungstyp lokal in ganz Deutschland vor, insbesondere in Schleswig-Holstein, dem Harzraum und der Fränkischen Alb.

Cluster 2 weist wie Cluster 1 hohe S- und N-Werte auf, unterscheidet sich aber von Cluster 1 dadurch, daß die Mg- und Ca-Werte nicht entsprechend erhöht sind (der durchschnittliche Ca-Gehalt ist sogar der zweitgeringste aller Gruppen). Stattdessen weist Cluster 2 die höchsten K- und P-Gehalte auf. Die betroffenen Standorte finden sich überwiegend im Raum Erzgebirge - Fichtelgebirge – Frankenwald – Oberpfälzer Wald – Bayerischer Wald – Böhmer Wald. Die hohen K-Werte können hier als das Resultat der überwiegend kalifeldspatreichen Ausgangssubstrate (Granit, Gneis) in

Verbindung mit hohen Säureeinträgen und einer dadurch forcierten Verwitterung und K-Freisetzung interpretiert werden (vgl. auch Wolff und Riek 1997). Eine Erklärung für die gute P-Ernährung auf diesen Standorten kann bislang nicht gegeben werden.

Bei **Cluster 3** spielen N-Einträge keine Rolle. Die durchschnittlichen N-Gehalte sind minimal, d.h. die geringsten aller Gruppen. Kalium und Phosphor sind hoch und dementsprechend die N/K und N/P-Quotienten minimal. Ferner zeichnet sich dieses Cluster durch geringe Mg-Gehalte aus. Der Ernährungstyp mit diesen charakteristischen Eigenschaften ist in allen Mittelgebirgslagen verbreitet und tritt gehäuft im Schwarzwald auf. Im Norddeutschen Raum, wo die N-Nadelspiegelwerte eine fast flächendeckend große Bedeutung von N-Einträgen anzeigen (vgl. Kap.3.3.2), tritt dieser Typ gar nicht auf.

Cluster 4 zeichnet sich aus durch die geringsten Ca- und Mg- sowie geringe P-Gehalte bei durchschnittlichen N-Gehalten. Die N/Ca und N/Mg-Quotienten sind hier maximal. Dieses Cluster tritt in ganz Deutschland auf und zeigt Schwerpunkte in Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, im Schwarzwald sowie in Schleswig-Holstein.

Bei **Cluster 5** sind die Ca-Gehalte maximal und die S-, N-, K- und Mn-Werte ebenfalls hoch. Die Mg-Versorgung ist gering. Die Standorte dieser Gruppe sind häufig mit denen des Cluster 1 vergesellschaftet. Säure- und Baseneinträge spielen offensichtlich auch hier eine Rolle. Der Hauptunterschied zu Cluster 1 besteht in den Mg-Gehalten, die in Cluster 1 maximal in Cluster 5 indes gering sind. Wohl aufgrund der ungünstigen Mg-Ernährung sind Punkte des Cluster 5 lokal auch mit Punkten der Cluster 3 und 4 vergesellschaftet.

Cluster 6 wird im wesentlich dadurch charakterisiert, daß die S- und K-Gehalte minimal sind. Betroffen sind überwiegend Standorte in Bayern und Baden-Württemberg - teilweise auf dem Carbonatgestein der Schwäbischen Alb – die offensichtlich wenig von atmogenen Schwefeleinträgen betroffen sind. Häufig handelt es sich um Lehmstandorte, wobei die geringen K-Nadelspiegelwerte als Hinweis für K-Verarmung der Aggregatoberflächen dieser ton- und schluffreichen Böden gedeutet werden können (vgl. auch v. Wilpert und Hildebrand 1994). Mit n=116 ist der Stichprobenumfang in diesem Cluster am größten.

Cluster 6 ist regional mit **Cluster 7** vergesellschaftet, welches vorwiegend im Bereich der Kalkalpen sowie der Schwäbisch-Fränkischen Alb anzutreffen ist. Cluster 7 zeichnet sich durch geringe S- und N-Gehalte, minimale P- sowie Mn-Gehalte bei maximalen Mg-Gehalten aus. Die N/Mg- und N/Ca-Quotienten sind entsprechend minimal. Es handelt sich somit um einen Ernährungstyp der weitgehend auf Carbonatstandorte beschränkt ist und aufgrund seiner Lage nicht von atmogenen S- und N-Einträgen betroffenen ist.

Tab.13: Kennwerte der Fichten-Ernährungstypen (arith. Mittelwerte, Standardabweichung)

FICHTE	Cluster						
	1 (n=50)	**2** (n=81)	**3** (n=96)	**4** (n=98)	**5** (n=66)	**6** (n=116)	**7** (n=83)
N [mg/g]	15.6 (1.66)	15.3 (1.15)	12.7 (1.35)	14.6 (1.62)	15.4 (1.82)	13.9 (1.33)	12.9 (0.98)
P [mg/g]	1.33 (0.19)	1.65 (0.17)	1.45 (0.19)	1.24 (0.14)	1.38 (0.22)	1.39 (0.18)	1.16 (0.14)
K [mg/g]	4.98 (0.93)	6.03 (1.12)	5.73 (1.14)	5.31 (1.05)	5.76 (1.32)	3.77 (0.63)	5.49 (1.01)
Ca [mg/g]	5.91 (1.74)	3.47 (1.07)	4.27 (1.11)	2.63 (0.75)	6.48 (1.75)	4.31 (1.15)	5.01 (1.18)
Mg [mg/g]	1.32 (0.28)	1.16 (0.27)	0.96 (0.17)	0.73 (0.17)	0.91 (0.19)	1.10 (0.23)	1.37 (0.32)
Mn [mg/g]	1.26 (0.87)	1.05 (0.55)	1.24 (0.82)	1.24 (0.89)	2.02 (1.16)	1.78 (1.01)	0.58 (0.59)
S [mg/g]	1.63 (0.44)	1.39 (0.32)	1.13 (0.18)	1.24 (0.24)	1.39 (0.33)	1.08 (0.17)	1.10 (0.23)
Ca/K	1.22 (0.42)	0.59 (0.19)	0.77 (0.23)	0.51 (0.17)	1.19 (0.44)	1.18 (0.39)	0.94 (0.26)
Ca/Mg	4.51 (1.12)	3.10 (1.05)	4.56 (1.26)	3.75 (1.20)	7.23 (1.53)	4.04 (1.16)	3.80 (1.10)
N/Ca	2.95 (1.31)	4.86 (1.65)	3.17 (0.91)	6.02 (1.96)	2.56 (0.79)	3.46 (1.01)	2.73 (0.76)
N/K	3.23 (0.62)	2.62 (0.46)	2.27 (0.38)	2.85 (0.64)	2.77 (0.58)	3.77 (0.67)	2.41 (0.43)
N/Mg	12.39 (3.26)	13.99 (3.64)	13.63 (2.71)	21.08 (5.56)	17.89 (4.99)	13.21 (3.05)	9.89 (2.35)
N/P	11.92 (1.56)	9.38 (1.04)	8.83 (1.16)	11.91 (1.56)	11.36 (1.69)	10.07 (1.25)	11.17 (1.23)

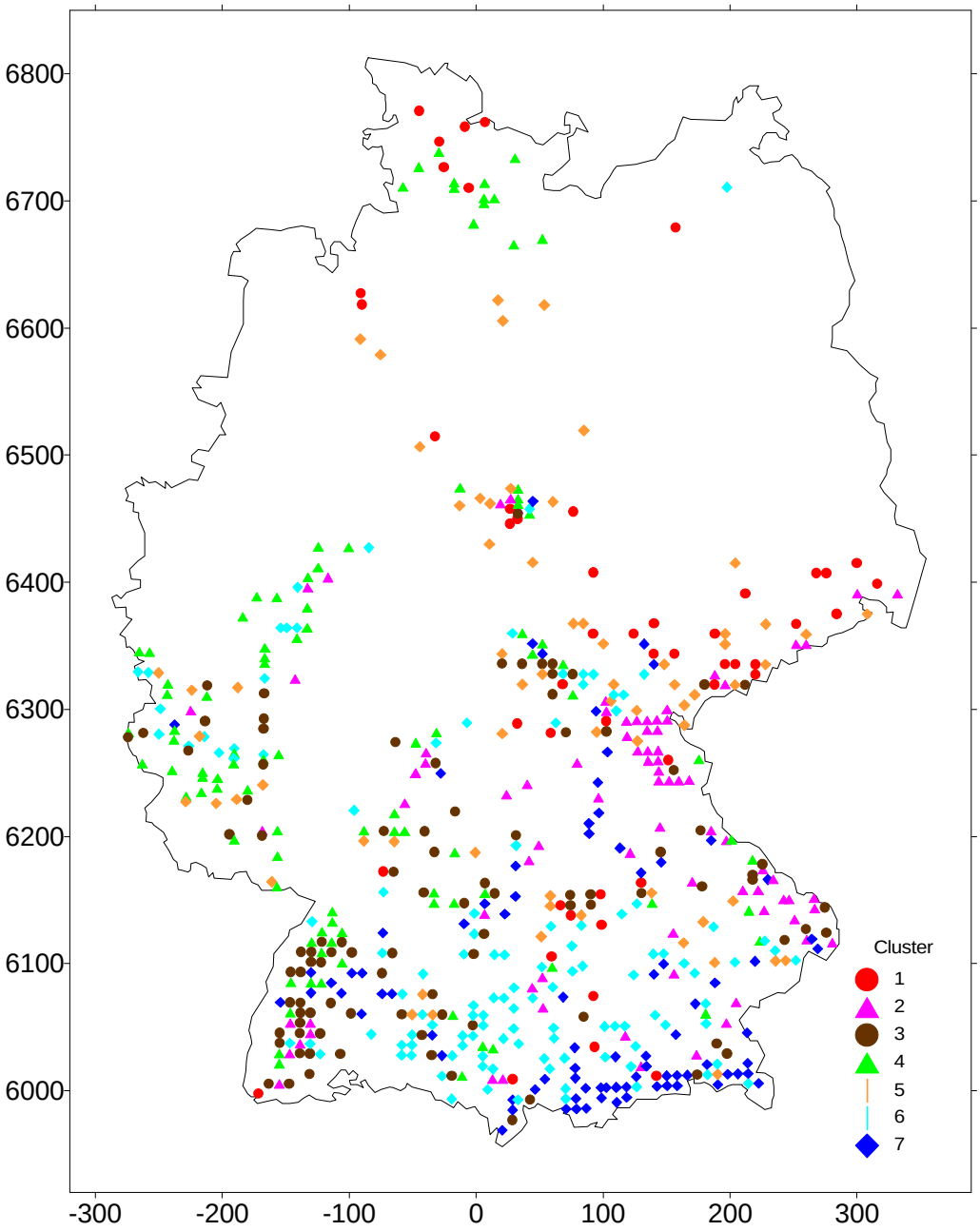


Abb.37: Regionale Verteilung der Ernährungstypen von Fichten

Kiefer

Die Kennwerte von sechs Ernährungstypen für die Baumart Kiefer sind Tab.14 zu entnehmen. Danach zeichnet sich **Cluster 1** durch hohe S- und N-Gehalte sowie maximale K- und P-Gehalte aus. Cluster 1 ist in ganz Deutschland vertreten, vorwiegend aber im Tiefland anzutreffen (Abb.38).

Cluster 2 ist vor allem durch die maximalen Mg-Werte gekennzeichnet, während die S-, K- und Mn-Gehalte minimal sind. Die Kiefern dieses Ernährungstyps treten mit Ausnahme des Nordostdeutschen Tieflandes lokal in ganz Deutschland auf, wobei ein Verbreitungsschwerpunkt in Bayern (vorwiegend im Bereich der Fränkischen Alb) liegt. Atmogene N- und S-Depositionen scheinen bei diesem Ernährungstyp von untergeordneter Bedeutung.

Cluster 3 tritt ausschließlich in Ostdeutschland auf. Kennzeichnend sind die maximalen S-Gehalte und gleichzeitig hohen N-, K- und Mg-Gehalte. Das Cluster ist somit Cluster 1 sehr ähnlich, unterscheidet sich von diesem aber wesentlich durch die deutlich geringeren P-Gehalte, die geringsten aller Gruppen. Die N/P-Quotienten sind dementsprechend maximal. Cluster 3 und Cluster 1 treten häufig benachbart auf.

Bei **Cluster 4** sind die N-.Gehalte maximal. Der Unterschied zu Cluster 1 und 3 besteht vor allem in den geringeren S-Gehalten. Deshalb tritt Cluster 4 in Ostdeutschland nur wenig in Erscheinung. Von Cluster 2 unterscheidet sich dieser Ernährungstyp zudem durch die geringeren Mg-Gehalte. Diese sind in Cluster 4 - wie auch die Ca-Gehalte - minimal, so daß hier die höchsten N/Ca- und N/Mg-Quotienten auftreten. Der Ernährungstyp ist lokal in ganz Deutschland vertreten; gehäuft tritt er in Niedersachsen (Lüneburger Heide) und im Pfälzer Wald auf.

Cluster 5 weist den geringsten Stichprobenumfang auf (n=29). Dieser Ernährungstyp hat die höchsten durchschnittlichen Ca-Gehalte, gleichzeitig aber nur geringe Mg-Gehalte. Die Quotienten Ca/Mg und Ca/K sind mithin maximal; der N/Ca-Quotient ist minimal. Cluster 5 tritt ohne erkennbare lokale Häufungen in ganz Deutschland auf. Die Möglichkeit, daß es sich bei diesem Ernährungstyp vorrangig um Kalkungsflächen bzw. von Kalkungsmaßnahmen betroffene angrenzende Flächen handelt, wäre zu prüfen.

Charakteristisch für **Cluster 6** sind die minimalen N-Gehalte. Auch die S-Gehalte sind in Relation zu den anderen Clustern gering. Cluster 6 kennzeichnet somit einen Ernährungstyp auf wenig oder nicht von atmogenen (Schad-)Stoffdepositionen belasteten Standorten. Der Stichprobenumfang ist mit n=119 am größten.. Außer in den Bereichen Niedersachsens, wo die N-Gehalte generell sehr hoch liegen (vgl. Kap.3.3.2; Abb.34) tritt Cluster 6 in ganz Deutschland auf. Das größte Vorkommen liegt in Bayern; darüberhinaus finden sich zahlreiche Kiefernbestände dieses Ernährungstyps im südöstlichen Brandenburg und östlichen Sachsen (Lausitz). Diese Region hebt sich auch auf der Flächendarstellung der Stickstoffperzentile (Kap.3.3.2; Abb.34) durch niedrigere N-Werte vom übrigen Ostdeutschland ab.

Tab.14: Kennwerte der Kiefern-Ernährungstypen (arith. Mittelwerte, Standardabweichung)

KIEFER	Cluster					
	1 (n=44)	**2** (n=51)	**3** (n=41)	**4** (n=59)	**5** (n=29)	**6** (n=119)
N [mg/g]	17.3 (1.97)	16.3 (2.13)	17.3 (2.29)	18.0 (1.62)	16.3 (2.58)	14.2 (1.32)
P [mg/g]	1.64 (0.15)	1.34 (0.18)	0.99 (0.22)	1.32 (0.17)	1.42 (0.20)	1.37 (0.17)
K [mg/g]	6.44 (0.81)	4.46 (0.46)	5.71 (0.77)	4.95 (0.49)	5.33 (0.95)	5.09 (0.58)
Ca [mg/g]	2.72 (0.76)	3.34 (0.68)	2.63 (0.62)	2.47 (0.54)	4.40 (0.84)	2.69 (0.52)
Mg [mg/g]	0.96 (0.18)	1.21 (0.28)	1.13 (0.19)	0.73 (0.14)	0.84 (0.22)	0.91 (0.15)
Mn [mg/g]	0.53 (0.33)	0.39 (0.33)	1.05 (0.41)	0.59 (0.37)	0.78 (0.51)	0.78 (0.41)
S [mg/g]	1.81 (0.43)	1.31 (0.17)	2.22 (0.49)	1.39 (0.22)	1.73 (0.38)	1.39 (0.25)
Ca/K	0.43 (0.13)	0.76 (0.19)	0.47 (0.12)	0.50 (0.11)	0.84 (0.18)	0.53 (0.12)
Ca/Mg	2.91 (0.83)	2.92 (0.91)	2.37 (0.55)	3.44 (0.84)	5.52 (1.42)	3.02 (0.69)
N/Ca	6.82 (1.92)	5.05 (1.04)	6.94 (1.93)	7.61 (1.86)	3.82 (0.90)	5.51 (1.25)
N/K	2.72 (0.40)	3.69 (0.57)	3.07 (0.48)	3.66 (0.42)	3.13 (0.67)	2.83 (0.41)
N/Mg	18.78 (4.22)	14.39 (4.22)	15.85 (3.69)	25.40 (5.28)	21.07 (7.69)	16.19 (3.47)
N/P	10.62 (1.42)	12.46 (2.46)	18.39 (5.73)	13.85 (2.21)	11.67 (2.65)	10.52 (1.68)

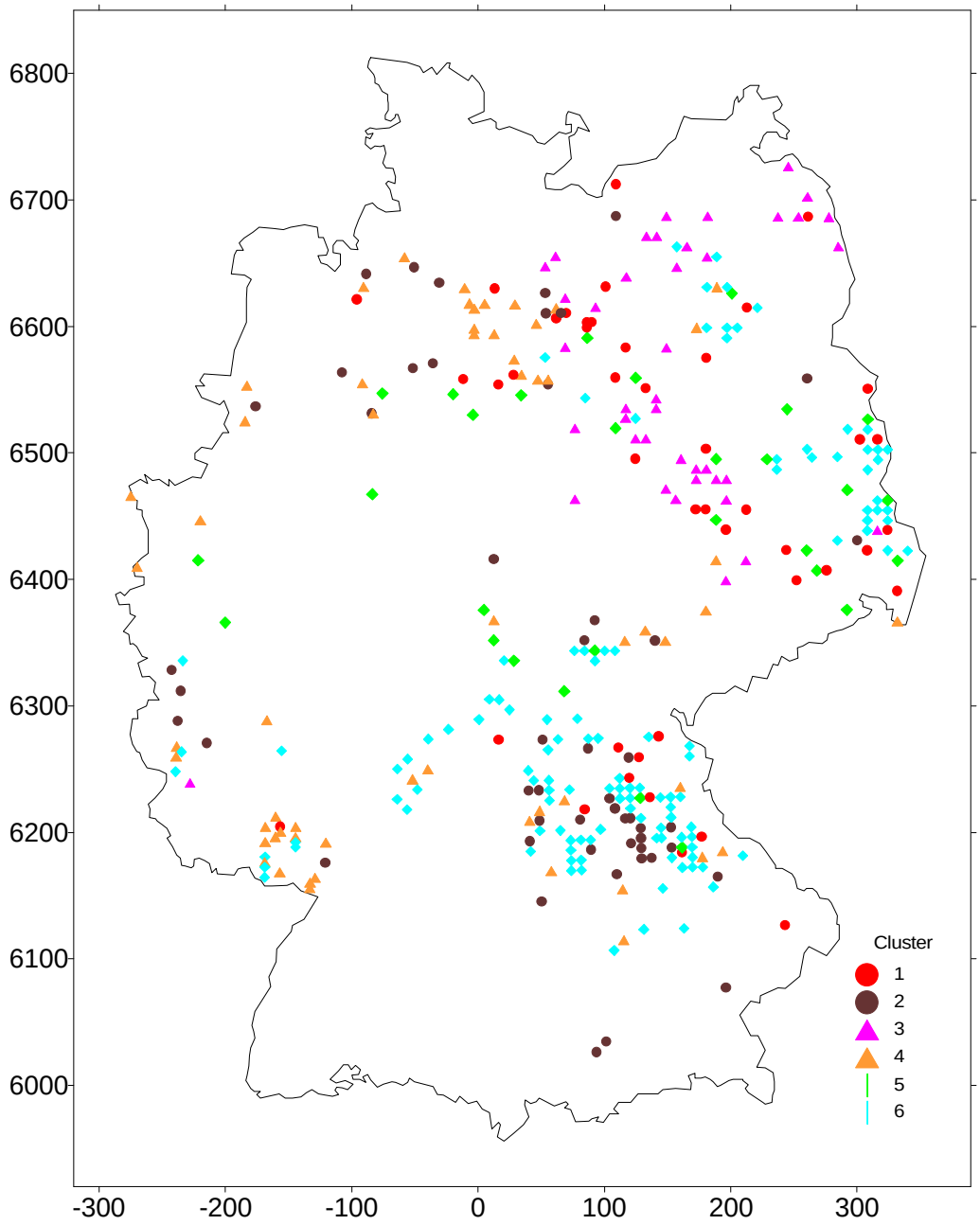


Abb.38: Regionale Verteilung der Ernährungstypen von Kiefern

<u>Buche</u>

Der Stichprobenumfang ist bei Buche mit n=70 wesentlich geringer als bei Fichte und Kiefer; die Klassifizierung muß daher zwangsläufig grober ausfallen. Es lassen sich vier Cluster trennen, die sich allerdings bezüglich der meisten Merkmale nicht so scharf trennen lassen wie die Ernährungstypen bei Fichten und Kiefern. Ein regionales Verteilungsmuster bzw. Regionen mit irgend einem gehäuft auftretenden Ernährungstyp sind nicht erkennbar (vgl. Abb.39).

Cluster 1 zeichnet sich durch die jeweils geringsten Ca- und Mg-Gehalte aus. Die N-Gehalte sind hier maximal, doch differenziert der Stickstoff insgesamt kaum zwischen den Gruppen (Spanne der Gruppenmittelwerte: 23.7 bis 25.4 mg/g). Die

N/Mg- und N/Ca-Quotienten in Cluster 1 sind entsprechend der geringen Mg- bzw. Ca-Gehalte maximal. Die mittleren S-Gehalte sind minimal, doch auch beim Schwefel ist die Variation zwischen den Gruppen zu gering, als daß die Gruppenunterschiede klar zu interpretieren wären (Spanne: 1.7 bis 2.1 mg/g).

Cluster 2 zeichnet sich durch die höchsten Mg-Werte aller Gruppen aus. Die N/Mg-Quotienten sind dementsprechend minimal. Ferner liegen hohe Mn-Werte vor.

Cluster 3 wird wie Cluster 2 durch hohe Mg-Werte charakterisiert, zusätzlich liegen die Ca-Werte deutlich über denen aller anderen Cluster.

Cluster 4 weist die höchsten K-, S-, Mn und P-Werte auf. Der N-Gehalt ist minimal.

Tab.15: Kennwerte der Buchen-Ernährungstypen (arith. Mittelwerte, Standardabweichung**)**

BUCHE	Cluster			
	1 (n=13)	**2** (n=36)	**3** (n=12)	**4** (n=9)
N [mg/g]	25.4 (2.38)	24.0 (2.23)	25.3 (1.73)	23.7 (2.51)
P [mg/g]	1.18 (0.12)	1.25 (0.16)	1.12 (0.11)	1.48 (0.18)
K [mg/g]	7.31 (1.09)	6.40 (1.04)	6.31 (1.53)	8.93 (1.40)
Ca [mg/g]	4.15 (1.56)	7.45 (1.68)	12.58 (3.54)	10.16 (4.21)
Mg [mg/g]	0.74 (0.28)	1.34 (0.53)	1.26 (0.45)	1.07 (0.29)
Mn [mg/g]	1.16 (0.67)	1.59 (0.93)	0.98 (1.20)	1.67 (1.18)
S [mg/g]	1.72 (0.23)	1.85 (0.24)	1.92 (0.26)	2.09 (0.20)
Ca/K	0.55 (0.13)	1.18 (0.28)	2.05 (0.51)	1.18 (0.54)
Ca/Mg	5.63 (1.03)	6.06 (1.79)	10.58 (2.36)	9.51 (2.76)
N/Ca	6.61 (1.72)	3.40 (0.88)	2.17 (0.69)	2.74 (1.23)
N/K	3.50 (0.31)	3.84 (0.63)	4.26 (1.18)	2.71 (0.45)
N/Mg	36.16 (6.97)	20.07 (5.98)	23.13 (9.95)	24.40 (9.56)
N/P	21.65 (2.68)	19.33 (1.91)	22.61 (2.09)	16.24 (2.36)

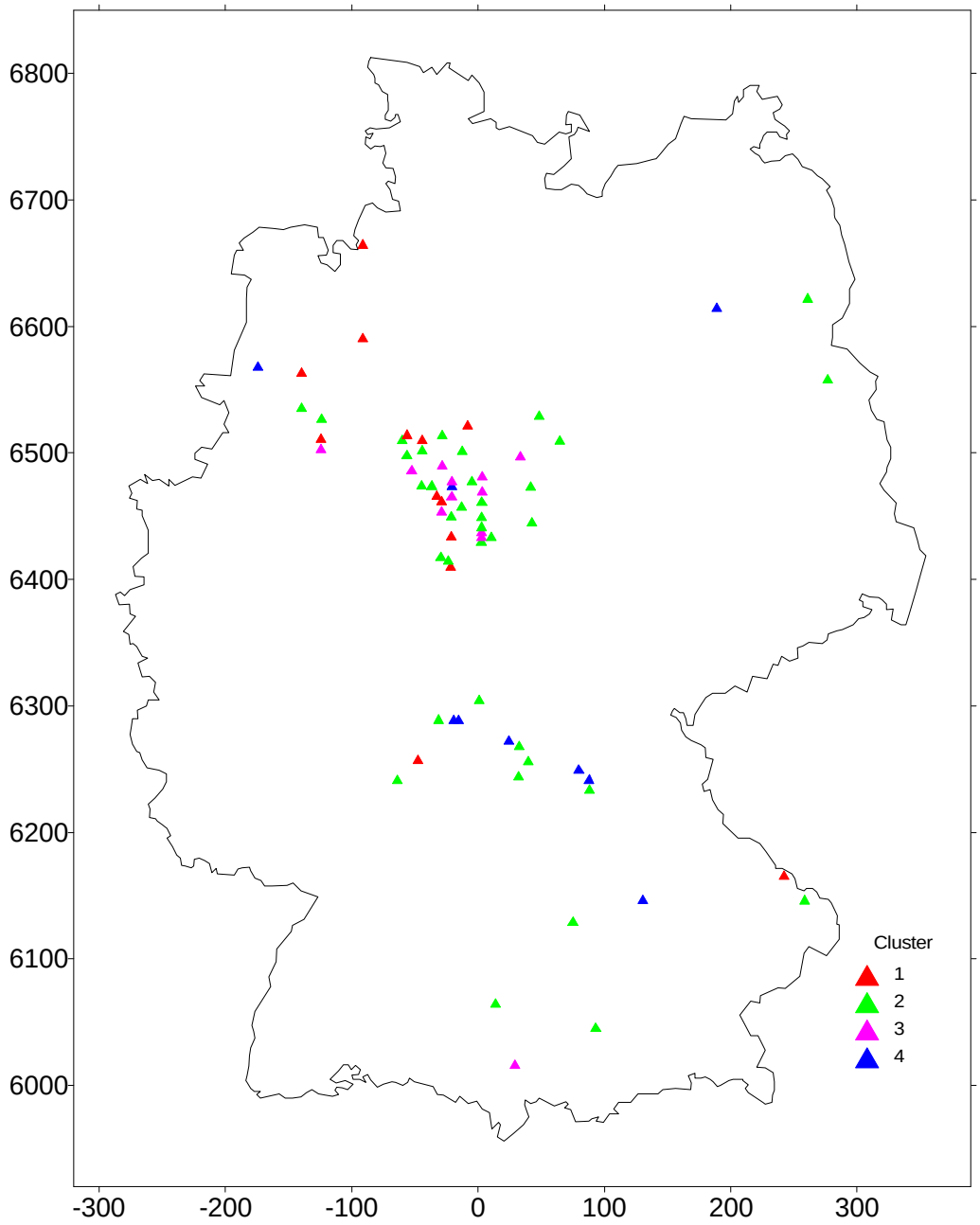


Abb.39: Regionale Verteilung der Ernährungstypen von Buche

Fazit: Es zeigt sich, daß die numerische Klassifikation der Nadel-/ Blattspiegelwerte zumindest bei Fichte und Kiefer zu eindeutig interpretierbaren Ernährungstypen führt, deren jeweilige spezifische Ernährungsstrukturen plausibel erscheinen. Im groben folgen diese Typen regionalen Mustern; allerdings ist auch deutlich geworden, daß diese regionalen Einheiten allein genommen nicht für eine hinreichende Stratifizierung von Ernährungstypen ausreichen, da völlig unterschiedliche Typen auch in unmittelbarer Nachbarschaft - beispielsweise auf demselben Ausgangsgestein -auftreten können. Regionale Strukturen können mithin anhand der numerisch abgeleiteten Cluster noch feiner differenziert werden. Die Kombination aus beiden Ansätzen, d.h. dem regionalen und dem funktionalen (statistischen) Ansatz, sollte in den späteren Auswertungsschritten hinsichtlich der Verbindung von Daten des Ernährungszustands mit Boden-, Schadens-, Depositions- oder Klimadaten zugrundegelegt werden.

3.3.4 BEZIEHUNG ZWISCHEN BAUMERNÄHRUNG UND KRONENZUSTAND

Im Mittelpunkt der folgenden Analysen stehen die Beziehungen zwischen den Elementgehalten der Assimilationsorgane und den Nadel-/ Blattverlusten von Fichte, Kiefer und Buche. Um diesen Auswertungsschritt in das Gesamtkonzept des Projektes besser einordnen zu können, soll kurz das grundsätzliche methodische Vorgehen bei der Untersuchung von Zusammenhängen zwischen den unterschiedlichen Waldzustandsindikatoren zur Ableitung integrierender Waldzustandstypen erläutert werden.

Analyse des Beziehungsgefüges
Boden - Baumernährung - Kronenzustand - Klima - Deposition
zur Ableitung von Waldzustandstypen
- Überblick zum methodischen Vorgehen -

Mit Hilfe (nicht) linearer Regressionsmodelle sollen zunächst Kombinationen von Variablen ermittelt werden, welche mit der Ausprägung des Kronenzustands in signifikantem Zusammenhang stehen. Das Ziel besteht jedoch nicht darin, kausale Wirkungsbeziehungen herauszufinden und zu quantifizieren, da dies aufgrund der zahlreichen Interdependenzen zwischen den Prädiktorvariablen gegenwärtig noch nicht möglich erscheint. Vielmehr sollen diese Analysen darüber Aufschluß geben, welche der Variablen als Indikatoren(-komplexe) für den Kronenzustand geeignet sind und in weitere Auswertungsschritte zur Standortsklassifizierung einbezogen werden sollten.

Aus jedem Komplex derart ermittelter Waldzustandsindikatoren lassen sich anschließend Vorhersagewerte des Nadel-/ Blattverlustes berechnen, d.h. neue Variablen synthetisieren. Diese synthetischen Variablen sollen im Sinne der „ökologischen Koordinaten“ (BML 1997) eines jeden Untersuchungspunktes als Eingangsgrößen für die numerische Standortsklassifikation dienen. So lassen sich mit Hilfe der statistischen Clusteranalyse Waldzustandstypen anhand von Boden-, Ernährungs-, Klima- und Depositionsdaten unter dem Aspekt der Kronenverlichtung ableiten.

Zur Differenzierung zwischen den Waldzustandstypen sollen dann auf der Basis von Primärmerkmalen multivariate Trennfunktionen mittels Diskriminanzanalyse berechnet werden. Diese Trennfunktionen können der Zuordnung von weiteren Waldökosystemen (z.B. von Level II-Flächen) in einen der ermittelten Typen dienen. Die Trennfunktionswerte der Klassengrenzen können darüber hinaus als Isolinien flächenhaft dargestellt werden, wodurch sich grundsätzlich die Möglichkeit ergibt, Waldzustandstypen auf alleiniger Basis von gemessenen, d.h. aktuellen ökologischen Standortsdaten kartographisch darzustellen.

3.3.4.1 ERGEBNISSE DER SCHRITTWEISEN REGRESSIONSANALYSEN

Um Beziehungen zwischen der Baumernährung und dem Kronenzustand zu untersuchen, wurden zunächst schrittweise lineare Regressionsanalysen durchgeführt. Dabei fungieren der Kennwert SCHAD24 (= prozentualer Anteil der Bäume mit deutlichen Schäden, d.h. Nadel-/ Blattverlusten > 25 %) als abhängige Variable und die in Kap.3.3.1 ermittelten Faktoren als unabhängige Variablen. Diese Faktoren stellen hoch integrierende Summenkenngrößen für die Ernährungssituation dar. Da es weniger um die Quantifizierung der vorhandenen Beziehungen geht, sondern primär um die Identifizierung von

Ernährungsmerkmalen, die mit der Kronenverlichtung signifikant zusammenhängen, erscheinen zunächst lineare Modellansätze hinreichend. Die multiplen Korrelationskoeffizienten der gefundenen Beziehungen variieren je nach Baumart zwischen 0.43 und 0.69 (Tab.16), womit klar wird, daß noch eine Reihe weiterer Einflußgrößen für die Ausprägung von SCHAD24 verantwortlich sein müssen.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß sich der Anteil an Bäumen mit Nadel-/ Blattverlusten > 25 % mit zunehmendem Bestandesalter erhöht. Gemessen anhand der Beta-Werte[5] ist der Alterseinfluß bei Fichten deutlich stärker als der Einfluß der Ernährungsfaktoren (Tab.16). Bei der Kiefer indes ist die Bedeutung des Alters geringer als die eines jeden von insgesamt vier als signifikant ausgewiesenen Ernährungsfaktoren. Bei der Buche ist der Erklärungswert des Bestandesalters etwa gleich stark wie der Erklärungswert der maßgeblichen Ernährungsfaktoren.

Für die Fichte kann konstatiert werden, daß der Nadelverlust auf Standorten mit hohen Werten von Faktor 1 und Faktor 4 signifikant zunimmt. Wie in Kap.3.3.1 dargelegt wurde, charakterisieren diese Faktoren die Ca- bzw. die N- und S-Ernährung. Dabei sind die höchsten Werte von Faktor 1 nicht überwiegend auf Carbonatstandorten zu finden, sondern in Regionen, in denen atmogene Staub- und Ascheeinträge eine große Rolle spielen (Teile von Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen). Auch Faktor 4 charakterisiert atmogene Belastungsgebiete, die sich durch besonders hohe S- und N-Immissionen auszeichnen (Kap.3.3.1). Für die Fichte gilt somit, daß starke Kronenverlichtungen besonders auf Standorten mit hoher atmogener Stoffbelastung durch Stäube, Stickstoff- und Schwefelverbindungen zu finden sind.

Bei der Kiefer ist der Einfluß der einzelnen Faktoren 1, 2, 4 und 5 - gemessen anhand der jeweiligen Beta-Werte - gleich stark ausgeprägt und in jedem Fall hoch signifikant (Tab.16). Ein Anstieg des Anteils deutlich geschädigter Bäume ist demnach auf Standorten zu beobachten, die sich durch hohe Ca-, S-, Mg- und K-Gehalte sowie geringe P- und Mn-Gehalte auszeichnen. Hohe Ca- und Mg-Werte treten insbesondere bei den von basischen Staubeinträgen betroffenen Kiefern-standorte Nordostdeutschlands auf.

Für die Buche werden signifikante Beziehungen zwischen SCHAD24 und Faktor 2, 3 und 4 ermittelt. Erhöhte Blattverluste bestehen demnach auf Standorten mit weiten N/P-, N/Mg- und N/K-Quotienten. bzw. geringen P-, Mg- und K-Gehalten in den Blättern. Der Einfluß des Faktor 4, der die P-Ernährung bzw. die N/P-Quotienten zum Ausdruck bringt, ist gemessen an den Beta-Werten noch stärker als der Einfluß des Bestandesalters. P-Mangel sowie mögliche Ernährungsungleichgewichte zwischen Stickstoff und Phosphor infolge von N-Überernährung könnten somit eine maßgebliche Rolle für die Ausprägung der Kronenverlichtung bei Buchen spielen. Hierfür spricht auch die regionale Verteilung geschädigter Buchenbestände. Sie liegen überwiegend in Regionen Niedersachsens, wo von besonders hohen N-Depositionen auszugehen ist (vgl.Abb.34, Kap.3.3.2).

[5] Beta-Werte: Dies sind standardisierte Regressionskoeffizienten. Sie lassen einen direkten Vergleich der einzelnen Prädiktoren – unabhängig von der jeweiligen Einheit der Prädiktoren - bezüglich der Stärke ihres jeweiligen Effektes auf die abhängige Variable zu. Ihre Berechnung erfolgt indem die Regressionsfunktion für die standardisierte Zielvariable (Mittelwert=0, Standardabweichung=1) geschätzt wird.

Tab.16: Parameter der multiplen linearen Regressionsbeziehungen zwischen SCHAD24 und Faktoren zur Charakterisierung der Ernährungssituation (vgl. Kap.3.3.1)

Fichte: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, Faktor 4); r = 0.47*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.45**	0.38	0.52	0.46
Faktor 1	3.13**	1.01	5.24	0.11
Faktor 4	3.24**	1.05	5.43	0.11
Konstante	-5.58			

Kiefer: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, Faktor 2, Faktor 4, Faktor 5); r = 0.43*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.092*	0.0015	0.1816	0.11
Faktor 1	4.25**	1.67	6,84	0.19
Faktor 2	-4.75**	-7.28	-2.22	-0.20
Faktor 4	4.62**	1.99	7.24	0.20
Faktor 5	5.14**	2.62	7.67	0.22
Konstante	16.67			

Buche: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 2, Faktor 3, Faktor 4); r = 0.69*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.36**	0.17	0.55	0.34
Faktor 2	10.19**	3.89	16.48	0.30
Faktor 3	7.71*	1.48	13.94	0.23
Faktor 4	-12.14**	-18.4	-5.8	-0.36
Konstante	26.83			

Die dargestellten linearen Regressionsmodelle ermöglichten einen ersten Überblick potentieller Stressfaktoren unter ernährungskundlichen Aspekten. Im folgenden werden verfeinerte nicht lineare Regressionsmodelle berechnet, in welchen die Nadel-/ Blattspiegelwerte und deren Quotienten als Prädiktoren dienen. Grundsätzlich wird von einem Modellansatz ausgegangen, in dem die Prädiktoren in zweierlei Form in das Modell eingehen können, zum einen als Wachstumsfunktion (a), zum anderen als Potenzfunktion (b):

(a) $Y = c/(1+b*\exp(-a*X))$

(b) $Y = a*X^b+c$

Bei der schrittweisen Analyse (Prozedur „stepwise“) wurden als Kriterien für die „Aufnahme“ einer Variablen in das Modell eine auf dem F-Wert beruhende Irrtumswahrscheinlichkeit von $P<0.05$ festgelegt; das Aussondern einer Variablen erfolgte unter der Bedingung, daß $P>0.10$ ist. Als potentielle Einflußgrößen wurden folgende Variablen verwendet:

N-, P-, K-, Ca-, Mg-, Mn-, S-Gehalte

N/P-, N/K-, N/Ca-, N/Mg-, Ca/K-, Ca/Mg-Quotienten.

Für die drei Hauptbaumarten ergeben sich folgende Regressionsmodelle:

Fichte:

$$\text{SCHAD24} = 100/(1+4.069*\exp(-0.0208*\text{Bestandesalter})) + 170.54*\text{S-Gehalt}^{0.1356} + 0.2524*\text{Ca/Mg-Quotient}^{2.060} - 79.460*\text{Mn-Gehalt}^{0.0589} - 126.92$$

$r = 0.53$

Kiefer:

$$\text{SCHAD24} = 73.58*\text{Bestandesalter}^{0.088} - 15.902*\text{P-Gehalt} + 0.1136*\text{Ca-Gehalt}^{3.1458} + 391.66*\text{S-Gehalt}^{0.07297} - 469.14$$

$r = 0.48$

Buche:

$$\text{SCHAD24} = 100/(1+3.377*\exp(-0.0351*\text{Bestandesalter})) - 2295.5*\text{P-Gehalt}^{0.048} + 18.305*\text{N/Ca-Quotient}^{0.5609} + 2257.789$$

$r = 0.74$

Die Beziehungen zwischen SCHAD24 und den als signifikant ermittelten Einflußgrößen in Abhängigkeit vom Bestandesalter ist in Anhang 12 nomographisch dargestellt. Die Abb.40, Abb.42 und Abb.44 dienen der Visualisierung bi-faktorieller Effekte auf den Kronenzustand. Diese Darstellungen basieren auf den gefundenen Regressionsbeziehungen.

Bei der Fichte erweisen sich das Bestandesalter, der S- und Mn-Gehalt sowie der Ca/Mg-Quotient als Indikatoren für die Ausprägung von SCHAD24. Die bei weitem engste Beziehung besteht (bei konstantem Bestandesalter) zum S-Gehalt der Nadeln. Die S-Gehalte der einjährigen Fichtennadeln variieren zwischen 0.6 mg/g und 2.9 mg/g (10-Perzentil = 0.9 mg/g; 90-Perzentil = 1.7 mg/g). Über diese Spanne treten - durch die Höhe der Schwefelgehalte erklärbare - Unterschiede des SCHAD24-Wertes von 38 % auf. Der Einfluß des Mn-Gehaltes bzw. der Ca/Mg-Quotienten macht sich indes erst im Zusammenhang mit hohen S-Gehalten deutlich bemerkbar und ist insgesamt geringer (Abb.40).

Besonders weite Ca/Mg-Quotienten können Hinweise geben auf Mg-Mangel durch Mg-Auswaschung und gestörte Mineralisations-/ Zersetzungsprozesse (vgl. Kap.3.1), Ca/Mg-Antagonismen auf Kalkstandorten oder auch hohe Eintragsraten an Ca-reichem Staub. Ferner könnte die Beziehung zwischen der Kronenverlichtung

und den Ca/Mg-Quotienten physiologische Ursachen haben, beispielsweise bedingt sein in einer relativen Erhöhung von Calcium in einjährigen Nadeln infolge gestörter Translokationsfunktion bei geschädigten Fichten. Dann müßten die Verhältnisse der Ca-Gehalte zwischen erstem und dritten Nadeljahrgang ebenfalls Hinweise auf den Kronenverlichtungsgrad bzw. die Schadensausprägung geben. Dies wurde regressionsanalytisch geprüft. Dabei ergab sich ein Regressionsmodell, in welches sowohl die Ca-Gehalte des ersten als auch des dritten Nadeljahrgangs hoch signifikant eingehen, wobei die Regressionskoeffizienten unterschiedliche Vorzeichen aufweisen. Die Regressionsgleichung lautet wie folgt:

$$\text{SCHAD24} = 100/(1+4.775*\exp(-0.0196*\text{Bestandesalter})) + 152.11*\text{S-Gehalt}^{0.1221} - 91.03*\text{Mn-Gehalt}^{0.0396} + 0.615*\text{Ca-Gehalt}_{1.\text{Ndjg.}}^{1.956} - 2.377*\text{Ca-Gehalt}_{3.\text{Ndjg.}} - 80.58$$

$$r = 0.54$$

Nach diesem Regressionsmodell sind erhöhte Anteile geschädigter Bäume zu erwarten, wenn einerseits hohe Ca-Gehalte in einjährigen Nadeln auftreten sowie wenn geringe Ca-Gehalte in dreijährigen Nadeln zu verzeichnen sind. Die Zusammenhänge sind in Abb.42 graphisch veranschaulicht. Die Diagramme gelten für mittlere S- bzw. Mn-Gehalte sowie ein Bestandesalter von 30 bzw. 100 Jahre.

Eine abschließende Erklärung der Bedeutung des Calciums im Zusammenhang mit der Schadensausprägung erscheint an dieser Stelle noch nicht möglich. Die Möglichkeit, daß es sich bei der dargestellten Beziehung um einen Artefakt handelt, der daraus resultiert, daß Fichtenbestände mit starker Kronenverlichtung gekalkt worden sind und diese Maßnahmen sich nun in erhöhten Ca-Gehalten bzw. Ca/Mg-Quotienten wiederfinden, erscheint unwahrscheinlich. Eine diesbezügliche nach Kalkung / nicht Kalkung stratifizierte Auswertung der SCHAD24-Werte bzw. Ca/Mg-Quotienten erbrachte keinerlei Unterschiede zwischen diesen beiden Gruppen.

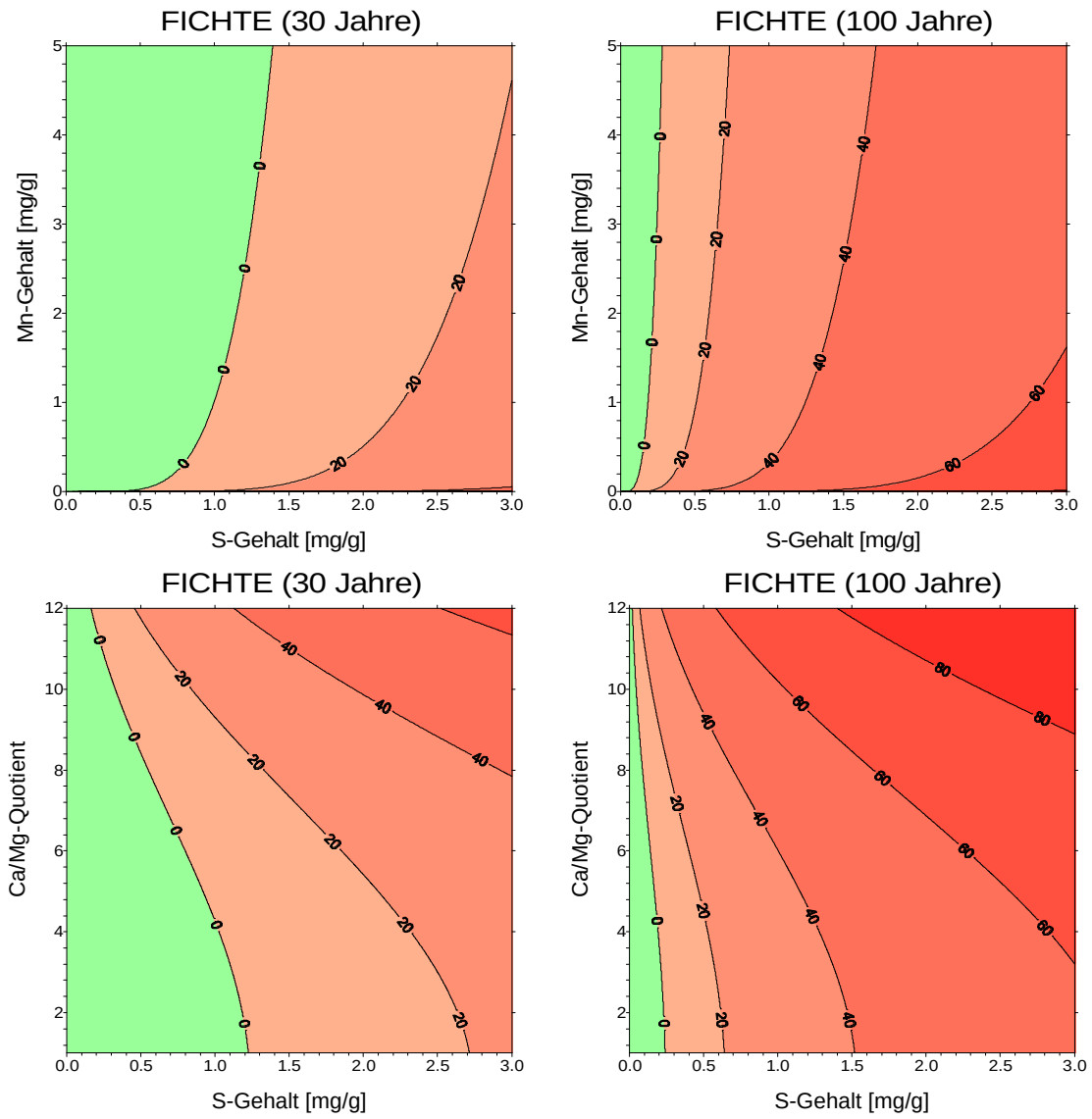


Abb.40: Bi-faktorielle Beziehungen zwischen Ernährungsdaten und SCHAD24 bei Fichte (Linien = %-Anteil deutlich geschädigter Bäume)

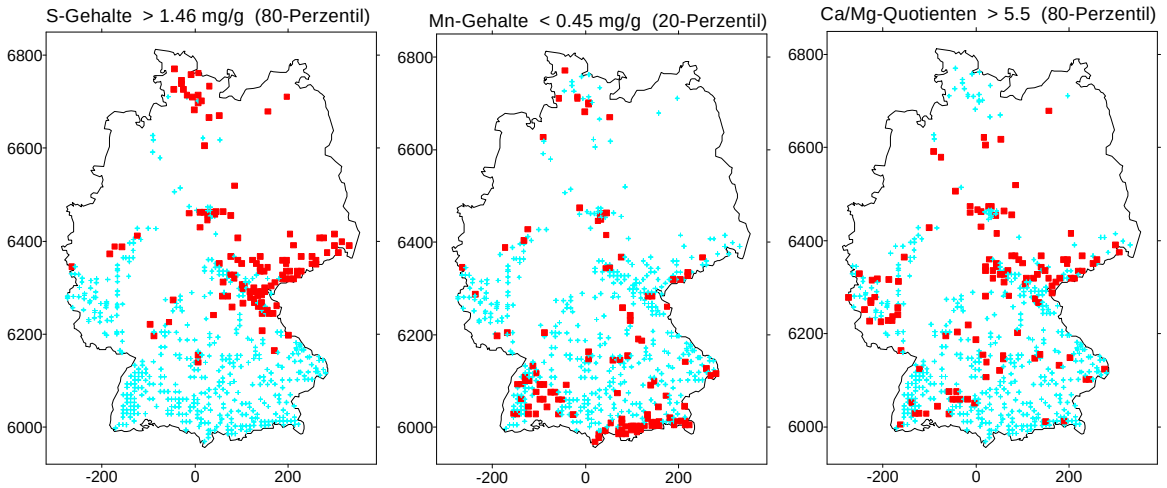


Abb.41: Regionale Verteilung der Prädiktoren S-Gehalt, Mn-Gehalt und Ca/Mg-Quotient von Fichtennadeln (hervorgehobene Punkte: Werte > 80- bzw. < 20-Perzentil)

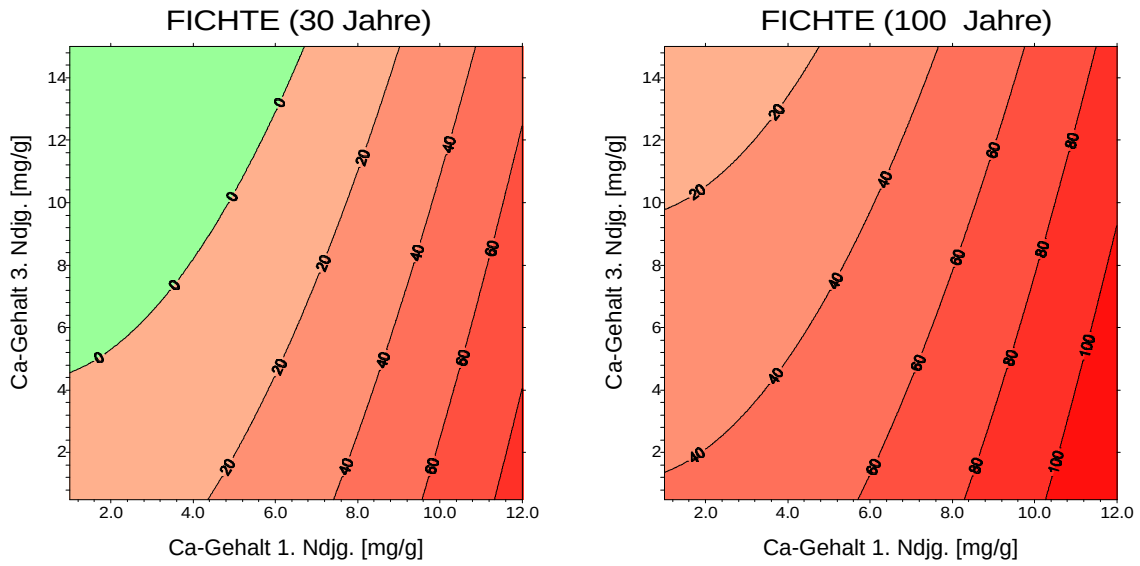


Abb.42: Einfluß der Ca-Gehalte im ersten und dritten Nadeljahrgang von Fichten auf SCHAD24 (berechnet für Standorte mit mittleren S- und Mn-Nadelspiegelwerten; Isolinien = %-Anteil deutlich geschädigter Bäume)

Bei der Kiefer geht der stärkste Einfluß auf SCHAD24 von den S-Nadelspiegelwerten aus. Hohe Ca-Gehalte machen sich darüber hinaus vor allem im Zusammenhang mit hohen S-Gehalten bemerkbar (Abb.42). Unter kausalanalytischem Aspekt dürfte sich hierin der gleichzeitige Einfluß atmogener Schwefel- und Staubdepositionen in den von industriellen Hauptbelastungsregionen betroffenen Beständen auf den Kronenzustand durchpausen. Es ist nicht davon auszugehen, daß Ca selbst auslösender Schadfaktor ist; vielmehr erscheint es plausibel, daß hohe Ca-Gehalte in Regionen mit hohen Staubdepositionen weitere schädliche Immissionen in den vom Einfluß der Belastungsregionen betroffenen Beständen anzeigen.

Die Bedeutung des P-Gehaltes ist deutlich schwächer als die des S-Gehaltes. Tendenziell führen P-Unterschiede über das gesamte Standortsspektrum (Minimum: 0.5 mg/g, Maximum: 2.0 mg/g) zu Unterschieden des SCHAD24-Wertes von maximal 24 %. Dagegen betragen die Unterschiede von SCHAD24 über die Gesamtspanne der S-Gehalte (Minimum: 0.97 mg/g, Maximum: 4.09 mg/g) 43 %.

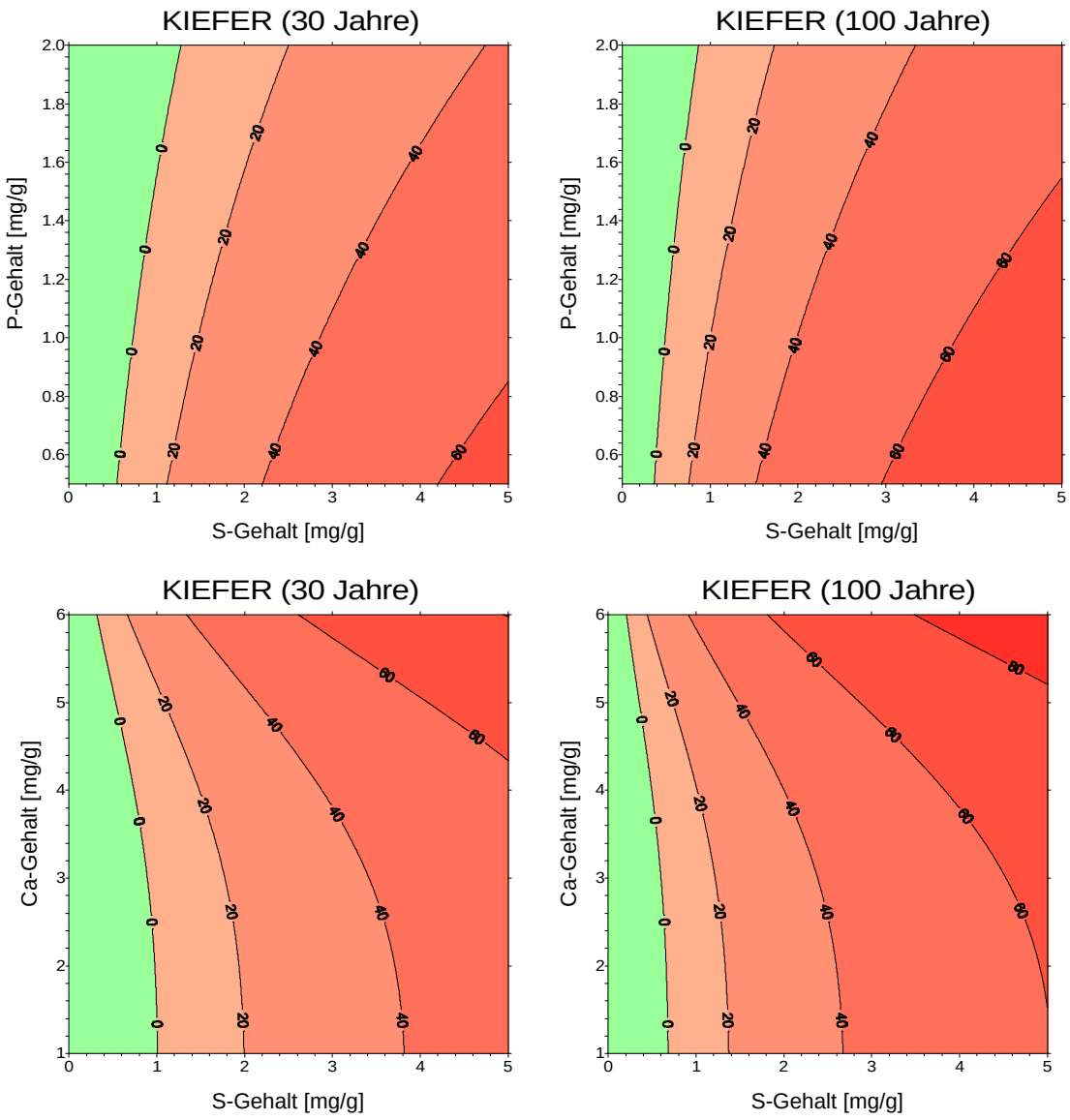


Abb.43: Bi-faktorielle Beziehungen zwischen Ernährungsdaten und SCHAD24 bei Kiefer (Isolinien = %-Anteil deutlich geschädigter Bäume)

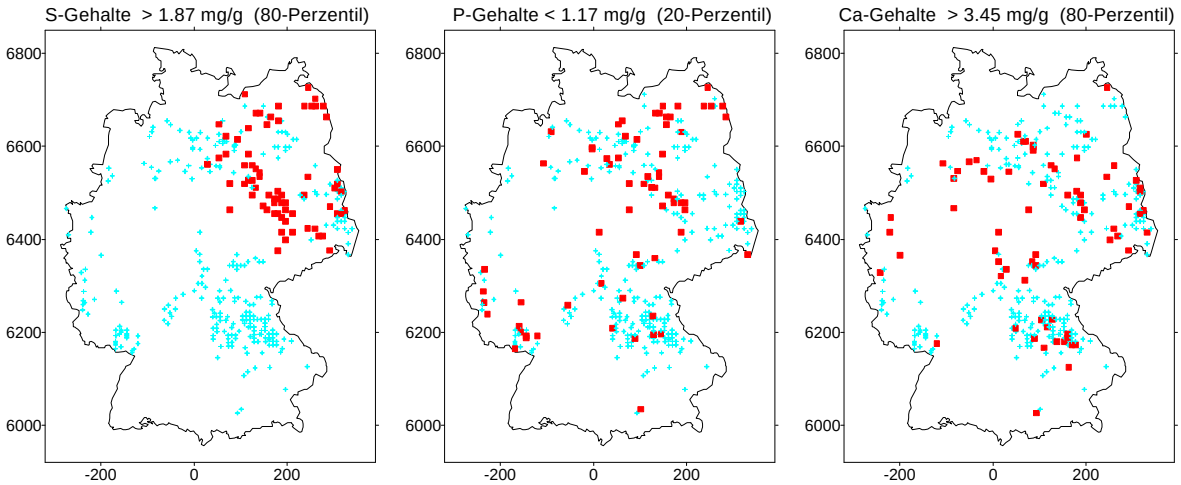


Abb.44: Regionale Verteilung der Prädiktoren S-, P- und Ca-Gehalt von Kiefernnadeln (hervorgehobene Punkte: Werte > 80-Perzentil bzw. < 20-Perzentil)

Bei der Buche ist das Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells mit r^2=0.55 (d.h. Erklärungswert = 55 % der Gesamtstreuung) am größten. Die S-Gehalte gehen hier nicht als signifikant ein. Das muß jedoch nicht heißen, daß der S-Einfluß keine Bedeutung für den Kronenzustand von Buchen hat. Es wäre ebenso denkbar, daß die Variabilität der untersuchten Buchen bezüglich ihrer S-Gehalte zu gering für einen derartigen statistischen Nachweis ist.

Zur stärksten Differenzierung der Kronenzustandsvariabilität bei Buchen trägt der P-Gehalt bei. Bei einer Streubreite des P-Gehalts zwischen 1.0 mg/g und 1.8 mg/g führt dies zu Unterschieden des SCHAD24-Wertes von 66 %. Möglicherweise ist hierin sogar ein direkter kausal zu interpretierender Effekt im Sinne von akutem P-Mangel auf den betroffenen Buchenbeständen zu sehen. So liegen die durchschnittlichen P-Gehalte von Buchenblättern mit 1.2 mg/g im Bereich „*geringer*“ Werte (Wolff und Riek 1997).

Der Einfluß der N/Ca-Quotienten deutet darauf hin, daß die Kronenverlichtung umso stärker ist, desto höher die Stickstoffgehalte gegenüber den Ca-Gehalten sind. Hierin könnten sich mit atmogenen N-Einträgen verbundene Nährstoffungleichgewichte widerspiegeln. Eine abschließende Interpretation wird aber auch hier erst möglich sein, wenn alle Waldzustandsindikatoren insbesondere auch in Verbindung mit den modellierten Depositionsdaten ausgewertet sein werden.

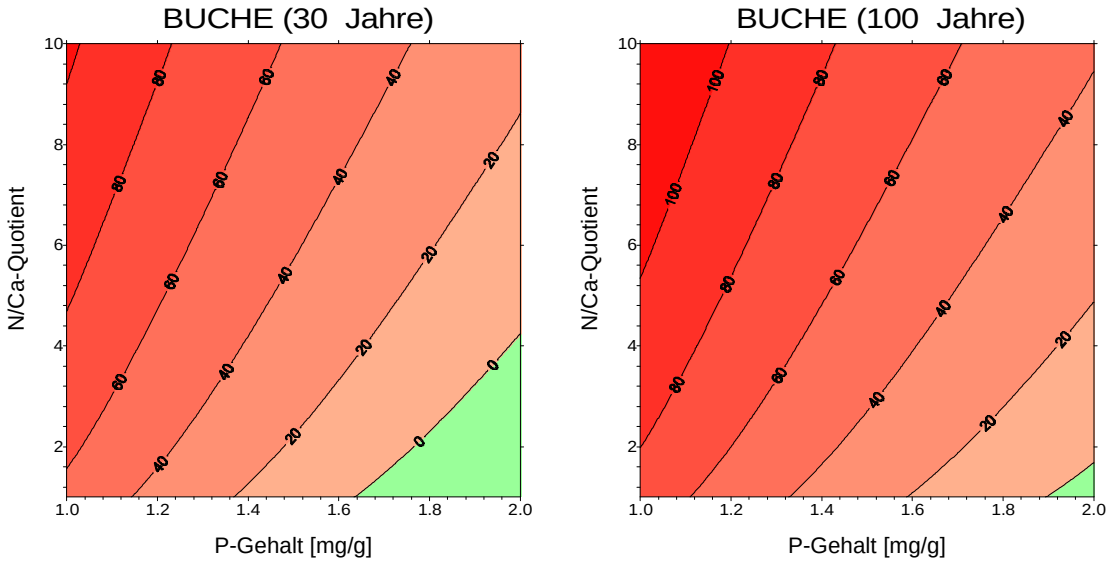


Abb.45: Bi-faktorielle Beziehungen zwischen Ernährungsdaten und SCHAD24 bei Buche (Isolinien = %-Anteil deutlich geschädigter Bäume)

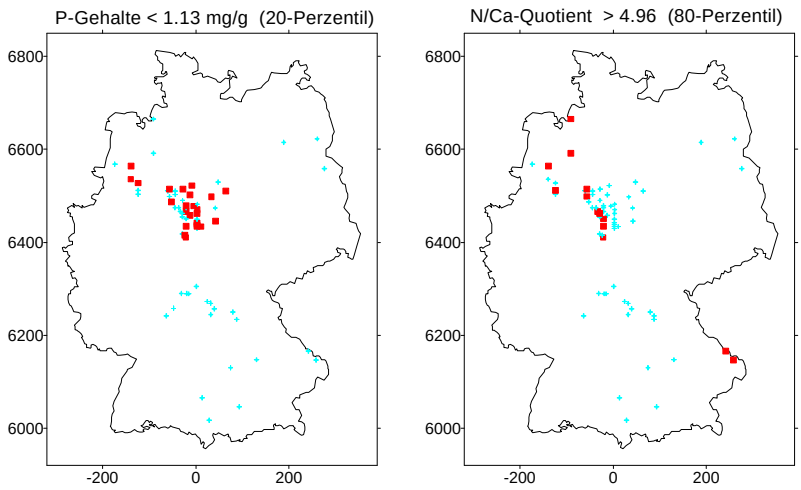


Abb.46: Regionale Verteilung der Prädiktoren P-Gehalt und N/Ca-Quotient von Buchenblättern (hervorgehobene Punkte: Werte > 80-Perzentil bzw. < 20-Perzentil)

3.3.4.2 Unterschiede des Kronenzustands zwischen den Baumernährungstypen

In Kap.3.3.3 wurden mittels Clusteranalyse Typen des Ernährungszustandes abgeleitet. Im folgenden Abschnitt sollen unter Berücksichtigung des Baumalters die Unterschiede des Kennwerts SCHAD24 zwischen den Ernährungstypen dargestellt und interpretiert werden. Für die Analyse der Gruppenunterschiede wurden probit-Modelle verwendet (vgl. Kap.2.3), mit deren Hilfe auch Konfidenzbereiche für die Wahrscheinlichkeiten des Auftretens von Schäden berechnet werden können. Der Begriff „Schädigung“ wird hierbei – wie auch schon in den vorangegangenen Kapiteln und konventionell üblich – als Nadel-/ Blattverlust > 25 % definiert. Die Darstellung der Konfidenzbereiche findet sich in Anhang 13.

Bei der Baumart Fichte sind die Konfidenzbereiche insgesamt am engsten. Das ist im wesentlichen auf die relativ starke Altersabhängigkeit der Sensitivität für Kronenverlichtung zurückzuführen. Im hohen Alter besteht bei Fichte und Buche die Tendenz einer Annäherung zwischen den Kurven der einzelnen Ernährungstypen. Die Variabilität der Kronenverlichtung ist bei der Buche – gemessen anhand der Spanne des 95-%-Konfidenzintervalls – zwischen den Ernährungstypen unterschiedlich und insgesamt deutlich größer als bei der Fichte (Anhang 13). Die Baumart Kiefer weist eine geringere altersbedingte Sensitivität für Kronenverlichtungen auf als Fichte und Buche. Die Wahrscheinlichkeit für Nadelverluste > 25 % steigt im Laufe des Baumalters nicht wesentlich an. Stärker bestimmend ist dagegen die Ernährungssituation der Bäume.

Im einzelnen sind die Unterschiede zwischen den Ernährungstypen für die Hauptbaumarten wie folgt zu interpretieren (Abb.47-49):

Bei der Fichte besteht die stärkste Differenzierung zwischen den Ernährungstypen **1 bzw. 5** und dem Ernährungstyp **6** (Typen-Codierung vgl. Kap.3.3.3). Die Typen 2, 4, 3 und 7 nehmen eine mittlere Stellung ein. Die Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte ist in Cluster 1 und 5 am höchsten (Abb.47).

Cluster **1** ist durch die höchsten S und N-Gehalte in den Nadeln und gleichzeitig sehr hohe Ca- und Mg-Gehalte charakterisiert. Cluster 1 steht im wesentlichen für Standorte in Belastungsräumen, wo Stickstoff-, Schwefel- und Staubeinträge eine große Rolle spielen. Auch Cluster **5** ist nach Kap.3.3.3 stark anthropogen beeinflußt (hohe N- bzw. S-Werte), unterscheidet sich aber von Cluster 1 durch die wesentlich geringeren Mg-Gehalte der Nadeln. Cluster **6** indes weist von allen Clustern die geringste S-Belastung auf. Es handelt sich hierbei um einen „Durchschnittsernährungstyp“ auf wenig oder nicht von atmogenen (Schad-)Stoffdepositionen betroffenen Standorten. Damit besteht bei der Fichte eine klare Kohärenz zwischen Schadrisiko und Standortsbelastung durch atmogene Stoffeinträge.

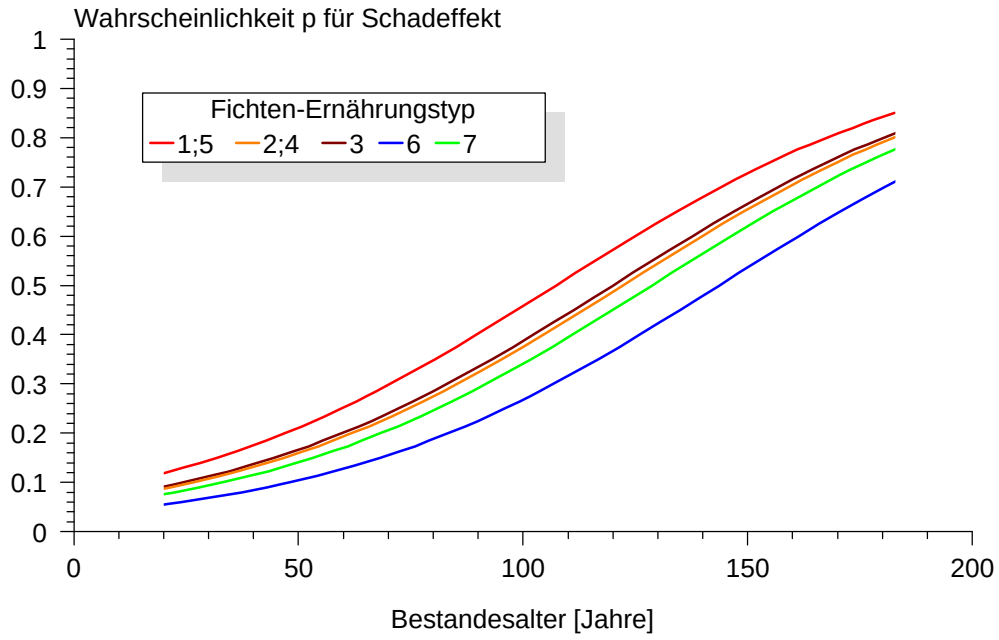


Abb.47: Response-Funktion von Schadeffekten (Nadelverlust > 25 %) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für unterschiedliche Ernährungstypen bei Fichte

Auch bei der Baumart Kiefer lassen sich plausible Zusammenhänge zwischen der Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte und der Belastungssituation des Standortes, wie sie sich anhand der Ernährungsdaten darstellt, ableiten. So wird die ungünstigste Kronenzustandsituation für Cluster **3** ermittelt, das Cluster, welches sich durch maximale S-Gehalte auszeichnet (Kap.3.3.3). Die P-Gehalte sind in diesem Cluster minimal, die N/P-Quotienten maximal. Die geringsten S-Gehalte werden für die Cluster **2, 4** und **6** ermittelt (Kap.3.3.3); dies sind exakt die Cluster, in denen auch das Schadrisiko am geringsten ist (Abb.48).

Nicht ganz so eindeutig ist die Situation beim Stickstoff. Hohe N-Werte werden für Cluster 3 ermittelt (hohes Schadrisiko) aber auch für Cluster 4 (geringes Schadrisiko). Für die Kiefern des Cluster 4 bestehen zwar die höchsten N- allerdings nur geringe S-Nadelspiegelwerte. Es ist mithin davon auszugehen, daß sich eine schädigende Auswirkung infolge eines N-Überangebots, im Kronenzustand i.d.R. nur dann bemerkbar macht, wenn zusätzliche Schadfaktoren und die sich daraus entwickelnden Synergismen wirksam werden. Das ist offensichtlich für Cluster 3 gegeben (hohe N- und S-Einflüsse), nicht aber für Cluster 4 (nur hohe N-Einflüsse).

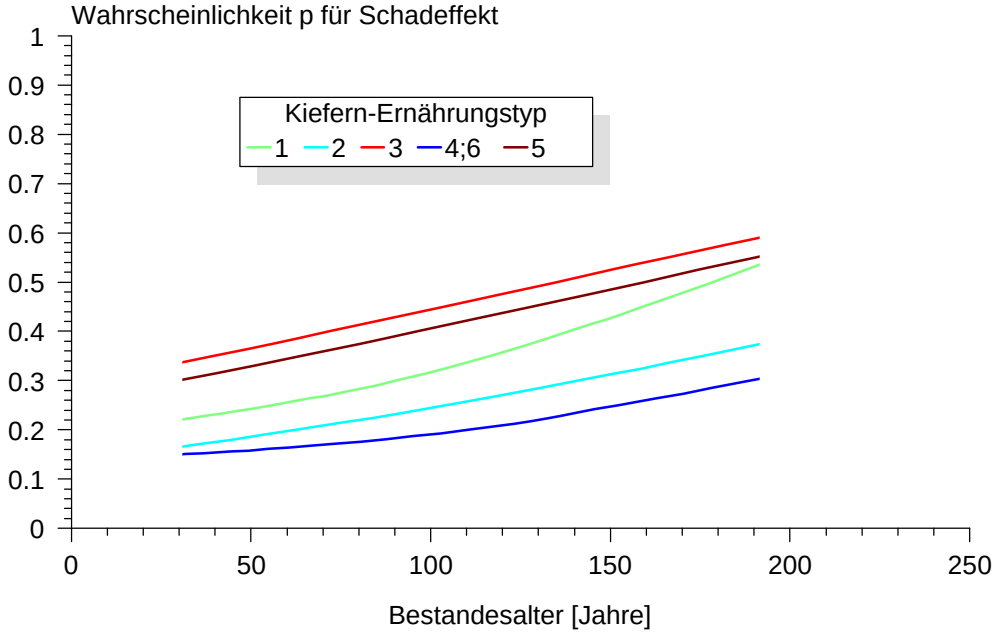


Abb.48: Response-Funktion von Schadeffekten (Nadelverlust > 25 %) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für unterschiedliche Ernährungstypen bei Kiefer

Die Baumart Buche zeigt besonders deutliche ernährungstypische Unterschiede hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte. Die mit Abstand günstigste Kronenzustandssituation findet sich bei den Standorten des Cluster **4**. Dieses Cluster weist die höchsten K-, S-, Mn- und P-Werte sowie minimale N-Werte auf. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die N- und S-Werte kaum zwischen den Ernährungstypen der Buche differenzieren (vgl. Kap.3.3.3). Am deutlichsten ist der Unterschied zwischen Cluster 4 zu den anderen Clustern hingegen beim Phosphor ausgeprägt, was mithin insgesamt gut in das Bild paßt, daß P-Mangel, sowie durch N-Überschuß bedingte Disharmonien zwischen N- und P-Ernährung eine wesentliche Bedeutung haben für das Schadgeschehen bei Buchen (vgl. Kap.3.3.4.1). Das Cluster **1**, für welches die ungünstigste Kronenzustandssituation konstatiert wird, zeichnet sich durch die geringsten Ca- und Mg-Gehalte bei maximalen N-Gehalten, N/Mg- bzw. N/Ca-Quotienten aus.

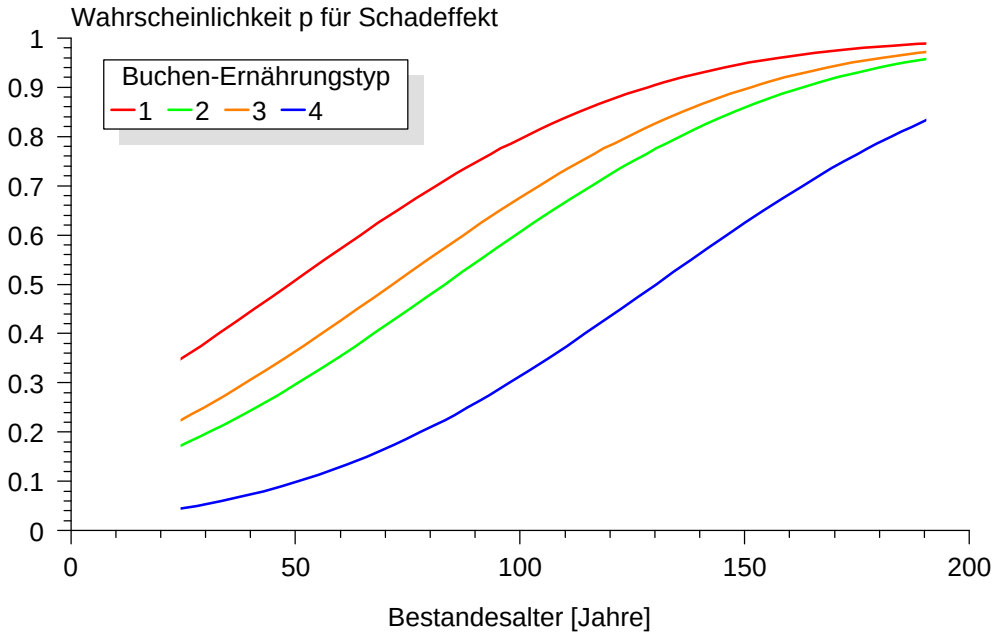


Abb.49: Response-Funktion von Schadeffekten (Blattverlust > 25 %) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für unterschiedliche Ernährungstypen bei Buche

3.3.5 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Kapitel wurden mit verschiedenen statistischen Verfahren und Herangehensweisen Nadel-/ Blattspiegelwerte von Fichte, Kiefer und Buche ausgewertet, strukturelle und regionale Muster der Ernährungssituation untersucht sowie Kohärenzen zwischen Baumernährung und Kronenzustand analysiert. Hinsichtlich der Baumernährung lassen sich Typen mit charakteristischen Ernährungsmerkmalen kennzeichnen. Die jeweilige spezifische Ernährungssituation paust sich auch auf den Kronenzustand durch. Die mit unterschiedlichen Untersuchungsansätzen ermittelten Hauptaussagen zu den Kohärenzen zwischen Ernährungssituation und Kronenzustand sind im Kern identisch und lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Gleichzeitig hohe Ca-, K-, N- und S-Gehalte in Fichten- und Kiefernnadeln korrespondieren i.d.R. mit einem erhöhten Anteil deutlich geschädigter Bäume. Bei den betroffenen Standorten sind hohe atmogene Eintragsraten an Schwefel, Stickstoff sowie basisch wirkenden Stäuben wahrscheinlich. Eine Verifizierung sollte unter Einbeziehung der in Kürze für dieses Projekt vorliegenden modellierten Depositionsdaten erfolgen.
- Geringe Nadel-/ Blattgehalte der Elemente Phosphor (v.a. bei Buche und Kiefer), Magnesium (bei allen Hauptbaumarten) und Mangan (v.a. bei Fichte und Kiefer) gehen ebenfalls einher mit erhöhten Kronenverlichtungen. Stickstoffungleichgewichte könnten für die Schadensausprägung bei Buchen und Kiefern eine Rolle spielen.

Die gefundenen Zusammenhänge sind jedoch keinesfalls monokausal zu interpretieren. So geht bei Fichte und Kiefer zwar grundsätzlich der stärkste Einfluß auf den Kronenzustand von den Schwefelgehalten aus, doch sollte dieser statistische

Befund nicht in dem Sinne interpretiert werden, daß es sich bei den Kronenverlichtungen im wesentlichen um klassische Rauchschäden handelt. Die Einflußgrößen sind vielmehr als Indikatoren zu verstehen, welche die Standortseigenschaften in Bezug auf potentielle Stressfaktoren charakterisieren. Sie korrelieren selbst miteinander und auch mit weiteren potentiellen Stressfaktoren (z.B. bodenchemischen Stresskennwerten), die an dieser Stelle noch gar nicht berücksichtigt wurden, für das Schadgeschehen aber eine wesentliche Rolle spielen können.

3.4 AUSWERTUNG VON BODENZUSTANDSDATEN

3.4.1 ASPEKTE DER DATENAUFBEREITUNG

Die Grundlage der folgenden statistischen Auswertungen bilden die an der BFH zum Zeitpunkt der BZE-Auswertung verfügbaren bodenchemischen Kennwerte der bundesweiten BZE-Datenbank (vgl. BML 1994, Wolff und Riek 1997), welche durch zusätzliche Datenlieferungen der Länder zur effektiven Kationenaustauschkapazität und Austauscherbelegung erweitert wurde. Eine kurze Zusammenstellung der verfügbaren Parameter enthält Tab.17.

Tab.17: Bundesweit verfügbare bodenchemische Kennwerte

Humusauflage

- pH-Wert (bei Mull und mullartiger Moder: mineral. Oberboden)
- C/N, C/P (bei Mull und mullartiger Moder: mineral. Oberboden)
- Elementvorräte (C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Pb, Cu, Zn, Cd)

Mineralboden

1) für die Tiefenstufen 0-10 cm, 10-30 cm, ... ,140-200 cm
- pH-Wert
- Basensättigung
- effektive Kationenaustauschkapazität (AKe)
- austauschbar gebundene Elementgehalte und Anteile an der AKe (K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al)

2) für die Tiefenstufen 0-30 cm, 0-60 cm, 0-90 cm
- Elementvorräte (C, N, P)
- austauschbar gebundene Elementvorräte (K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al)

Umgang mit unvollständigen Datensätzen

Der Datenumfang an den einzelnen Erhebungspunkten variiert zwischen den Bundesländern insbesondere infolge der länderspezifisch unterschiedlichen Beprobungstiefen. Beispielsweise wurden in Bayern grundsätzlich nur bis 30 cm Tiefe Bodenproben entnommen. Dies hat zur Folge, daß sich der Stichprobenumfang - je nachdem, welche Tiefenstufen in die multivariat-statistischen Auswertungen mit einbezogen werden - stark ändern kann. Die statistisch aus vielen verschiedenen Primärdaten ermittelten Parameter zur numerischen Standortscharakterisierung, wie beispielsweise stark aggregierende *Bodenzustandsfaktoren* (im Sinne des Verfahrens der Faktorenanalyse) oder auch *„Cluster"-Zugehörigkeiten* (Kap.2.1), lassen sich für einen bestimmten Erhebungs-

punkt bereits dann nicht ermitteln, wenn eine der Eingangsgrößen der Faktoren- bzw. Clusteranalyse in nur einer einzigen Tiefenstufe fehlt.

Um aber den Stichprobenumfang maximal zu halten bzw. für möglichst viele Erhebungspunkte aggregierende Parameter synthetisieren und in weiteren Auswertungsschritten berücksichtigen zu können, wurden in einigen Analysen - soweit dies vertretbar erschien - Fehlwerte durch Mittelwerte ersetzt. Der kritische Vergleich der sich dadurch ergebenden Resultate mit den Ergebnissen aus der kleineren, aber komplett beschriebenen Stichprobe zeigte, daß dieses Vorgehen die Gesamtaussage nicht beeinträchtigt.

Desweiteren wurden manche Analysen zunächst mit eingeschränktem Merkmalspektrum durchgeführt und anschließend mit breiterem Merkmalspektrum, aber dadurch induziert geringerem Stichprobenumfang wiederholt. Ergaben sich hierbei vergleichbare Ergebnisse - beispielsweise eine identische Faktorladungsmatrix - so wurde grundsätzlich mit der größeren Stichprobe weitergearbeitet.

Darüberhinaus wurden Datensätze unter Berücksichtigung bekannter bodenchemischer Zusammenhänge vervollständigt. So wurde die Basensättigung auf 100 % gesetzt, wenn bereits für die darüber liegenden Tiefenstufen eine Basensättigung von 100 % angegeben wird. Die Al-, Fe- und H-Gehalte wurden in diesem Fall für alle Tiefenstufen „0“ gesetzt. Fehlwerte bei der Basensättigung wurden bei pH-Werten > 6.0 generell durch 100 % ersetzt.

Von einer Beschränkung der multivariaten Auswertungen auf den Oberboden mit dem Ziel, den Stichprobenumfang zu vergrößern (insbesondere alle Bayernstandorte mit einbeziehen zu können), wurde indes abgesehen, da hierdurch zuviel vorhandene Information „verschenkt“ worden wäre. *Die bisherigen Auswertungen beschränken sich allerdings auf die Tiefenstufen bis maximal 90 cm. Bei den Vorräten im Mineralboden wurde nur die Tiefenstufe 0-30 cm berücksichtigt.*

Schließlich sei auf zahlreiche Fehlwerte bei den Na-, H- und Fe-Gehalten, -Vorräten und -Sättigungen hingewiesen. Diese Kennwerte blieben bei fast allen multivariaten Analysen unberücksichtigt, weil die Stichprobe sonst zu sehr eingeschränkt worden wäre. Das besonders zahlreiche Auftreten von „0“-Werten bei diesen Elementen hätte ferner zu Verzerrungen bei der Parameterschätzung von Regressions- und Faktorenanalyse geführt.

Parameterauswahl und Datentransformationen

Viele Kennwerte - insbesondere die Vorratswerte - weisen ausgesprochen rechtsschiefe Verteilungen auf, d.h. neben einem deutlich ausgeprägten Häufigkeitsmaximum im niedrigen Wertebereich treten eine Reihe von Erhebungspunkten mit extrem hohen Werten auf. Um die so verteilten Daten regressions- bzw. faktorenanalytisch bearbeiten zu können, wurden stets zunächst *Frequenzanalysen* durchgeführt und bei Bedarf die betroffenen Parameter logarithmiert. Nullwerte wurden hierbei – soweit es sinnvoll erschien - auf „log (Min.-Wert / 10)“ gesetzt.

Da die Faktorenanalyse lineare Beziehungen unterstellt, wurden außerdem vorab *Streudiagramme* aller berücksichtigten Parameter ausgedruckt. So wurden Parameterkombinationen mit eindeutig nichtlinearen Beziehungen identifiziert. Eine Linearisierung konnte hier allerdings durch *Logarithmieren* erreicht werden, da sich die betreffenden Parameter als log-normal-verteilt erwiesen.

Mit den Kennwerten, die sich aus der Kationenbelegung der Austauscher ergeben (Sättigungsgrade bzw. Gehalte der einzelnen Elemente in den verschiedenen Tiefenstufen) wurden zunächst reduzierte Faktorenanalysen durchgeführt, um zu prüfen, welche der möglichen Eingangsgrößen geeignet erscheinen. Im Ergebnis erwiesen sich die Sättigungsgrade aufgrund ihrer allein rechnerisch bedingten gegenseitigen Abhängigkeit als wenig geeignet für die Faktorenanalyse. So ergänzen sich beispielsweise die Ca- und Al-Sättigungen in der Regel auf annähernd 100 %. Es zeigte sich, daß es auf jeden Fall günstiger ist, mit den Elementgehalten anstelle der Sättigungsgrade zu rechnen. Diese Voruntersuchungen sind im folgenden nicht dargestellt; die nachfolgend erläuterten Ergebnisse stellen i.A. das robusteste Endprodukt mehrerer unterschiedlicher Algorithmen der Faktorenermittlung und Clusterabgrenzung dar.

Stichprobe(n) und Grundgesamtheit
Mit Hilfe von Streudiagrammen wurden (Schein-)Beziehungen identifiziert, die lediglich aus bimodalen Häufigkeitsverteilungen resultieren und eine Trennung in zwei oder mehrere Teilkollektive nahelegen. Solche Scheinkorrelationen konnten durch die Differenzierung zwischen den beiden Stichproben der Carbonatstandorte und carbonatfreien Böden weitgehend ausgeschlossen werden.

Wie auch die Ergebnisse der ersten bundesweiten BZE-Auswertung zeigen (Wolff und Riek 1997), erscheint es sinnvoll von zwei Hauptkollektiven auszugehen: den gut gepufferten Carbonatstandorten und den tiefgründig carbonatfreien Böden, welche sich grundlegend in ihren bodenchemischen Eigenschaften unterscheiden und nicht gemeinsam ausgewertet werden sollten. Es wurde deshalb differenziert zwischen

1) Böden, die bis in 90 cm Tiefe Basensättigungen < 100 % und pH-Werte < 6.0 aufweisen ➔ **„Hauptkollektiv I“**
2) Böden, die sich in 90 cm Tiefe im Carbonatpufferbereich befinden (Basensättigung ca. 100 %; pH-Wert > 6.0) ➔ **„Hauptkollektiv II“**

Alle Auswertungen von Bodendaten wurden für diese beiden Stichproben bzw. Teilkollektive getrennt durchgeführt.

3.4.2 BEZIEHUNGSGEFÜGE BODENCHEMISCHER KENNWERTE

Die Beziehungen zwischen den einzelnen bodenchemischen Kennwerten lassen sich mittels Faktorenanalyse untersuchen. Die daraus resultierenden Faktoren sollen in der weiteren Auswertung als Eingangsgrößen für die Standortsklassifizierung eingesetzt werden (Kap. 3.4.3).

Die Beziehungsstruktur zwischen den bodenchemischen Daten wurde nach dem Hauptkomponentenverfahren - getrennt für die beiden Hauptkollektive (vgl. Kap.3.4.1) - untersucht.

Hauptkollektiv I (= tiefgründig carbonatfreie Böden)

Das Ergebnis der Faktorenanalyse ist in Tab.18 und Anhang 14 für die Böden des Hauptkollektivs I dargestellt. Betrachtet man die bodenchemischen Kennwerte in den einzelnen Tiefenstufen jeweils als unterschiedliche Variablen, so kommt man auf insgesamt 56 Eingangsgrößen. Die Gesamtvariabilität dieser Merkmale kann im wesentlichen auf acht stochastisch unabhängige Faktoren zurückgeführt werden.

Die nach dem Kaiser-Kriterium (vgl. Kap.2.1) extrahierten Faktoren erklären zusammen 80.4 % der Gesamtvarianz aller Eingangsgrößen.Die Interpretation der Faktoren erfolgt anhand der Faktorladungsmatrix (Tab.18). Die Faktorladungen stehen für die Korrelation eines jeden Faktors mit den entsprechenden Bodenzustandsmerkmalen. In Anhang 15 sind die in drei Gruppen klassifizierten Faktorwerte (< 20-Perzentil, 20-80-Perzentil, > 80-Perzentil) räumlich dargestellt.

Tab.18: Beziehungsgefüge der Bodenzustandsdaten (Hauptkollektiv I) - Faktorladungsmatrix nach Varimax-Rotation (Überla 1972)

	Faktor							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Al-Gehalt 10-30cm	0.86							
Al-Gehalt 0-10cm	0.86							
AKe 10-30cm	0.85							
AKe 0-10cm	0.84							
Al-Vorrat 0-30cm	0.83							
N-Vorrat 0-30cm	0.83							
C-Vorrat 0-30cm	0.82							
Al-Gehalt 30-60cm	0.70					0.54		
AKe 30-60cm	0.68							
AKe 60-90cm	0.56							
P-Vorrat Auflage		0.90						
Fe-Vorrat Auflage		0.90						
Zn-Vorrat Auflage		0.89						
Al-Vorrat-Auflage		0.88						
N-Vorrat Auflage		0.87						
C-Vorrat Auflage		0.83						
Mg-Vorrat Auflage		0.83						
Cu-Vorrat Auflage		0.82						
Pb-Vorrat Auflage		0.81						
Ca-Vorrat Auflage		0.77						
K-Vorrat Auflage		0.76						
Cd-Vorrat Auflage		0.68						
Ca-Gehalt 0-10cm			0.85					
Ca-Vorrat 0-30cm			0.83					
Ca-Gehalt 10-30cm			0.80					
Basensättigung 0-10cm	-0.53		0.77					
Mg-Vorrat 0-30cm			0.64					
Basensättigung 10-30cm	-0.56		0.61					
Mg-Gehalt 0-10cm			0.60					
Mg-Gehalt 10-30cm			0.59					
Mn-Gehalt 10-30cm				0.83				
Mn-Gehalt 30-60cm				0.82				
Mn-gehalt 0-10cm				0.79				
Mn-Gehalt 60-90cm				0.77				
Mn-Vorrat 0-10cm				0.76				
Mn-Vorrat Auflage				0.53				
Ca-Gehalt 60-90cm					0.85			
Ca-Gehalt 30-60cm					0.77			
Mg-.Gehalt 60-90cm					0.77			
Mg-Gehalt 30-60cm					0.74			
Basensättigung 60-90cm					0.74			
Basensättigung 30-60cm					0.63			
PH-Wert 30-60cm						-0.84		
PH-Wert 60-90cm						-0.76		
PH-Wert 10-30cm						-0.69		
Al-Gehalt 60-90cm	0.55					0.60		
C/N-Verhältnis							-0.68	
PH-Wert Auflage							0.64	
C/P-Verhältnis							-0.64	
PH-Wert 0-10cm							0.57	
P-Vorrat 0-30cm							0.50	
K-Vorrat 0-30cm								0.76
K-Gehalt 10-30cm								0.71
K-Gehalt 0-10cm	0.54							0.60
K-Gehalt 30-60cm								0.58
K-Gehalt 60-90cm								0.50
Mit Ausnahme von C/N, C/P und pH alle Werte logarithmiert								

Der **Faktor 1** spiegelt die Al-Gehalte sowie die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) im gesamten Mineralboden bis 90 cm Tiefe wider. Hohe Faktorwerte korrespondieren gleichermaßen mit einer hohen Ake und hohen Al-Gehalten bei gleichzeitig hohen Kohlenstoff- und Stickstoffvorräten im Mineralboden. Faktor 1 charakterisiert mithin den (v.a. organischen) Austauscherkomplex und dessen Al-Sättigung. Faktor 1 zeigt ferner eine geringfügige negative Beziehung zur Basensättigung im Hauptwurzelraum. Die regionale Verteilung der Werte von Faktor 1 läßt ein klares Muster erkennen (Anhang 15). So befinden sich die Standorte mit geringer Ake und geringen Al-Gehalten vorwiegend im Nordostdeutschen Tiefland. Die niedrigsten Werte treten auf armen Sandstandorten mit geogen bedingt geringen Austauschkapazitäten auf. Die versauerungsbedingte Al-Belegung der Austauscher ist in dieser Region nicht so hoch, was sich bereits in früheren BZE-Auswertungen gezeigt hat. Als eine der wesentlichen Ursachen dafür wird die Pufferwirkung der atmogenen Staubdepositionen dieser Region genannt (vgl. Riek und Wolff 1999).

Die Elementvorräte in der Humusauflage werden durch **Faktor 2** quantifiziert. Durch deren enge Verknüpfung mit dem Humusvorrat in der Auflage genügt statistisch ein einziger Faktor, um die Auflagevorräte fast aller Elemente auszudrücken. Die Aussagekraft dieses Faktors ist dadurch allerdings beschränkt. Sie reduziert sich letztlich im wesentlichen auf die standörtlich unterschiedlichen in der Auflageschicht akkumulierten Humusvorräte. Ein regionales Muster dieses Faktors ist nicht erkennbar (Anhang 15).

Der **Faktor 3** quantifiziert die Basizität im Hauptwurzelraum und wird vor allem von den Calciumvorräten und -gehalten geladen. Außerdem besteht eine positive Beziehung des Faktors zum Magnesiumvorrat bzw. -gehalt sowie zur Basensättigung in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe. Ein räumliches Muster ist nicht zu erkennen.

Der **Faktor 4** steht allein für das Element Mangan, das offensichtlich einer eigenen Dynamik unterliegt und zu keinem anderen Element in besonders enger Beziehung steht. Der Faktor wird sowohl von den Mn-Gehalten in den einzelnen Tiefenstufen als auch vom Mn-Vorrat in Auflage bzw. Mineralboden geladen. Böden mit ungünstiger Mn-Ausstattung (geringe Faktorwerte) finden sich vorwiegend auf Sandstandorten des Norddeutschen Tieflands mit geogen bedingt niedrigen Mn-Gehalten; sie sind aber auch im Bereich des Schwarzwaldes und vereinzelt im Erzgebirge anzutreffen, wo versauerungsbedingte Mn-Auswaschung für die geringen Mn-Gehalte ausschlaggebend sein können.

Der **Faktor 5** ähnelt dem Faktor 3, d.h. er beschreibt die Basizität der Böden. Während sich Faktor 3 auf den Oberboden bezieht, charakterisiert Faktor 5 den Unterboden. Beide Faktoren sind stochastich unabhängig, d.h. innerhalb des Hauptkollektivs I, den tiefgründig entkalkten Böden, besteht zwischen Oberboden- und Unterbodenzustand praktisch keine Beziehung. Geringe Faktorwerte finden sich in ganz Deutschland mit lokalen Konzentrationen in Bereichen der Mittelgebirge wie (Nord-)Schwarzwald, Pfälzer Wald bzw. Rothaargebirge. In diesen Regionen ist bezüglich der Basizität unterhalb des Hauptwurzelraumes von einem besonders ungünstigen Zustand, d.h. geringen Ca- und Mg-Gehalten sowie geringen Basensättigungen auszugehen.

Die pH-Werte im Unterboden werden durch **Faktor 6** charakterisiert. Dieser Faktor korreliert ferner mit den Al-Gehalten in 60-90 cm Tiefe. Der pH-Wert in Humusauflage und im Oberboden wird dagegen durch **Faktor 7** ausgedrückt, der vor allem auch die C/N- und C/P-Verhältnisse und damit die biologische Aktivität zum Ausdruck bringt. Hierin spiegelt sich die enge Verknüpfung von C/N- bzw. C/P-Verhältnissen und Aciditätsgrad wider. Die räumliche Darstellung von Faktor 7 zeigt, daß tendenziell höhere Faktorwerte (d.h. engere C/N-Verhältnisse, höhere Oberboden-pH-Werte) im Bereich des Nordostdeutschen Tieflandes und geringe Faktorwerte (d.h. weite C/N-Verhältnisse, niedrige pH-Werte) im Nordwestdeutschen Tiefland vorkommen.

Faktor 8 steht schließlich für die Kaliumausstattung. Hohe Kaliumgehalte und -vorräte entsprechen hohen Faktorwerten. Die regionale Darstellung der Faktorwerte zeigt zwar kein großräumiges Muster, doch lassen sich einige lokale Häufungen geringer Werte erkennen (z.B. im Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügelland sowie in bestimmten Bereichen des Tieflands).

Hauptkollektiv II (= besser gepufferte Böden)

Das zweite Hauptkollektiv umfaßt alle Böden, die in 60-90 cm Tiefe oder schon darüber dem Carbonatpufferbereich zuzuordnen sind (vgl. 3.4.1). Zur faktorenanalytischen Charakterisierung dieser Standorte erwies es sich als ausreichend, die chemischen Merkmale des Oberbodens (bis in 30 cm Tiefe) zu berücksichtigen, da die Variabilität im Unterboden aufgrund des anstehenden kalkhaltigen Ausgangsmaterials nur gering ist. Tab.19 zeigt die Faktorladungsmatrix aus der die einzelnen berücksichtigten Eingangsgrößen und deren Interkorrelationen hervorgehen. Nach dem Kaiser-Kriterium (vgl. Kap. 2.1) lassen sich vier Faktoren extrahieren, die zusammen 82.6 % der Gesamtvarianz der in Tab.19 aufgelisteten Kennwerte erklären (Anhang 16). Diese Faktoren werden zur Vermeidung von Verwechslungen als Faktor 9, ... ,12 bezeichnet. Die regionale Verteilung der Faktorwerte ist in Anhang 17 dargestellt.

Tab.19: Beziehungsgefüge der Bodenzustandsdaten (Hauptkollektiv II) - Faktorladungsmatrix nach Varimax-Rotation (Überla 1972)

	Faktor			
	9	10	11	12
P-Vorrat Auflage	0.94			
Zn-Vorrat Auflage	0.94			
Al-Vorrat Auflage	0.92			
N-Vorrat Auflage	0.91			
Cu-Vorrat Auflage	0.90			
C-Vorrat Auflage	0.88			
K-Vorrat Auflage	0.87			
Mg-Vorrat Auflage	0.83			
Pb-Vorrat Auflage	0.83			
Ca-Vorrat Auflage	0.82			
Mn-Vorrat Auflage	0.82			
Fe-Vorrat Auflage	0.78			
Cd-Vorrat Auflage	0.55			
pH-Wert 0-10cm		0.95		
pH-Wert Auflage		0.93		
pH-Wert 10-30cm		0.86		
C/P-Verhältnis			0.86	
C/N-Verhältnis			0.83	
pH-Wert 60-90cm				0.88
pH-Wert 30-60cm		0.51		0.74
Mit Ausnahme von C/N, C/P und pH alle Werte logarithmiert				

Der bedeutendste Anteil der Gesamtvarianz wird durch den **Faktor 9** erklärt, welcher für die Elementvorräte in der Humusauflage steht. Außer einer regionalen Häufung hoher Faktorwerte im Bereich der Fränkischen Alb - zu interpretieren als Böden mit vergleichsweise mächtigen Humusauflagen[6] - läßt die regionale Darstellung der Faktorwerte kein besonderes Verteilungsmuster erkennen.

Der **Faktor 10** steht für die Acidität in Humusauflage und mineralischem Oberboden. Die höchsten Werte finden sich auf Standorten mit Carbonatgestein, das im Oberboden nicht entkalkt ist (Kalkalpen, Fränkischen Alb).

Die C/N- und C/P-Verhältnisse laden **Faktor 11**. Besonderheiten bei der regionalen Verteilung der Faktorwerte sind nicht zu erkennen.

Die Acidität im Unterboden (30-60 cm bzw. 60-90 cm Tiefe) wird schließlich durch **Faktor 12** zum Ausdruck gebracht. Da sich die pH-Werte im Unterboden dieses Teilkollektivs jedoch in einem sehr engen Spektrum bewegen, wird der Faktor 12 in den späteren Auswertungen keine besondere Rolle spielen.

3.4.3 ABLEITUNG VON BODENZUSTANDSTYPEN

Mit Hilfe von Clusteranalysen sollen die Erhebungspunkte anhand ihrer bodenchemischen Merkmale in homogene - nicht zwangsläufig räumlich benachbarte - Gruppen (Bodenzustandstypen) klassifiziert werden. Die Eingangsgrößen für die Clusteranalyse bilden die im vorigen Kapitel für die beiden Hauptkollektive - die tiefgründig carbonatfreien bzw. die besser gepufferten Böden - abgeleiteten Faktorvariablen. Es handelt sich also um eine Typisierung allein auf der Basis des zum Zeitpunkt der BZE-Aufnahmen aktuellen bodenchemischen Zustands ohne Berücksichtigung bekannter standortskundlicher bzw. geo- und pedogenetisch begründeter Straten.

In mehreren iterativen Prozessen in denen die Clusterzentren der vorherigen Clusteranalyse jeweils als neue Anfangszentren fungieren (Verfahren quick cluster; vgl. Kap. 2.1) wurde die Clusteranzahl erhöht, bis der Stichprobenumfang einzelner Cluster so gering wurde, daß eine weitere Unterteilung keinen Sinn mehr gemacht hätte. Es wurde angestrebt, die Clusteranzahl möglichst maximal zu halten, da die Zusammenfassung ähnlicher Cluster zu übergeordneten Typen grundsätzlich auch noch zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen kann (vgl. auch Kap.3.1.7, Abb.14). Die Klassifizierung der Standorte anhand der Faktoren 1 bis 8, welche die Böden des Hauptkollektivs I beschreiben, führt zu 14 verschiedenen Bodenzustandstypen. Weitere fünf Cluster ergeben sich innerhalb des Hauptkollektivs II - den besser gepufferten Böden - durch die Clusteranalyse der Faktoren 9 bis 12. Der Stichprobenumfang n der ermittelten Cluster geht aus Tab.20 hervor.

Eine Überprüfung der Clusterunterschiede erfolgte nach jedem Rechenschritt gutachtlich durch Mittelwert- und Streuungsvergleiche aller bodenchemischen Kennwerte. Die arithmetischen Mittelwerte und Standardabweichungen der wesentlichen Bodenkennwerte finden sich in Anhang 18. Eine qualitative Zusammenfassung der wichtigsten Daten zeigt Tab.20. Ergänzend hierzu enthält Anhang 19 eine Stratifizierung standortskundlicher Daten für die einzelnen Bodenzustandstypen. In Abb.50 ist außerdem die räumliche Lage aller Cluster dargestellt.

[6] Anm.: „vergleichsweise mächtig“ bezieht sich hier nur auf Hauptkollektiv II. Innerhalb der tiefgründig carbonatfreien Böden des Hauptkollektivs I treten Bodenzustandstypen mit weitaus mächtigeren Humusauflagen auf.

Tab.20: Interpretation der Bodenzustandstypen (vgl. Anhang 18)

Cluster	n	Ake 0-10cm	Ake 60-90cm	BS 0-10cm	BS 60-90cm	pH Auflage	pH 0-10cm	pH 60-90cm
1	27	-						+
2	80	-	-					
3	34	+	+	+	+			
4	51							-
5	78	+		-	-	-		
6	97			-	-			
7	39							-
8	35							-
9	66					-	-	
10	34			+				
11	54	-	-					
12	79			-		-	-	
13	30			+		+		
14	64		+	-				-
15	50	-		-		-	-	-
16	119							
17	39	-		-		-		
18	47	+	+	+		+	+	?
19	41		-	+		+	+	

Cluster	C/N	C/P	C-Vorrat[1)]	C-Anteil Auflage[2)]	N-Vorrat[1)]	Pb-Vorrat Auflage	Cd-Vorrat Auflage
1	-	-	-		-		
2			-	+	-		
3	-	-		-			
4							
5			+		+		
6							
7	-	-		-		-	-
8							+
9	+	+	+				+
10	-	-		-		-	-
11	+			+	-		
12	+	+		+			
13	-			+		+	+
14							
15	-		-		-		
16	-	-					
17	+	+	+	+		+	
18			+		+	+	+
19	-	-		-	+	-	-

1) Vorrat in Auflage und Mineralboden bis 30cm Tiefe
2) C-Anteil in der Auflage am C-Vorrat in Auflage und Mineralboden bis 30cm Tiefe

„+“ = Maximumwerte; „-“ = Minimumwerte jeweils getrennt für die Bodenzustandstypen innerhalb von Hauptkollektiv I (Cluster 1 bis 14) und Hauptkollektiv II (Cluster 15 bis 19)

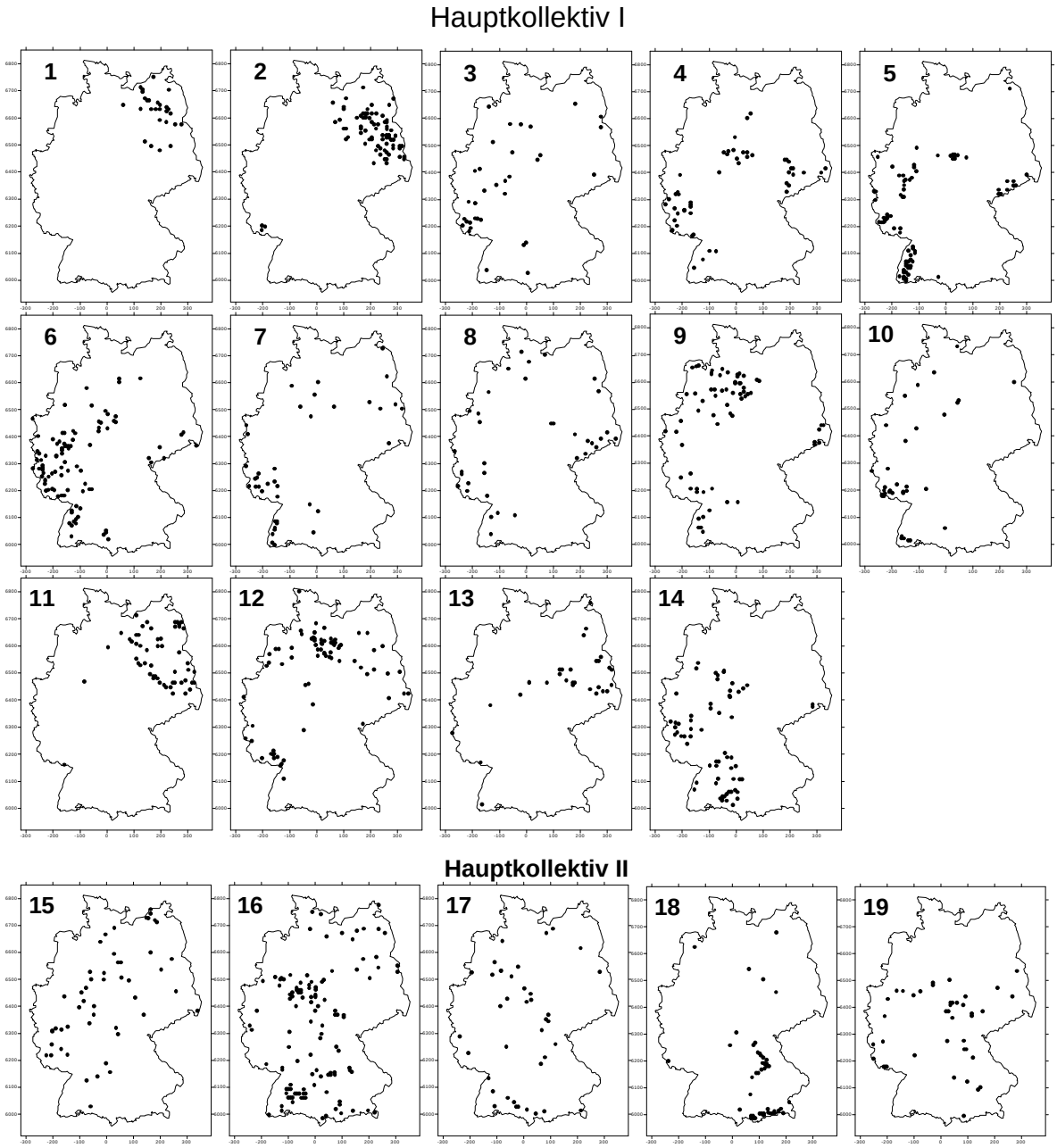


Abb.50: Regionale Verteilung der Cluster (Bodenzustandstypen)

Anhand der Darstellungen in Abb.50 und der Angaben in Tab.20 bzw. Anhang 18 und Anhang 19 lassen sich die Bodenzustandstypen wie folgt interpretieren[7]:

<u>Hauptkollektiv I (tiefgründig carbonatfreie Böden)</u>

Cluster 1 umfaßt ausschließlich Böden im Nordostdeutschen Tiefland, die sich im Oberboden durch geringe effektive Kationenaustauschkapazitäten (AKe) und hohe Al-Sättigungen auszeichnen. Im Unterboden weisen die Böden dieses Clusters jedoch erhöhte Basensättigungen und pH-Werte auf. Auch **Cluster 2** findet sich ausschließlich im Nordostdeutschen Tiefland. Die Ake der Böden dieses Clusters

[7] Angaben wie „gering“ oder „hoch“ werden hier im Relativmaßstab gebraucht; d.h. die Bezeichnungen ergeben sich allein aus dem Vergleich der Clustermittelwerte und sind nicht als ökologische Bewertung der Absolutwerte zu verstehen

sind besonders im Unterboden äußerst gering; die Basensättigungen sind niedriger als die von Cluster 1. Diese laboranalytischen Befunde korrespondieren mit den standortskundlichen Ansprachen. So belegt die Stratifizierung der Ausgangssubstrate nach Clusterzugehörigkeit (Anhang 19), daß sich in Cluster 1 hauptsächlich die im Oberboden entkalkten Sande über reicheren Geschiebelehmen befinden, während Cluster 2 überwiegend die ärmeren pleistozänen Sande repräsentiert. Bemerkenswert ist, daß Cluster 2 trotz sandigen Ausgangssubstrates von allen Clustern die höchsten K-Sättigungen in Ober- und Unterböden aufweist (Anhang 18). Allerdings ist hiebei zu berücksichtigen, daß die K-Vorräte insgesamt nur mäßig sind.

Cluster 3 tritt lokal in ganz Deutschland auf und ist gekennzeichnet durch die höchste Basensättigung im Unterboden aller Erhebungspunkte des Hauptkollektivs I (Anhang 18). Entsprechend ist die Al-Sättigung im Unterboden minimal, die Ca- und Mg-Sättigung maximal und auch die Vorräte an Calcium und Magnesium sind maximal. Der P-Vorrat von Cluster 3 ist innerhalb des Hauptkollektivs I ebenfalls maximal. Auffällig ist weiterhin der vergleichsweise hohe Anteil an Substratgruppe 7, den basischen Magmatiten und Metamorphiten. Diese Böden auf Basalt und Diabas zeichnen sich durch hohe bis sehr hohe Pufferkapazitäten aus (Wolff und Riek 1997). Der Anteil an Mullstandorten ist in Cluster 3 vergleichsweise hoch. Hinsichtlich des Bestockungstyps zeichnet sich das Cluster durch den im Vergleich höchsten Anteil an Buchenbeständen aus (Anhang 19).

Cluster 4 ist insbesondere durch seine gute Manganausstattung gekennzeichnet (Anhang 18). Die Standorte dieses Clusters weisen die höchsten Mn-Sättigungen in Ober- und Unterböden auf. Der pH-Wert im Unterboden ist allerdings auffällig niedrig. Verbreitet ist Cluster 4 in ganz Deutschland mit Ausnahme des Bereichs der pleistozänen Sande - dies offensichtlich aufgrund deren geogen bedingter Manganarmut. Besonders hoch ist der Anteil an Substratgruppe 4 (Lehme und Schlufflehme über Ton- und Schluffstein). Außerdem treten Substratgruppe 3 (umgelagerte kalkfreie Lockersedimente wie Löss, Sandlöss, Geschiebelehm, u.a.) und in geringerer Häufigkeit Substratgruppe 5 (Sandstein, Buntsandstein, Quarzit, u.a.) auf. Auf den betroffenen Standorten könnte Manganmobilisierung infolge von Säurepufferreaktionen eine besondere Rolle spielen. Cluster 4 würde demnach überwiegend die Böden mit aktuell hoher Versauerungsdynamik repräsentieren.

Cluster 5 ist vor allem in den Mittelgebirgen - Schwarzwald, Erzgebirge, Harz – und insbesondere auf den sauren Magmatiten und Metamorphiten (Substratgruppe 8) verbreitet. Der Anteil an (schwach bis stark podsoligen) Braunerden ist in Cluster 5 maximal. Bodenchemisch zeichnet sich das Cluster aus durch niedrige pH-Werte und die geringsten Basensättigungen in Ober- und Unterböden, höchste Al-Sättigungen und -vorräte sowie die geringsten Mg-Sättigungsgrade in den Unterböden. Der Anteil des in der Humusauflage festgelegten Magnesiums (Parameter „Mg-Quotient“ in Anhang 18) ist hoch. Die N-Vorräte sind bei durchschnittlichen C/N-Verhältnissen mit Abstand die höchsten; die C-Vorräte sind die zweithöchsten aller Cluster. Die effektive Kationenaustauschkapazität im Oberboden ist innerhalb des Hauptkollektivs I maximal.

Auch in **Cluster 6** sind die Basensättigungen in den Ober- und Unterböden vergleichsweise gering. Der Anteil an Braunerden ist wie in Cluster 5 sehr hoch. Die C- bzw. N-Vorräte wie auch die effektive Kationenaustauschkapazität sind jedoch geringer als in Cluster 5. Außerdem treten im Unterschied zu Cluster 5 vorwiegend

quarzreiche Substrate wie Sandstein, Buntsandstein und Quarzit (Substratgruppe 5) sowie Lehme und Schlufflehme über Ton- und Schluffstein (Substratgruppe 4) auf.

Für die Abgrenzung des **Cluster 7** sind offensichtlich Unterschiede im Humusstatus von ausschlaggebender Bedeutung. Die C/N- wie auch die C/P-Verhältnisse sind hier die engsten aller Böden des Hauptkollektivs I (Anhang 18). Der Anteil der Mullstandorte ist entsprechend erhöht, wobei die pH-Werte im Unterboden jedoch minimal sind. Die räumliche Verteilung der Standorte dieses Clusters zeigt keine regionalen Schwerpunkte. Von besonderer Bedeutung für die Einordnung in Cluster 7 ist offensichtlich der Bestockungstyp (Anhang 19) bzw. die Beziehung zwischen Baumartenzusammensetzung und Humuszustand. Das Cluster hat (zusammen mit Cluster 10) einen minimalen Nadelholzanteil und einen maximalen Anteil an Buche, Eiche und sonstigen Laubbaumarten.

Cluster 8 läßt sich durch eine geringe Manganausstattung, niedrige pH-Werte in den Ober- und vor allem in den Unterböden, gleichzeitig aber eine relativ hohe Ake im Unterboden charakterisieren. Diesem bodenchemischen Merkmalsprofil entsprechen besonders die Pseudogleye, die in Cluster 8 deutlich überproportional repräsentiert sind.

Cluster 9 zeichnet sich durch die geringsten pH-Werte im Oberboden, die (zusammen mit Cluster 11 und 12) weitesten C/N- und C/P-Verhältnisse, den höchsten C-Vorrat bei geringen N- und P-Vorräten aus. Die Mn-Sättigung der Ober- und Unterböden ist die geringste aller Cluster. Der Anteil an stark podsoligen Böden ist in Cluster 9 mit Abstand am höchsten. Neben einem erhöhten Anteil an Gleyen finden sich die meisten Podsole in diesem Cluster.

In **Cluster 10** ist die Basensättigung im Oberboden sehr hoch; im Unterboden ist sie jedoch gering. Der Fall, daß die Basensättigung im Oberboden über der des Unterbodens liegt, tritt nur sonst noch bei Cluster 13 auf. Analoges gilt auch für die pH-Werte der jeweiligen Tiefen. Dieser umgekehrte Tiefengradient von pH-Werten und Basensättigung könnte als Indiz für Kalkungsmaßnahmen interpretiert werden. Die C/N- und C/P-Verhältnisse sind eng; der Anteil der Humusform Mull ist maximal. Das spricht eher dagegen, daß es sich überwiegend um gekalkte Standorte handelt, da sich durch Kalkung die morphologische Humusform im allgemeinen nicht entsprechend (rasch) in Richtung Mull verändert. Cluster 10 zeichnet sich außerdem durch eine hohe Mn-Ausstattung aus. Das Cluster findet sich auf allen Substraten. Etwas erhöht ist jedoch der Anteil an Substratgruppe 5 (Sandstein, Buntsandstein, Quarzit, u.a.). Besonders beachtenswert ist die Verteilung der Bestockungstypen innerhalb des Cluster 10 (Anhang 19). Das Cluster zeichnet sich durch den geringsten Anteil von Fichten- und Kiefern(rein)beständen aus. Es dominieren Eichen-, Buchen- und sonstige Laubholzbestände, was den günstigen Oberbodenzustand (gute Zersetzungsbedingungen, hohe biologische Aktivität) dieses Clusters erklärt.

Cluster 11 findet sich im Nordostdeutschen Tiefland. Die Ake ist bei diesem Cluster am geringsten. Die C/N-Verhältnisse sind weit. Relativ häufig sind in dieser Gruppe stark podsolige sowie podsolierte Böden mit der Humusform Rohhumus vertreten. Als Substratgruppe treten überwiegend pleistozäne Sande auf. Bemerkenswert ist der maximale Anteil des Bodentyps Regosol. Hierbei handelt es sich um die Übergangsform des Braunerde-Regosols, der im Nordostdeutschen Tiefland auf sehr armem Sandsubstrat zu finden ist und sich durch eine nur schwach ausgeprägte

Verbraunung unterhalb des Ah-Horizontes von den reinen Braunerden unterscheidet (vgl. Riek und Wolff 1999). Der Anteil an Kiefern(rein)beständen ist in Cluster 11 der höchste aller Cluster (Anhang 19).

Cluster 12 zeichnet sich durch geringe effektive Kationenaustauschkapazitäten, sehr niedrige Basensättigungen und pH-Werte im Oberboden sowie weite C/N- und C/P-Verhältnisse aus. Das Cluster tritt vorwiegend aber nicht ausschließlich im Tiefland auf. Die Mg-Sättigung sowie der Mg-Vorrat sowohl im Ober- als auch im Unterboden sind die geringsten aller Cluster. Auch die Mn-Sättigung ist gering. Das Cluster zeichnet sich durch hohe Anteile stark podsoliger Böden und Podsole mit Rohhumus aus. Das verbreitetste Substrat sind pleistozäne Sande (Anhang 19).

Bei den Standorten des **Cluster 13** ist die Basensättigung im Oberboden maximal und gleichzeitig deutlich höher als im Unterboden. Auffallend ist auch der maximale und extrem hohe pH-Wert in der Humusauflage. Die Ca-Sättigung im Oberboden ist ebenfalls maximal. Die Al- und K-Vorräte sind die höchsten aller Cluster. Bei einigen dieser Standorte könnte es sich um Kalkungsflächen handeln. Im wesentlichen repräsentiert dieses Cluster mit großer Wahrscheinlichkeit Standorte - überwiegend in Nordostdeutschland - auf denen basische atmogene Staubeinträge von besonderer Bedeutung sind und zu einer künstlichen Aufbasung geführt haben. Hierfür spricht besonders auch, daß die Zink-, Blei-, Kupfer- und Cadmiumvorräte in der Humusauflage mit Abstand die höchsten sind. Anhand der Depositionswerte sollte dieser Befund in der nächsten Projektphase (vgl. Kap.1.2) überprüft werden.

Cluster 14 unterscheidet sich vor allem durch die hohe Ake im Unterboden und den höchsten Mn-Vorrat bei gleichzeitig geringen Basensättigungen und pH-Werten sowie hohen Al-Sättigungsgrade im Oberboden von den anderen Clustern (Anhang 18). Dieser bodenchemische Zustand läßt sich durch die hauptsächlich vertretenen Bodentypen gut erklären. Das Cluster weist den höchsten Anteil an Parabraunerden sowie (zusammen mit Cluster 8) an Pseudogleyen auf (Anhang 19). Ferner ist Substratgruppe 3 (umgelagerte kalkfreie Lockersedimente: Löss, Sandlöss, Geschiebelehm, u.a.) in Cluster 14 am häufigsten vertreten; überdies tritt Substrattyp 4 (Lehme und Schlufflehme über Ton- und Schluffstein) überproportional häufig auf. Die kartographische Darstellung von Cluster 14 belegt die enge Verknüpfung mit eben diesen beiden Substratgruppen und deren regionaler Verbreitung in Deutschland (z.B. Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügelland, Rheinisches Schiefergebirge). Der Anteil der Fichten(rein)bestände ist im Vergleich zu den anderen Clustern maximal.

Hauptkollektiv II (besser gepufferte Böden)

Von allen Clustern des zweiten Hauptkollektivs weist **Cluster 15** zusammen mit Cluster 17 die geringsten effektiven Kationenaustauschkapazitäten, Basensättigungen und pH-Werte im Oberboden auf (Anhang 18). Der Unterschied zu Cluster 17 besteht unter anderem in unterschiedlichen C/N- und C/P-Verhältnissen. Diese sind bei Cluster 15 (wie bei den anderen Clustern dieser Hauptgruppe) sehr eng, bei Cluster 17 indes weiter. Überproportional sind die Bodentypen Pelosol, Gley und Anmoor in Cluster 15 vertreten. Erwähnenswert ist ferner, daß die Substratgruppe 7 (basische Magmatite und Metamorphite), die ansonsten nur noch in Cluster 3 häufig vertreten ist, auch in Cluster 15 überproportional häufig auftritt. Bemerkenswert ist die Verteilung der Bestockungstypen innerhalb dieses Clusters. Hier zeigt sich ein

mit Abstand maximaler Anteil an sonstigem Laubholz (Edellaubhölzern). Im Zusammenhang mit der ausgefallenen Bodentyp- bzw. Substratverteilung deutet sich somit an, daß es sich vorwiegend um naturnahe Standorte mit günstigem bodenchemischem Zustand handelt, die diesem Cluster subsumiert werden.

Cluster 16 weist sich durch die engsten C/N- und C/P-Verhältnisse innerhalb von Hauptgruppe II aus (Anhang 18). Bezüglich der Oberbodenversauerung (Basensättigung, pH-Werte) nimmt es eine mittlere Stellung unter den besser gepufferten Böden ein.

Cluster 17 ähnelt Cluster 15. Die Al-Sättigung ist innerhalb von Hauptgruppe II maximal; Basensättigung, pH-Wert und Ake sind minimal. Die C/N- und C/P-Verhältnisse sind am weitesten. Dem entspricht ein - innerhalb dieser Hauptgruppe - maximaler Anteil an Rohhumus und Moder. Bemerkenswert erscheint im Zusammenhang mit diesem vergleichsweise ungünstigen Humuszustand der Befund, daß der Anteil an Fichten- und Kiefern(rein)beständen in diesem Cluster (innerhalb von Hauptgruppe II) mit Abstand maximal ist (Anhang 19).

Ganz anders in Bezug auf den bodenchemischen Zustand sind die Cluster 18 und 19, deren Basensättigungen im Oberboden annähernd bei 100 % liegen. **Cluster 18** weist die höchste Ake auf. Der Mg-Vorrat ist ebenfalls maximal. Die Kaliumsättigung ist innerhalb von Hauptgruppe II minimal. Sie liegt auch unter fast allen Clustern der Hauptgruppe I. Die C- und N-Vorräte sind besonders hoch. Cluster 18 findet sich fast ausschließlich auf den Carbonatstandorten der bayerischen Alpen und der Schwäbisch-Fränkischen Alb. Als verbreitetste Bestockungstypen treten Fichten- und Kiefern(rein)- sowie Laubholzmischbestände auf (Anhang 19)

Cluster 19 unterscheidet sich bodenchemisch von Cluster 18 vor allem durch die noch engeren C/N- und C/P-Verhältnisse (die engsten aller Cluster) und die praktisch fehlende Humusauflage. Auffallend ist ferner, daß die regionale Verteilung kein spezielles Muster erkennen läßt. Insbesondere ist der Bereich der Kalkalpen und der Schwäbisch-Fränkischen Alb kaum betroffen. Eine Erklärung für den besonders günstigen Humuszustand liefert die Verteilung der Bestockungstypen (Anhang 19). Danach zeichnet sich Cluster 19 durch einen maximalen Anteil an Buchen- und Eichenbeständen bzw. sonstigen Laubhölzern aus. Der für dieses Cluster ermittelte Humuszustand kann mithin als charakteristisch für die Buchen-Edellaubholzstandorte in der BZE-Stichprobe betrachtet werden.

Fazit

Insgesamt kann festgehalten werden, daß die ermittelten Clusterzuordnungen regionalen Mustern folgen, die sich zumindest teilweise durch das geologische Ausgangsgestein der Bodenbildung erklären lassen. Innerhalb der einzelnen geologischen Substrate läßt sich anhand der gefundenen Bodenzustandstypen eine noch tiefer gehendere Standortsdifferenzierung durchführen. So können beispielsweise innerhalb der pleistozänen Sande anhand der Bodenzustandstypen arme Sande von Sanden über Lehm sowie Standorte im Nordostdeutschen Tiefland von solchen in Nordwestdeutschland getrennt werden. Diese Differenzierungen bodenchemischer Eigenschaften können ihre Ursachen – neben geogenetischen Faktoren – in regional unterschiedlichen Eintrags-, Nutzungs- und / oder Klimabedingungen haben. In der nächsten Projektphase sollten daher Unterschiede der Klima- und Depositionsdaten zwischen den Bodenzustandstypen näher untersucht werden. Von besonderer Bedeutung für den Humuszustand und abgeschwächt auch für den

chemischen Zustand des mineralischen Oberbodens hat sich der Bestockungstyp erwiesen. Einige der dargelegten cluster-typischen Bodenzustandsausprägungen, lassen sich geo-/ pedogenetisch nicht klar interpretieren, erscheinen aber durchaus plausibel, wenn man die gegenwärtige Bestockung mit in die Betrachtung einbezieht. Daraus folgt, daß die zwischen Bodenzustand und Baumbestand bestehenden Wechselwirkungen bei der Interpretation der Bodenzustandstypen unbedingt berücksichtigt werden sollten.

3.4.4 BEZIEHUNGEN ZWISCHEN BODENZUSTAND UND BAUMERNÄHRUNG

3.4.4.1 BODENCHEMISCHE CHARAKTERISIERUNG DER ERNÄHRUNGSTYPEN

Zur Analyse von Zusammenhängen zwischen dem Ernährungszustand der Bäume und den bodenchemischen Eigenschaften, wurden die in Kap.3.3.3 statistisch ermittelten Ernährungstypen zur Stratifizierung von Bodenkennwerten eingesetzt. Anhand der Ergebnisse sollte die Frage beantwortet werden, ob sich die ernährungsspezifischen Eigenschaften der Fichten-, Kiefern- und Buchenernährungstypen im Bodenzustand wiederfinden. Insbesondere sollte untersucht werden, ob sich diejenigen Ernährungstypen, für welche besonders hohe bzw. geringe Wahrscheinlichkeiten für Schadeffekte ermittelt worden sind (vgl. Ergebnisse der probit-Analyse; Kap.3.3.4.2) durch auffallende bodenchemische Eigenschaften von den anderen Ernährungstypen unterscheiden. Diese Untersuchungen erfolgten nur qualitativ; auf statistische Tests wurde verzichtet.

Fichte

Die Stratifizierung einiger wichtiger bodenchemischer Kennwerte auf der Basis der sieben für Fichte ermittelten Ernährungstypen zeigt Abb.51. Dargestellt sind neben den Kennwerten zur Charakterisierung der Bodenacidität und Austauschereigenschaften (pH-Wert, AKe, Basensättigung) die C/N- und C/P-Verhältnisse sowie der Mg-Vorrat im Hauptwurzelraum und der Anteil des in der Humusauflage fixierten Magnesiums am Mg-Vorrat im Hauptwurzelraum. Die letzten beiden Kennwerte haben sich bei den Auswertungen im Rahmen der „Pilotstudie Mg-Mangel“ (Kap.3.1) als wichtige Merkmale erwiesen und wurden deshalb auch hier mit berücksichtigt. In Anhang 20 sind außerdem die Anteile der verschiedenen Substratgruppen, Bodentypen und Humusformen innerhalb der Ernährungstypen vergleichend dargestellt.

Die Stratifizierungen in Abb.51 verdeutlichen, daß die Medianunterschiede zwischen den Ernährungstypen - insbesondere bei Berücksichtigung der Streuung innerhalb der Straten – im allgemeinen nur gering sind. Auffallend ist **Ernährungstyp 7**, der sich durch hohe pH-Werte, effektive Kationenaustauschkapazitäten und Basensättigungen von allen anderen Typen abhebt. Die Mg-Versorgung erscheint auf den betroffenen Standorten aufgrund hoher Mg-Vorräte und vergleichsweise geringer Mg-Anteile in der Humusauflage günstig. Kennzeichnend sind ferner maximale Anteile an Terra Fusca und Rendzina sowie an den Substratgruppen 1 und 2, d.h. an carbonathaltigen Ausgangsgesteinen (vgl. Anhang 20). Ernährungstyp 7 wird in Kap.3.3.3 charakterisiert durch maximale Mg-Gehalte und geringe S-, N-, P und Mn-Gehalte in den Nadeln. Es besteht hier also eine deutliche Abhängigkeit zwischen Mg-Verfügbarkeit im Boden und Mg-Versorgung der betroffenen Fichten. Hinsichtlich des Schadrisikos liegen die betroffenen Standorte im durchschnittlichen Bereich (Kap.3.3.4.2).

Bezüglich der Mg-Verfügbarkeit konträr zu Ernährungstyp 7 steht der **Ernährungstyp 4**, für den die geringsten Mg-Vorräte im Boden und gleichzeitig maximale Anteile in der Humusauflage konstatiert werden (Abb.51). Die C/N- und C/P-Verhältnisse sind bei diesem Ernährungstyp am weitesten. Die Basensättigung ist vergleichsweise gering, wenngleich sich zwischen allen Ernährungstypen bei Basensättigung, AKe und pH-Werten generell nur geringfügige Unterschiede zeigen (mit Ausnahme von Typ 7). Ernährungstyp 4 zeichnet sich gleichzeitig durch die geringsten Ca- und Mg-Gehalte in den Nadeln aus (Kap.3.3.3), so daß auch hier eine klare Übereinstimmung zwischen Ernährungs- und Bodenzustand zu erkennen ist. Unter standortskundlichem Aspekt fällt der vergleichsweise hohe Anteil an Podsolen bzw. stark podsoligen Böden innerhalb von Ernährungstyp 4 auf (Anhang 20). Der Anteil der Humusformen Rohhumus oder Moder ist in dieser Gruppe maximal. Das Schadrisiko entspricht bei diesem Typ dem Durchschnitt (Kap.3.3.4.2).

Erwähnenswert ist ferner, daß der **Ernährungstyp 2**, für den eine maximale K-Versorgung ermittelt wurde, den höchsten Anteil an Substratgruppe 8 (= saure Magmatite und Metamorphite) aufweist (Anhang 20). Als Erklärung für die hohen K-Gehalte in den Nadeln bestätigt sich somit die Bedeutung des kalifeldspatreichen Ausgangssubstrates (vgl. Kap.3.3.3).

Betrachtet man die bodenchemischen Unterschiede zwischen den Ernährungstypen allein unter dem Aspekt des Kronenzustandes bzw. des ermittelten Schadrisikos (Kap.3.3.4.2), kommt man zu dem Ergebnis, daß weder der **Ernährungstyp 6** (minimales Schadrisiko) noch die **Ernährungstypen 1** und **5** (maximales Schadrisiko) bestimmte charakteristische Bodeneigenschaften erkennen lassen, welche als mögliche uni-kausale Schadfaktoren in Frage kämen und anhand derer sich diese Ernährungstypen bodenchemisch von den anderen unterscheiden würden.

Kiefer

Bei der Kiefer fällt vor allem **Ernährungstyp 2** durch vergleichsweise hohe pH-Werte, effektive Kationenaustauschkapazitäten und Basensättigungen sowie eine günstige Mg-Ausstattung auf (Abb.52). Alle anderen Ernährungstypen unterscheiden sich nur unwesentlich voneinander. Für Ernährungstyp 2 wurden in Kap.3.3.3 maximale Mg-Gehalte der Nadeln konstatiert, was mit dem bodenkundlichen Befund somit gut übereinstimmt. Für diesen Ernährungstyp wurde mittels probit-Analyse ein vergleichsweise geringes Schadrisiko ermittelt (Kap.3.3.4.2). Die standortskundlichen Ansprachen weisen für Ernährungstyp 2 einen hohen Anteil an Terra fusca und Rendzina sowie einen vergleichsweise hohen Anteil an carbonatischem Ausgangsgestein nach (Anhang 20).

Die sich hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte als „Extreme“ darstellenden **Ernährungstypen 4** und **6** (minimales Risiko) bzw. **3** (maximales Risiko) unterscheiden sich unter bodenchemischem Aspekt nicht voneinander (Abb.52).

Buche

Innerhalb der Buchenernährungstypen ergeben sich zum Teil sehr geringe Stichprobenumfänge (z.B. n=9, n=12, n=13), weil nicht für alle Erhebungspunkte gleichermaßen Boden- und Ernährungsdaten vorliegen. Die Darstellung der Perzentile erscheint daher nicht sinnvoll, da sich 90- und 75-Perzentile in einigen Fällen überhaupt nicht berechnen lassen. Um eine Vorstellung von den mittleren

bodenchemischen Kennwerten und deren Streuung in den einzelnenErnährungstypen zu bekommen, sind die verfügbaren Angaben tabellarisch im Anhang 21 aufgelistet. Aus diesen Daten geht hervor, daß sich **Ernährungstyp 3** durch erhöhte pH-Werte, Basensättigungen und effektive Kationenaustauschkapazitäten sowie hohe Mg-Vorräte und ein enges C/N-Verhältnis von den anderen Typen abhebt. Es handelt sich bei Ernährungstyp 3 überwiegend um Standorte auf carbonathaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe 1 und 2) mit einem hohen Anteil an Terra fusca und Rendzina. Die vorherrschende Humusform ist Mull. Mit diesem bodenkundlichen Befund korrespondiert die ernährungskundliche Charakterisierung. Danach zeichnet sich Ernährungstyp 3 vor allem durch hohe Mg- und Ca-Gehalte in den Blättern aus. Dieser Ernährungstyp nimmt bezüglich der Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte eine mittlere Position ein (Abb.49, Kap.3.3.4.2).

Auffallend ist ferner **Ernährungstyp 1**, der sich konträr zu Ernährungstyp 3 verhält und durch minimale Ca- und Mg-Gehalte in den Blättern gekennzeichnet ist. Für diesen Typ werden gleichzeitig die niedrigsten Basensättigungen konstatiert (vgl. Anhang 21). Das Schadrisiko ist hier maximal (Abb.49, Kap.3.3.4.2).

Fazit

Die Ausprägungen bodenchemischer Merkmale innerhalb der Ernährungstypen verdeutlichen grobe Zusammenhänge zwischen Nährstoffverfügbarkeit (Bodenzustand) und Nährstoffversorgung (Nadel-/ Blattgehalte). Im wesentlichen heben sich jedoch nur die jeweiligen „Extreme“ (Fichte: Typ 4 bzw. 7; Kiefer: Typ 2; Buche: Typ 1 bzw. 3) von den anderen Ernährungstypen ab. Demnach finden sich die Bäume mit der - in Bezug auf die die Magnesium- und Calciumversorgung - günstigsten Ernährungssituation auf Böden mit maximaler Pufferung, Basensättigung und Verfügbarkeit dieser Elemente. Die am schlechtesten ausgestatteten Standorte zeichnen sich umgekehrt durch die geringsten Nährelementgehalte in den Assimilationsorganen aus. Ein Zusammenhang zwischen Stickstoff- bzw. Phosphorernährung und der Verfügbarkeit dieser Elemente (C/N-, C/P-Verhältnisse im Boden) läßt sich nicht nachweisen. Desweiteren ist auf der Basis der Ernährungstypen kein uni-kausaler Zusammenhang zwischen Kronen- und Bodenzustand erkennbar.

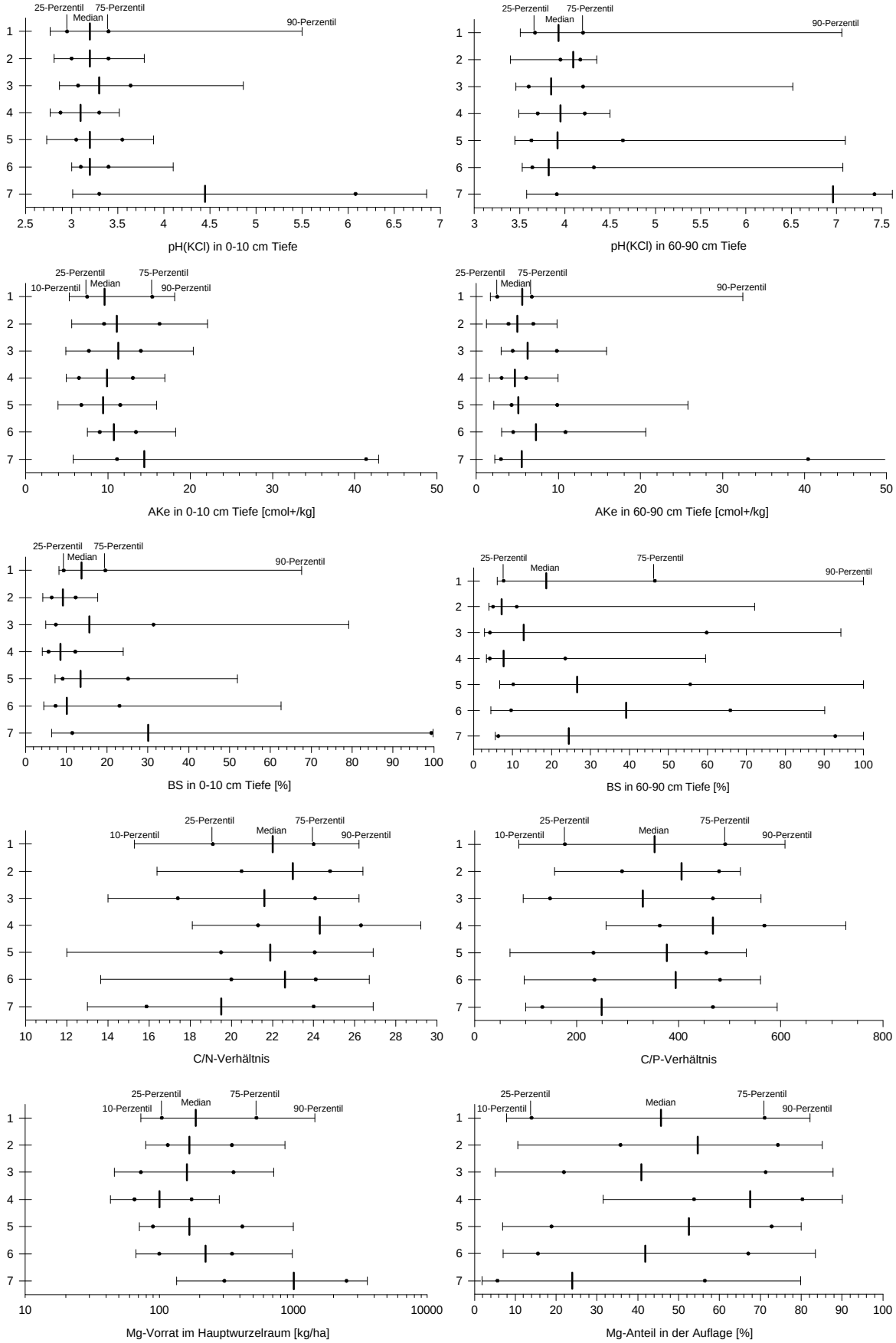


Abb.51: Stratifizierung bodenchemischer Merkmale nach Fichten-Ernährungstypen (y-Achse: Cluster-Nummern, vgl. Kap.3.4.3)

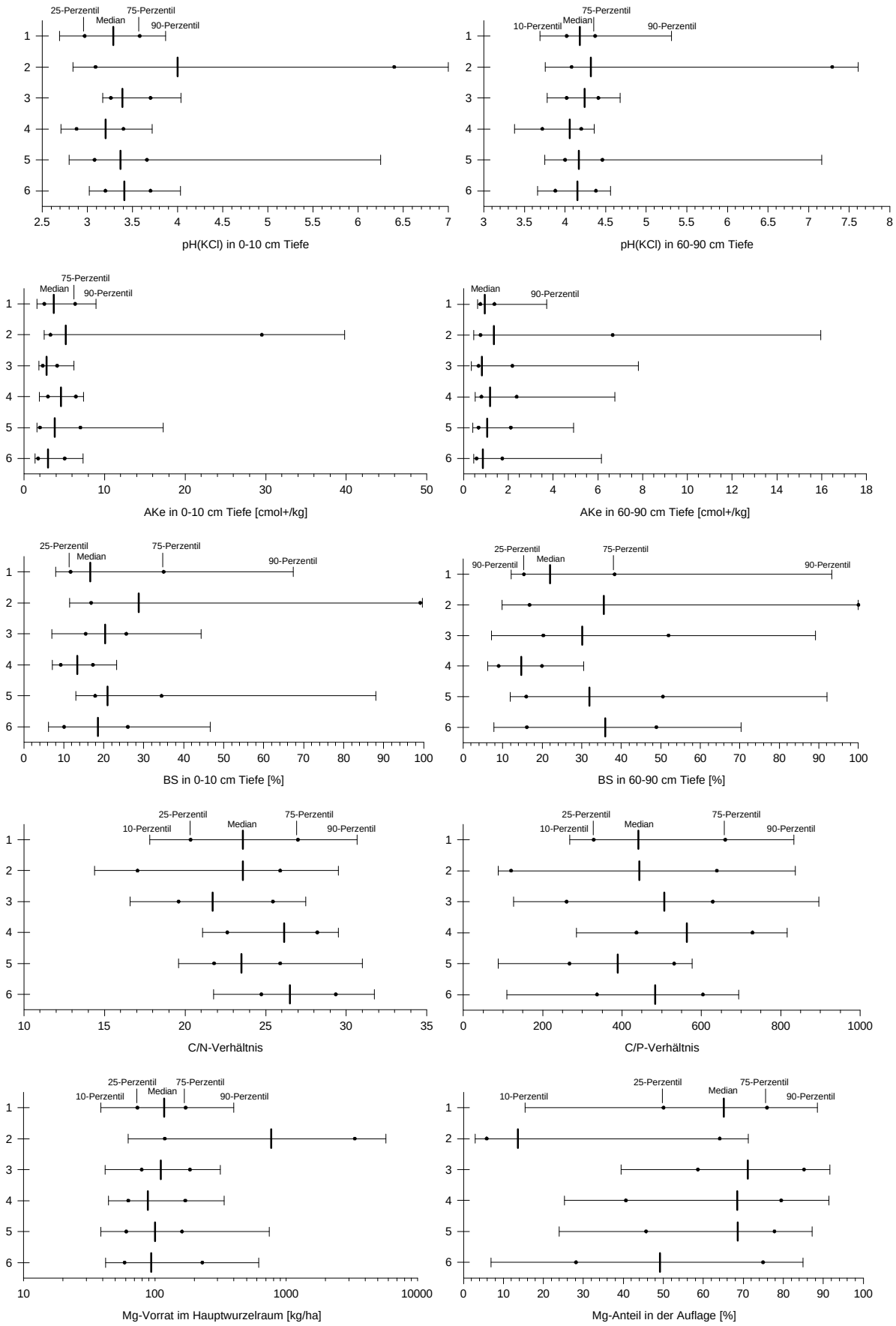


Abb.52: Stratifizierung bodenchemischer Merkmale nach Kiefern-Ernährungstypen (y-Achse: Cluster-Nummern, vgl. Kap.3.4.3)

3.4.4.2 BEZIEHUNGEN ZWISCHEN BODENZUSTANDS- UND ERNÄHRUNGS-FAKTOREN

In diesem Kapitel erfolgt die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Baumernährung und Bodenzustand mit Hilfe linearer Korrelationsanalysen zwischen den in Kap.3.3.1 ermittelten Faktorvariablen zur Quantifizierung der Elementgehalte in Nadeln bzw. Blättern und den in Kap.3.4.2 beschriebenen bodenchemischen Faktorvariablen. Die Korrelationsmatrizzen für Fichte, Kiefer und Buche sind in den Tab.21-23 dargestellt. Die deutlichsten Beziehungen (maximale Korrelationskoeffizienten, geringe Irrtumswahrscheinlichkeiten) werden im folgenden kurz erläutert.

Fichte

Der **Ernährungsfaktor 1**, der im wesentlichen für die Ca-Ernährung der Fichte steht, korreliert am engsten mit den Bodenzustandsfaktoren 3 und 5 (r=0.33 bzw. 0.32; vgl. Tab.21). Die Ca-Ernährung zeigt sich somit innerhalb der karbonatfreien Standorte (Hauptkollektiv I, vgl. Kap.3.4.1) von den Ca- und Mg-Vorräten bzw. Ca- und Mg-Gehalten sowie den Basensättigungen aller Tiefenstufen abhängig. Zum Bodenzustandsfaktor 1, der die Al-Gehalte, die Ake sowie die C- und N-Vorräte im Mineralboden zum Ausdruck bringt, besteht eine negative Korrrelation.

Der **Fichtenernährungsfaktor 2** (Mg-Ernährung[8]) korelliert negativ mit dem Bodenzustandsfaktoren 1 und positiv mit Bodenzustandsfaktor 4. Damit zeigt sich die Mg-Ernährung proportional zu den Al-Gehalten, der Ake und den C- und N-Vorräten im Mineralboden. Eine eindeutige Bewertung des Bodenzustandsfaktors 1 bezüglich seines Einflusses auf die Ernährung der Fichten ist nicht möglich, da hohe Werte dieses Faktors einerseits mit einer günstigen Ca- aber andererseits auch mit einer ungünstigen Mg-Versorgung korrespondieren.

Die positive Beziehung zwischen Fichtenernährungsfaktor 2 und Bodenzustandsfaktor 4, der die Mn-Ausstattung des Bodens wiedergibt, ist so zu interpretieren, daß hohe austauschbare Mn-Gehalte im Boden mit geringen Mg-Gehalten in den Nadeln korrespondieren. Die Bedeutung des Mangans als Indikator für die Initialphase der Bodenversauerung ist im Deutschen Waldbodenbericht 1996 (Wolff und Riek 1997) dokumentiert. Eine Zunahme der austauschbaren Mn-Gehalte und -vorräte weist danach im pH-Bereich > 4.0 auf zunehmende Versauerung hin („Manganpufferbereich“). Eine analoge Indikatoreignung dürfte somit auch den Mg-Gehalten in Fichtennadeln zukommen.

Innerhalb des Hauptkollektivs II (Carbonatstandorte) besteht ein relativ enger positiver Zusammenhang zwischen der Mg-Versorgung (Ernährungsfaktor 2) und den pH-Werten im Auflagehumus und Oberboden (Bodenzustandsfaktor 10).

Der **Fichtenernährungsfaktor 3** (K-Ernährung[9]) zeigt wie auch schon die Mg-Ernährung eine positive Beziehung zu Bodenzustandsfaktor 4 (Mn-Ausstattung). Somit entsprechen hohe Mn-Gehalte im Boden einer ungünstigen K-Ernährungssituation. Außerdem besteht eine plausible Beziehung zwischen Ernährungsfaktor 3 und Bodenzustandsfaktor 8, welcher die K-Ausstattung des Bodens wiedergibt (K-Vorrat und K-Gehalte im gesamten Mineralboden).

---

[8] Vorzeichen beachten: hohe Werte von Faktor 2 entsprechen einer schlechten Mg-Ernährung

[9] Vorzeichen beachten: hohe Werte von Faktor 3 entsprechen einer schlechten K-Ernährung

Die Zusammenhänge zwischen dem chemischen Bodenzustand und dem **Ernährungsfaktor 4** erscheinen von besonderem Interesse, da sich dieser Ernährungsfaktor als Indikator für die anthropogene N- bzw. S-Belastung als geeignet erwies (vgl. Kap.3.3.1). Der Ernährungsfaktor 4 spiegelt die N- bzw. S-Gehalte in Fichtennadeln wider. Er korreliert mit Bodenzustandsfaktor 2; d.h. Standorte, für die eine erhöhte atmogene S- und N-Belastung wahrscheinlich ist, weisen sich durch deutlich erhöhte Elementvorräte in der Humusauflage aus. Der Korrelationskoeffizient dieser Beziehung ist mit r=0.44 der höchste von allen gefundenen Zusammenhängen. Die Beziehung kann als Indiz für gestörte Stoffkreisläufe unter erhöhter atmogener Säurebelastung interpretiert werden.

Der **Fichtenernährungsfaktor 5**[10], der für die P-Versorgung steht, zeigt nur innerhalb der Stichprobe der besser gepufferten Böden (Hauptkollektiv II) eine Beziehung zum Boden, namentlich zu Faktor 11, der für die C/P- und C/N-Verhältnisse steht. Weite C/P- bzw. C/N-Verhältnisse korrespondieren mit einer schlechten P-Ernährung. Zum Bodenzustandsfaktor 7, welcher innerhalb der tiefgründig carbonatfreien Standorte (Hauptkollektiv I) unter anderem von den C/P-Verhältnissen geladen wird, besteht indes keine signifikante Beziehung; d.h. die P-Ernährung limitierende Standortsverhältnisse treten nachweislich eher auf den Carbonatstandorten als auf den carbonatfreien Böden auf.

Tab.21: Korrelationskoeffizienten zwischen Baumernährungs- und Bodenzustandsfaktoren (Fichte), P=Irrtumswahrscheinlichkeit

	ERNÄHRUNGSFAKTOREN (Fichte)				
BODENZUSTANDS-FAKTOREN	**Faktor1**	**Faktor2**	**Faktor3**	**Faktor4**	**Faktor5**
Faktor1	-.29	-.34	-.13	.00	-.16
	P= .00	P= .00	P= .07	P= .98	P= .02
Faktor2	.13	.08	.06	.44	.12
	P= .07	P= .23	P= .38	P= .00	P= .09
Faktor3	.33	-.15	-.06	-.03	-.10
	P= .00	P= .03	P= .39	P= .70	P= .16
Faktor4	.12	.33	.31	-.17	-.03
	P= .08	P= .00	P= .00	P= .02	P= .69
Faktor5	.32	-.15	.10	-.01	.08
	P= .00	P= .03	P= .16	P= .88	P= .25
Faktor6	.19	.11	-.05	-.10	.09
	P= .01	P= .12	P= .52	P= .16	P= .22
Faktor7	.05	-.09	-.05	-.01	-.14
	P= .51	P= .18	P= .51	P= .92	P= .05
Faktor8	-.01	.06	-.25	.16	.10
	P= .85	P= .36	P= .00	P= .02	P= .15
Faktor9	-.09	-.09	-.03	.10	-.10
	P= .36	P= .38	P= .74	P= .33	P= .31
Faktor10	-.22	-.58	-.15	-.10	.06
	P= .04	P= .00	P= .15	P= .33	P= .55
Faktor11	-.21	-.20	.02	-.11	.31
	P= .05	P= .05	P= .86	P= .27	P= .00
Faktor12	.18	.17	.11	.02	-.06
	P= .08	P= .09	P= .28	P= .83	P= .53

[10] Vorzeichen beachten: hohe Werte von Faktor 5 entsprechen einer schlechten P-Ernährung

KIEFER

Bei der Kiefer weist der **Ernährungsfaktor 1** eine signifikante Beziehung zu Bodenzustandsfaktor 1 auf; d.h. wie bereits für die Baumart Fichte ermittelt, besteht auch bei der Kiefer ein negativer Zusammenhang zwischen der Ca-Ernährung einerseits und den Al-Gehalten, der Ake sowie den C- und N-Vorräten im Mineralboden andererseits.

Der **Kiefernernährungsfaktor 2** (Mg-Ernährung[11]) zeigt schwache Beziehungen zu mehreren Bodenzustandsfaktoren. Darin kommen plausible Abhängigkeiten der Mg-Ernährung von der Bodenacidität und den C/N-Verhältnissen (Bodenzustandsfaktor 6 bzw. 7) sowie von der Mg- bzw. Ca-Verfügbarkeit sowie Basensättigung (Bodenzustandsfaktor 5) zum Ausdruck. Innerhalb von Hauptkollektiv II besteht eine recht enge Beziehung zu Bodenzustandsfaktor 10, der die pH-Werte in Oberboden und Humusauflage zum Ausdruck bringt.

Der **Kiefernernährungsfaktor 3**, der im wesentlichen für die Stickstoffernährung steht, zeigt mehrere lockere Beziehungen zu den Bodenzustandsfaktoren. Innerhalb von Hauptkollektiv I korrespondieren demnach hohe N-Gehalte in den Kiefernnadeln mit einem hohen N-Vorrat im Mineralboden (Bodenzustandsfaktor 1), einer schlechten Mn-Ausstattung (Bodenzustandsfaktor 4), niedrigen pH-Werten im Mineralboden (Bodenzustandsfaktor 6), weiten (!) C/N-Verhältnissen sowie niedrigen pH-Werten in der Humusauflage (Bodenzustandsfaktor 7). Insbesondere der zuletzt genannte (ernährungskundlich unplausible) Zusammenhang verdeutlicht, daß die beschriebenen signifikanten Beziehungen teilweise *nicht kausal interpretiert* werden können und offensichtlich aus regionalen Effekten resultieren. Das dürfte insbesondere dann der Fall sein, wenn der Betrag der Korrelationskoeffizienten wie hier auf sehr geringe "Erklärungswerte" hinweist.

Ernährungsfaktor 4 repräsentiert vor allem die S-Gehalte aber auch die K-Gehalte in den Kiefernnadeln. Dieser Faktor zeigt innerhalb von Hauptkollektiv I eine positive Beziehung zu Bodenzustandsfaktor 7; d.h. hohe S- und K-Gehalte in den Nadeln korrespondieren mit engen C/N-Verhältnissen und hohen pH-Werten in der Humusauflage. Die Ursache dieser Beziehung könnte darin zu sehen sein, daß Regionen mit hoher atmogener S-Belastung – insbesondere in Ostdeutschland - auch von basischen Staub- und von Stickstoffeinträgen betroffen sind (vgl. Kap.3.3.1; S.53).

Innerhalb des Hauptkollektivs II besteht indes eine negative Beziehung des Ernährungsfaktors 4 zu Bodenzustandsfaktor 10; d.h. hohe S- bzw. K-Gehalte entsprechen hier niedrigen pH-Werten in Humusauflage und dem oberen Mineralboden.

Der **Kiefernernährungsfaktor 5** (P-Versorgung) korreliert plausiblerweise mit Bodenzustandsfaktor 7, der die C/P-Verhältnisse im Boden wiedergibt. Enge C/P-Verhältnisse (sowie hohe pH-Werte und enge C/N-Verhältnisse) korrespondieren demnach mit hohen P-Gehalten in den Kiefernnadeln.

---

[11] Vorzeichen beachten: hohe Werte von Faktor 2 entsprechen einer schlechten Mg-Ernährung

Tab.22: Korrelationskoeffizienten zwischen Baumernährungs- und Bodenzustandsfaktoren (Kiefer), P=Irrtumswahrscheinlichkeit

	ERNÄHRUNGSFAKTOREN (Kiefer)				
BODENZUSTANDS-FAKTOREN	**Faktor1**	**Faktor2**	**Faktor3**	**Faktor4**	**Faktor5**
Faktor1	-.23	.23	.40	-.08	-.07
	P= .00	P= .00	P= .00	P= .32	P= .39
Faktor2	.02	-.07	.19	.17	.17
	P= .80	P= .34	P= .01	P= .03	P= .03
Faktor3	.17	.00	.21	.18	-.10
	P= .03	P= .96	P= .01	P= .02	P= .18
Faktor4	.01	.02	-.22	-.07	.11
	P= .86	P= .78	P= .00	P= .34	P= .17
Faktor5	-.07	-.29	-.10	.12	.05
	P= .39	P= .00	P= .18	P= .11	P= .53
Faktor6	.07	.26	.22	-.10	-.11
	P= .36	P= .00	P= .00	P= .19	P= .17
Faktor7	.01	-.22	-.25	.29	.34
	P= .86	P= .00	P= .00	P= .00	P= .00
Faktor8	.05	.23	.00	-.13	-.18
	P= .48	P= .01	P= .99	P= .08	P= .02
Faktor9	-.02	-.09	.04	.04	.04
	P= .92	P= .59	P= .79	P= .82	P= .82
Faktor10	.07	-.67	-.37	-.41	-.40
	P= .67	P= .00	P= .02	P= .00	P= .01
Faktor11	.31	.31	.21	-.08	.36
	P= .05	P= .06	P= .09	P= .62	P= .03
Faktor12	.09	.07	-.14	.34	.23
	P= .58	P= .68	P= .39	P= .04	P= .17

BUCHE

Bei der Buche treten zwar tendenziell engere Korrelationskoeffizienten auf (Tab.23), doch erweisen sich – gemessen an der Signifikanz – nur wenige Beziehungen als gesichert. Die Beziehungen zwischen dem **Ernährungsfaktor 1** und den Bodenzustandsfaktoren 1 bzw. 7 sind so zu deuten, daß hohe Ca-Gehalte in den Buchenblättern mit Böden korrespondieren, welche sich durch geringe Al-Gehalte, effektive Kationenaustauschkapazitäten und C- bzw. N-Vorräte im Mineralboden sowie hohe pH-Werte und enge C/N-Verhältnisse auszeichnen. Innerhalb von Hauptkollektiv II, den besser gepufferten Standorten, korrespondieren hohe Ca-Gehalte in den Buchenblättern mit hohen pH-Werten in Humusauflage und mineralischem Oberboden.

Der **Ernährungsfaktor 2** korreliert mit dem Bodenzustandsfaktor 5 negativ, was bedeutet, daß eine gute Magnesiumernährung besonders auf manganreichen Böden (hoher Mn-Gehalt und -Vorrat) anzutreffen ist.

Die Beziehungen zwischen dem **Ernährungsfaktor 4** und den Bodenzustandsfaktoren 1 und 7 bedeuten, daß von einer schlechten P- und Mn-Ernährung auszugehen ist, wenn sich die Böden durch geringe effektive Kationenaustauschkapazitäten, Al-Gehalte und C- bzw. N-Vorräte im Mineralboden sowie niedrige pH-Werte und weite C/N- und C/P-Verhältnisse auszeichnen.

Tab. 23: Korrelationskoeffizienten zwischen Baumernährungs- und Bodenzustandsfaktoren (Buche), P=Irrtumswahrscheinlichkeit

	ERNÄHRUNGSFAKTOREN (Buche)				
BODENZUSTANDS-FAKTOREN	**Faktor1**	**Faktor2**	**Faktor3**	**Faktor4**	**Faktor5**
Faktor1	-.42	.06	-.20	-.62	.23
	P= .02	P= .73	P= .29	P= .00	P= .21
Faktor2	-.16	-.07	.10	-.11	.25
	P= .40	P= .69	P= .58	P= .55	P= .17
Faktor3	.01	-.29	.16	.04	.29
	P= .97	P= .11	P= .38	P= .84	P= .12
Faktor4	-.07	.15	.25	.14	.06
	P= .71	P= .41	P= .18	P= .44	P= .75
Faktor5	-.23	-.49	-.04	-.09	-.30
	P= .22	P= .01	P= .85	P= .63	P= .11
Faktor6	.23	-.16	.30	.08	-.16
	P= .21	P= .38	P= .10	P= .68	P= .39
Faktor7	.41	-.10	.26	.47	-.15
	P= .02	P= .59	P= .15	P= .01	P= .42
Faktor8	-.19	-.20	-.19	.11	.07
	P= .30	P= .27	P= .31	P= .55	P= .72

Faktor9	-.15	.20	.06	.03	-.16
	P= .51	P= .37	P= .81	P= .91	P= .50
Faktor10	.52	-.25	-.45	-.01	.03
	P= .02	P= .27	P= .04	P= .98	P= .91
Faktor11	-.36	.13	.33	.21	.16
	P= .11	P= .58	P= .15	P= .35	P= .50
Faktor12	.32	.11	.06	-.32	-.14
	P= .16	P= .64	P= .80	P= .15	P= .53

Fazit

Grundsätzlich lassen sich zwischen Bodenzustand und Baumernährung auf der Basis der ermittelten Faktorvariablen lockere, aber plausible und größtenteils auch kausal interpretierbar Zusammenhänge nachweisen. Die bei dieser Auswertung ebenfalls dargelegten Widersprüchlichkeiten bzw. Unplausibilitäten sowie die sehr geringen Beträge der ermittelten Korrelationskoeffizienten machen allerdings auch deutlich, daß zur vollständigen Charakterisierung der Standorte bezüglich Elementverfügbarkeit und -versorgung nach Möglichkeit sowohl Boden- als auch Ernährungsdaten sowie zur Berücksichtigung atmogen eingetragener Elementmengen zusätzlich auch die Depositionsdaten herangezogen werden sollten. Die kombinierte Auswertung der Ernährungs- und Bodenzustandsfaktoren bzw. der daraus abgeleiteten Ernährungs- und Bodenzustandstypen, wie sie später bei der Ableitung komplexer Waldzustandstypen unter Einbeziehung von Klima- und Depositionsparametern erfolgen wird, erscheint daher für die angestrebte Zielsetzung dringend erforderlich.

3.4.5 BEZIEHUNGEN ZWISCHEN BODENZUSTAND UND KRONENZUSTAND

3.4.5.1 ERGEBNISSE DER SCHRITTWEISEN REGRESSIONSANALYSEN

Die folgenden Analysen dienen der Beschreibung von Zusammenhängen zwischen Kronenzustand und Bodeneigenschaften ohne den Anspruch, diese kausal interpretieren zu wollen. Das Ziel ist – wie in Kap.3.3.4 ausführlich erläutert – geeignete Indikatoren(-komplexe) für den Kronenzustand zu finden, die in späteren Auswertungsschritten zusammen mit Ernährungskennwerten (Kap.3.3.4.1) sowie weiteren noch zu ermittelnder Klima- und Depositionsmerkmale zur Standortsklassifizierung und Ableitung komplexer Waldzustandstypen herangezogen werden sollen (vgl. Überblick zum methodischen Vorgehen, S.70).

Als abhängige Variable fungiert der Kennwert SCHAD24 (= prozentualer Anteil der Bäume mit deutlichen Schäden, d.h. der Schadstufen 2-4; 3-jährige Mittelwerte). Der Begriff „Schädigung“ steht somit auch in diesem Kapitel - gemäß der im Rahmen der Waldzustandserfassung gebräuchlichen Definition - für Nadel-/ Blattverluste > 25 %. Der Kennwert SCHAD24 ist ein konventionelles Maß für den Grad der Kronentransparenz innerhalb eines Bestandes und ist nicht gleichzusetzen mit physiologisch nachweisbaren Baumschäden.

<u>Beziehung zwischen SCHAD24 und Bodenzustandsfaktoren</u>

Analog zum Vorgehen in Kap.3.3.4.1 bei welchem Zusammenhänge zwischen Baumernährung und Kennwert SCHAD24 ermittelt wurden, werden im folgenden – getrennt für die beiden Hauptkollektive I und II (vgl. Kap.3.4.1) sowie für die Hauptbaumarten Fichte, Kiefer und Buche - lineare Regressionsmodelle berechnet, in denen die in Kap.3.4.2 ermittelten Bodenzustandsfaktoren als unabhängige Variablen dienen. Die multiplen Korrelationskoeffizienten variieren zwischen 0.43 und 0.84 (Tab.24, Tab.25).

Erhöhte Anteile an Bäumen mit deutlichen Schäden finden sich nach diesen Auswertungen in <u>Fichtenbeständen</u> mit geringer Mn-Verfügbarkeit (Bodenzustandsfaktor 4). Außerdem ist SCHAD24 erhöht auf Standorten mit hohen Al-Gehalten bei gleichzeitig hohen effektiven Kationenaustauschkapazitäten sowie C- und N-Vorräten im Mineralboden (Bodenzustandsfaktor 1). Auf den besser gepufferten Standorten des Hauptkollektiv II (Kap.3.4.1) haben die Bodenfaktoren keine nachweisbare Bedeutung für die Ausprägung von SCHAD24.

Bei den <u>Kiefern</u> besteht ein negativer Zusammenhang zwischen dem Anteil deutlich geschädigter Bäume und den Ca- und Mg-Gehalten bzw. -vorräten sowie der Basensättigung (Bodenzustandsfaktor 3). Der Zusammenhang zwischen Bodenzustandsfaktor 1 und SCHAD24 ist umgekehrt zu dem für die Baumart Fichte ermittelten. Bei der Kiefer finden sich demnach erhöhte SCHAD24-Werte auf Standorten, die sich durch geringe effektiven Kationenaustauschkapazitäten und gleichzeitig geringe Al-Gehalte sowie C- bzw. N-Vorräte im Mineralboden auszeichnen. In Hauptkollektiv II, den besser gepufferten Standorten, zeigen sich erhöhte SCHAD24-Werte auf Standorten mit weiten C/P- und C/N-Verhältnissen (Bodenzustandsfaktor 11). Ein Alterseinfluß ist im vorliegenden Datenkollektiv bei Kiefer nicht nachweisbar, was sich mit dem Befund in Kap.3.2.2 deckt.

Bei der Buche korrespondieren hohe Anteile deutlich geschädigter Bäume - wie bei Fichte - mit hohen Al-Gehalten, gleichzeitig hohen effektiven Kationenaustauschkapazitäten sowie C- und N-Vorräten im Mineralboden (Bodenzustandsfaktor 1). Außerdem treten Schäden gehäuft auf Standorten mit ungünstiger K-Verfügbarkeit auf (Bodenzustandsfaktor 8). In Hauptkollektiv II zeigt sich eine negative Beziehung zwischen SCHAD24 und den pH-Werten in Humusauflage und oberem Mineralboden (Bodenzustandsfaktor 10).

Tab.25: Parameter der multiplen linearen Regressionsbeziehungen zwischen SCHAD24 und Faktoren zur Charakterisierung des Bodenzustands (vgl. Kap.3.4.2)

Hauptkollektiv I (tiefgründig carbonatfreie Böden)

Fichte: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, ...,Faktor 8); r = 0.49*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.36**	0.24	0.48	0.37
Bodenfaktor 1	5.01**	1.43	8.58	0.17
Bodenfaktor 4	-4.69**	-8.29	-1.10	-0.16
Konstante	1.38			

Kiefer: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, ...,Faktor 8); r = 0.40*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 1	-8.37**	-16.50	-1.76	-0.25
Bodenfaktor 3	-8.19**	-14.75	-3.01	-0.30
Konstante	20.65			

Buche: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, ...,Faktor 8); r = 0.70*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 1	16.96**	7.48	26.44	0.50
Bodenfaktor 8	-16.55**	-26.03	-7.07	-0.49
Konstante	61.07			

Hauptkollektiv II (besser gepufferte Böden)

Fichte: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 9, ...,Faktor 12); r = 0.44*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.42**	0.25	0.60	0.44
Konstante	-3.53			

Kiefer: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 9, ...,Faktor 12); r = 0.43*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 11	10.02**	2.37	17.66	0.43
Konstante	23.15			

Buche: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 9, ...,Faktor 12); r = 0.62*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 10	-20.91**	-33.62	-8.20	0.62
Konstante	61.07			

Beziehung zwischen SCHAD24 und Bodenzustands- und Ernährungsfaktoren

Bezieht man sowohl Ernährungs- als auch Bodenzustandsfaktoren in die Regressionsanalyse mit ein, so ergeben sich die in Tab.25 dargestellten Beziehungsgleichungen. Anhand der Beta-Werte[12] zeigt sich, daß die Bodenfaktoren tendenziell stärker zur Erklärung der Varianz von SCHAD24 beitragen. Zum Teil werden aber auch Bodenzustandsfaktoren nach Hinzunahme der Ernährungsfaktoren in das Modell nicht mehr einbezogen und umgekehrt, d.h. ihr Informationsgehalt steckt bereits in den die jeweils andere Komponente repräsentierenden Faktoren.

Die kartographische Darstellung der mit Hilfe der Regressionsmodelle berechneten SCHAD24-Werte verdeutlicht, in welchen Regionen allein aus Gründen der zum Erhebungszeitraum aktuellen Ernährungs- und Bodenzustandssituation hohe bzw. geringe Schadensausprägungen zu erwarten waren (Abb.53). Die in Abb.53 verwendeten Klassengrenzen orientieren sich in etwa an den Perzentilgrenzen (Quartile).

Die Abb.54 zeigt in diesem Zusammenhang die regionale Verteilung der aus den Regressionsgleichungen berechneten Residualwerte (SCHAD24 minus $SCHAD24_{berechnet}$). Deutlich erkennbar ist, daß im westlichen Harzbereich, wo die berechneten Fichtenschäden ohnehin großflächig maximal sind, diese anhand der Boden- und Ernährungsdaten zusätzlich noch unterschätzt werden. In dieser Hauptschadregion spielen entweder weitere - in den Regressionsmodellen nicht berücksichtigte - Schadfaktoren eine Rolle, oder aber es ist von einem nicht additiven (synergistischen) Einfluß der im Regressionsmodell berücksichtigten Faktoren auszugehen.

Bei der Kiefer sind Über- bzw. Unterschätzungen der SCHAD24-Werte relativ unregelmäßig über die gesamte Waldfläche verteilt. Auffallend sind allenfalls tendenziell mehr positive Residuen (rote Punkte) in Mecklenburg-Vorpommern und den nördlichen Teilen von Sachsen-Anhalt bzw. Brandenburg. Hier liegen die

[12] Beta-Werte: Dies sind standardisierte Regressionskoeffizienten. Sie lassen einen direkten Vergleich der einzelnen Prädiktoren – unabhängig von der jeweiligen Einheit der Prädiktoren - bezüglich der Stärke ihres jeweiligen Effektes auf die abhängige Variable zu. Ihre Berechnung erfolgt indem die Regressionsfunktion für die standardisierte Zielvariable (Mittelwert=0, Standardabweichung=1) geschätzt wird.

tatsächlichen Anteile deutlich geschädigter Bäume somit über den anhand von Bodenzustands- und Ernährungsdaten prognostizierten. Im Bereich des südlichen Brandenburgs und Sachsen wird das Schadensausmaß indes durch die Boden- und Ernährungsdaten dieser Region gut erklärt. Die Residualbeträge liegen hier meist im Bereich +/- 15 % (grüne Punkte).

Die Buche weist gehäuft sehr hohe Residuen (rote Punkte) vor allem im nördlichen Weserbergland auf. Hier ist der tatsächliche Anteil an Bäumen mit deutlichen Schäden gegenüber dem aufgrund des Boden- und Ernährungszustandes erwarteten besonders stark erhöht.

Tab.25: Parameter der multiplen linearen Regressionsbeziehungen zwischen SCHAD24 und Faktoren zur Charakterisierung des Bodenzustands (vgl. Kap.3.4.2) und Ernährungszustandes (vgl. Kap.3.3.1) Hauptkollektiv I (tiefgründig carbonatfreie Böden)

Fichte: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, ...); r = 0.53*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.34**	0.22	0.46	0.35
Bodenfaktor 1	6.80**	3.13	10.47	0.24
Bodenfaktor 4	-5.54**	-9.10	-1.99	-0.19
Ernährungsfaktor 1	5.85**	2.20	9.50	0.20
Konstante	-5.54			
Kiefer: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, ...); r = 0.53*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 3	-8.43**	-12.23	-4.63	-0.36
Ernährungsfaktor 1	6.23**	2.51	9.94	0.27
Ernährungsfaktor 2	-4.77**	-8.44	-1.10	-0.20
Ernährungsfaktor 4	5.41**	1.69	9.13	0.23
Ernährungsfaktor 5	4.31**	0.63	7.99	0.18
Konstante	23.14			
Buche: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 1, ...); r = 0.82*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.37**	0.11	0.62	0.35
Bodenfaktor 1	18.77**	10.62	26.92	0.56
Bodenfaktor 8	-11.26**	-19.79	-2.73	-0.33
Ernährungsfaktor 3	9.28*	0.98	17.59	0.28
Konstante	26.13			

Hauptkollektiv II (besser gepufferte Böden)

Fichte: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 9, ...,Faktor 12); r = 0.44*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bestandesalter	0.42**	0.25	0.60	0.44
Konstante	-3.53			

Kiefer: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 9, ...); r = 0.43*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 11	10.02**	2.37	17.66	0.43
Konstante	23.15			

Buche: *SCHAD24 = f (Alter, Faktor 9, ...); r = 0.84*				
	Regressions-koeffizient	95-%-Konfidenzbereich		Beta-Wert
Bodenfaktor 10	-20.65**	-30.06	-11.23	-0.61
Ernährungsfaktor 4	-12.11*	-21.68	-2.54	-0.36
Konstante	23.96			

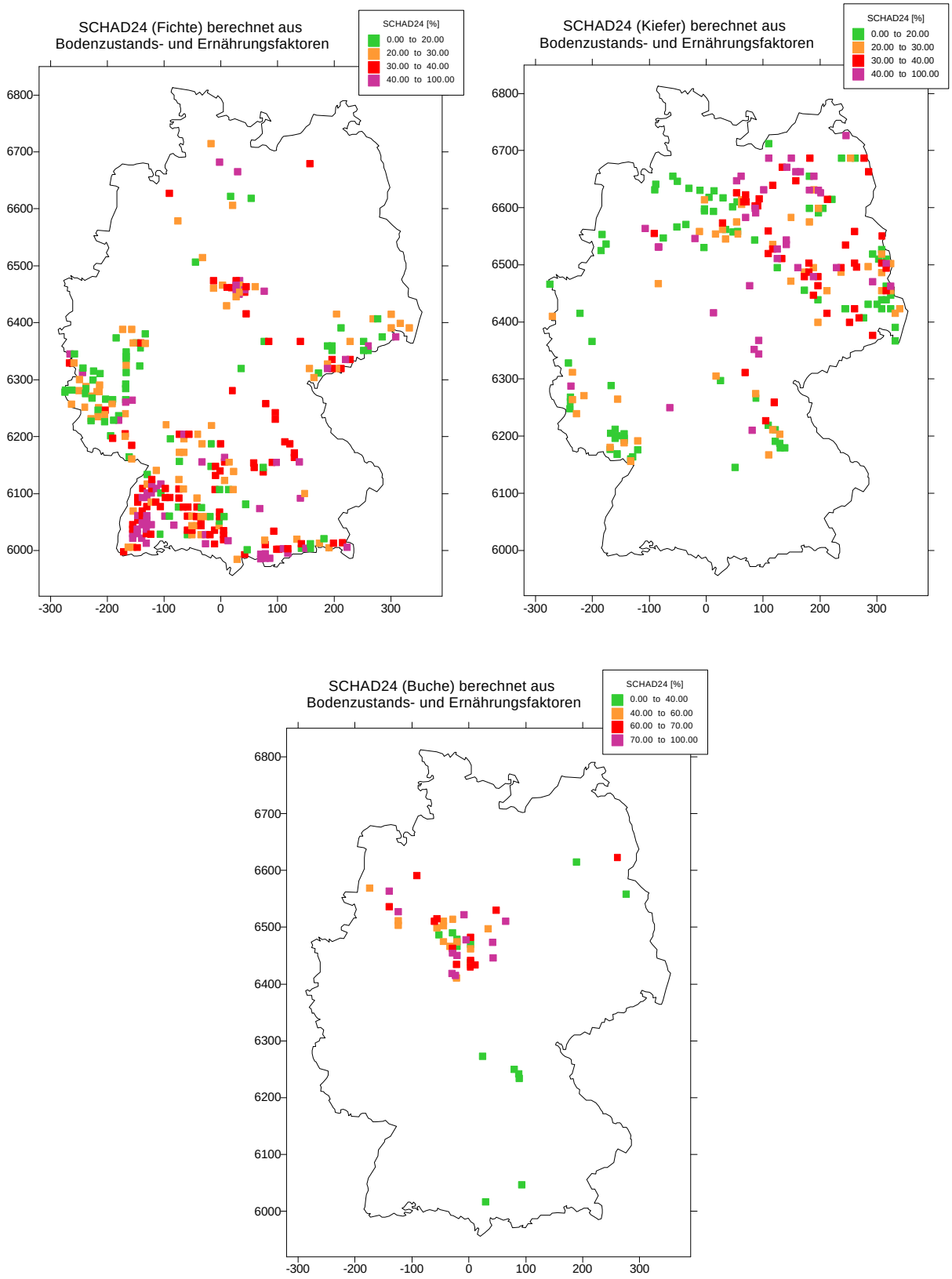


Abb.53: Regionale Verteilung der aus Bodenzustands- und Ernährungsfaktoren berechneten SCHAD24-Werte (vgl. Regressionsmodelle in Tab.25)

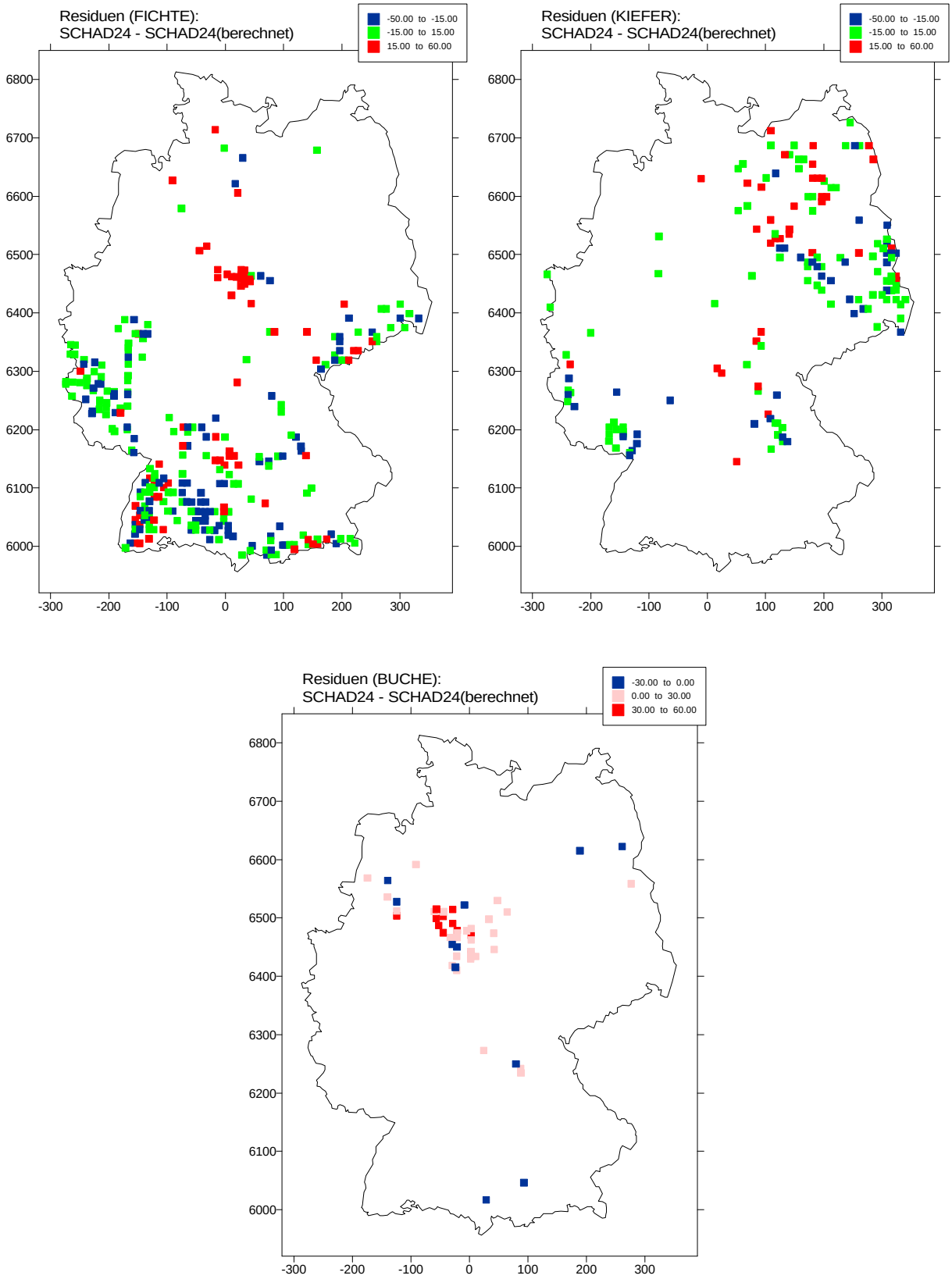


Abb.54: Residuen (SCHAD24 – $SCHAD24_{berechnet}$) für Fichte, Kiefer und Buche
- Eingangsgrößen sind Bodenzustands- und Ernährungsfaktoren; vgl. Abb.53 -

(rote Punkte: tatsächlicher SCHAD24-Wert ist höher als der aufgrund von Boden- und Ernährungszustand erwartete; blaue Punkte: SCHAD24-Wert wird durch Boden- und Ernährungszustand überschätzt)

Beziehung zwischen SCHAD24 und Bodenzustandsparametern

Im folgenden werden die Beziehungen zwischen SCHAD24 und Bodenzustandsparametern - analog zum Vorgehen in Kap.3.3.4.1 - noch anhand von *nicht linearen* Regressionsanalysen berechnet, in welchen neben dem Bestandesalter die *originalen Bodenkennwerte als Prädiktoren* dienen. Als potentielle Einflußgrößen werden alle Variablen, die auch für die Ableitung von Bodenzustandsfaktoren eingesetzt wurden, berücksichtigt (vgl. Kap.3.4.2). Diese Analysen dienen zur Überprüfung der in den vorangegangenen Abschnitten mit Hilfe von Bodenzustands*faktoren* erzielten regressionsanalytischen Befunde. Dadurch wird eine differenziertere Interpretation der ermittelten Zusammenhänge möglich.

Für die drei Hauptbaumarten ergeben sich folgende Regressionsmodelle:

Fichte (Hauptkollektiv I):

$SCHAD24 = 100/(1+3.21*exp(-0.0215*Bestandesalter)) – 22.47*log(Mn\text{-}Vorrat_{AUFL}) – 55.14*log(C\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) + 65.41*log(N\text{-}Vorrat_{AUFL}) + 18.51*log(Al\text{-}Gehalt_{10\text{-}30cm}) - 60.27*log(C\text{-}Vorrat_{AUFL}) + 27.81*log(N\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) +223.53$

r = 0.60

Fichte (Hauptkollektiv II):

$SCHAD24 = 100/(1+10.37*exp(-0.0175*Bestandesalter))$

r = 0.43

Kiefer (Hauptkollektiv I):

$SCHAD24 = -124.51*log(C\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) + 111.65*log(N\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) – 13.35*log(Mn\text{-}Gehalt_{0\text{-}10cm}) –14.56*pH\text{-}Wert_{AUFL} –25.96*Ake_{0\text{-}10cm} + 276.50$

r = 0.69

Kiefer (Hauptkollektiv II):

SCHAD24 = 2.78*C/N-Verhältnis – 13.20

r = 0.58

Buche (Hauptkollektiv I):

$SCHAD24 = 0.22*Bestandesalter + 92.15*log(Al\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) – 4.69*C/N\text{-}Verhältnis – 59.18*log(K\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) – 8.65$

r = 0.91

Buche (Hauptkollektiv II):

$SCHAD24 = 0.33*Bestandesalter + 27.01*log(Al\text{-}Vorrat_{0\text{-}30cm}) – 25.08$

r = 0.98

Die Vorhersagewerte der beschriebenen Regressionsgleichungen sind in Abb.55 als Kartogramme dargestellt. Die Klassengrenzen orientieren sich an den Perzentilwerten.

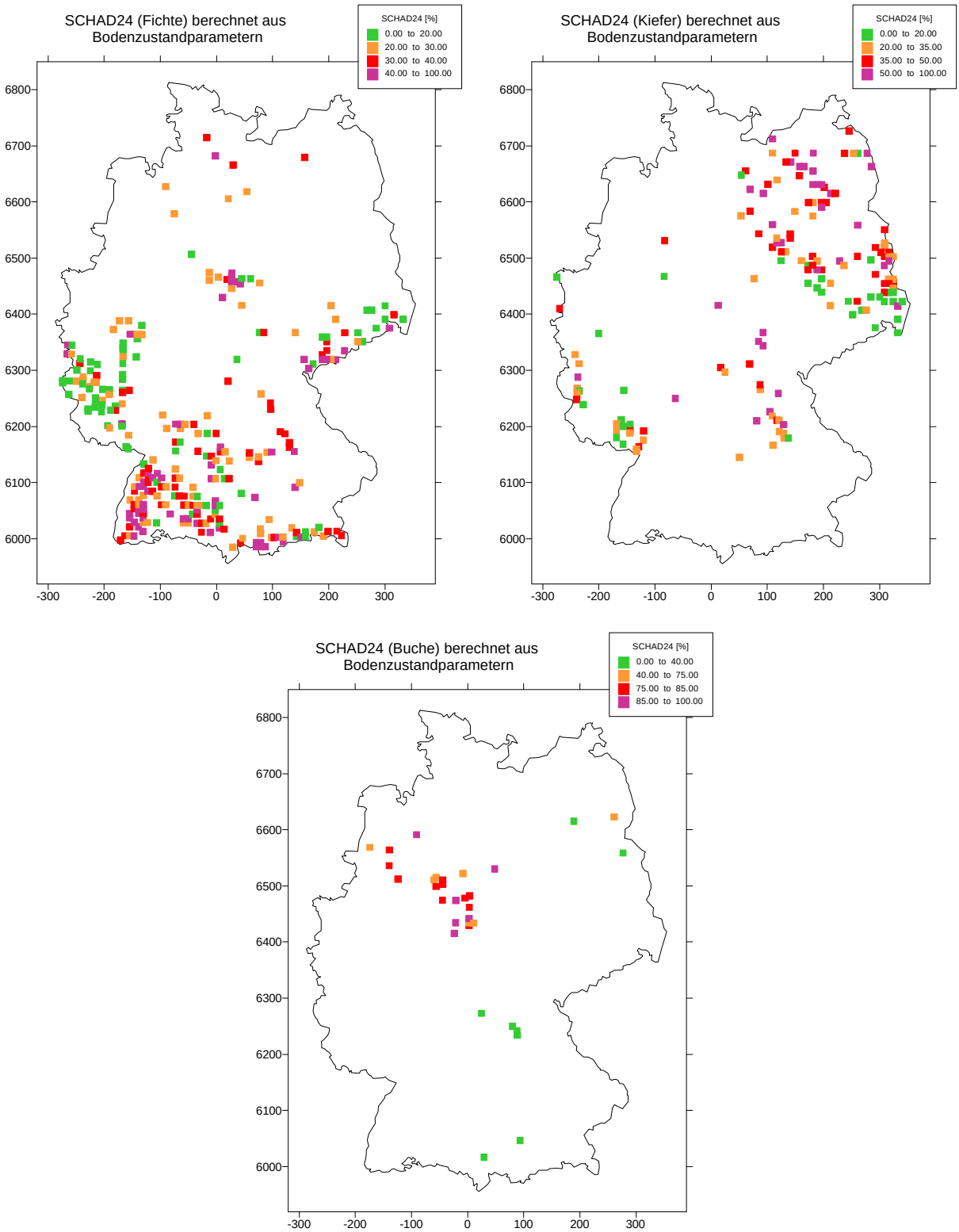


Abb.55: Regionale Verteilung der aus Bodenzustandsparametern berechneten SCHAD24-Werte

Bei der Baumart Fichte nehmen innerhalb von Hauptkollektiv I die Bodenkennwerte Mn-Vorrat der Auflage, Al-Gehalt im Mineralboden sowie C- und N-Vorrat in Mineralboden bzw. Humusauflage signifikant auf SCHAD24 Einfluß. Der Anteil deutlich geschädigter Bäume ist demnach erhöht auf Standorten mit geringem Mn-Vorrat in der Humusauflage und hohem Al-Gehalt im Hauptwurzelraum. Hohe N-Vorräte in Humusauflage und Mineralboden lassen ebenfalls erhöhte SCHAD24-Werte erwarten. Da die entsprechenden C-Vorräte hingegen mit negativem Koeffizienten in die Regressionsgleichung eingehen, kann gefolgert werden, daß enge C/N-Verhältnisse der organischen Substanz in Auflage und mineralischem Oberboden tendenziell auf erhöhte Anteile deutlich geschädigter Fichten schließen lassen.
Die räumliche Darstellung der Vorhersagewerte bei Fichte spiegelt regionale Muster wider (Abb.55). So überwiegen im Bereich Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen Punkte mit geringen SCHAD24-Werten; Harz, Schwarzwald sowie regional Erzgebirge und Alpenbereich zeichnen sich durch besonders hohe Anteile deutlich geschädigter Fichten aus.

Innerhalb von Hauptkollektiv II zeigt sich kein Einfluß von Bodenzustandskenngrößen, was sich mit dem Befund, der für die Bodenzustandsfaktoren ermittelt wurde deckt. SCHAD24 wird hier allein anhand des Bestandesalters geschätzt. Da aber die Zugehörigkeit zu Hauptkollektiv II allein schon eine Bodeneigenschaft zum Ausdruck bringt, nämlich die der vergleichsweise besseren Pufferung, wird bei der Schätzung von SCHAD24 anhand des Bestandesalters auch der Bodenzustand indirekt mitberücksichtigt.

Bei der Kiefer erweisen sich innerhalb von Hauptkollektiv I die Bodenmerkmale Mn-Gehalt und effektive Kationenaustauschkapazität im mineralischen Oberboden, pH-Wert der Humusauflage sowie C- bzw. N-Vorrat im Hauptwurzelraum als signifikante Parameter. Niedrige pH-Werte im Humus sowie geringe Mn-Gehalte und effektive Kationenaustauschkapazitäten im Mineralboden weisen demzufolge auf erhöhte SCHAD24-Werte hin. Hohe Anteile deutlich geschädigter Kiefern sind außerdem auf Standorten mit hohen N- und geringen C-Vorräten (tendenziell also engen C/N-Verhältnissen) zu verzeichnen. Innerhalb von Hauptkollektiv II korrespondieren dagegen weite C/N-Verhältnisse mit erhöhten Schadanteilen. Für das Bestandesalter läßt sich kein signifikanter Einfluß auf Schad24 nachweisen.

Bei der regionalen Verteilung der berechneten SCHAD24-Werte fallen tendenziell niedrige Werte in Rheinland-Pfalz sowie auf den Sandböden des Altpleistozän in der Region Sachsen / Brandenburg / Sachsen-Anhalt auf (Abb.55).

Bei der Baumart Buche wurde für das Alter ein linearer Ansatz gewählt, weil der Alterseinfluß innerhalb der geringen Stichprobe recht grob ist und der exakte Altersverlauf demzufolge nicht genauer spezifizierbar ist. Insbesondere bei Hauptkollektiv II fällt der hohe Erklärungswert des Regressionsmodells auf, der vor allem durch die enge Beziehung zwischen Al-Vorrat im Mineralboden und SCHAD24 zustande kommt (vgl. hierzu auch Abb.56). Die Standorte mit besonders geringer Entkalkungstiefe und entsprechend sehr niedrigen Al-Vorratswerten im Mineralboden bis 30 cm Tiefe (< 10 kg/ha) zeichnen sich nach Abb.56 als vergleichsweise deutlich geringer geschädigt aus (SCHAD24 < ca. 20 %).

Innerhalb von Hauptkollektiv I erweisen sich neben dem Al-Vorrat noch das C/N-Verhältnis und der K-Vorrat als signifikante Bodenkennwerte. Hohe Anteile deutlich geschädigter Buchen sind demzufolge auf Standorten mit hohem Al- und geringem K-Vorrat sowie engen C/N-Verhältnissen zu erwarten.

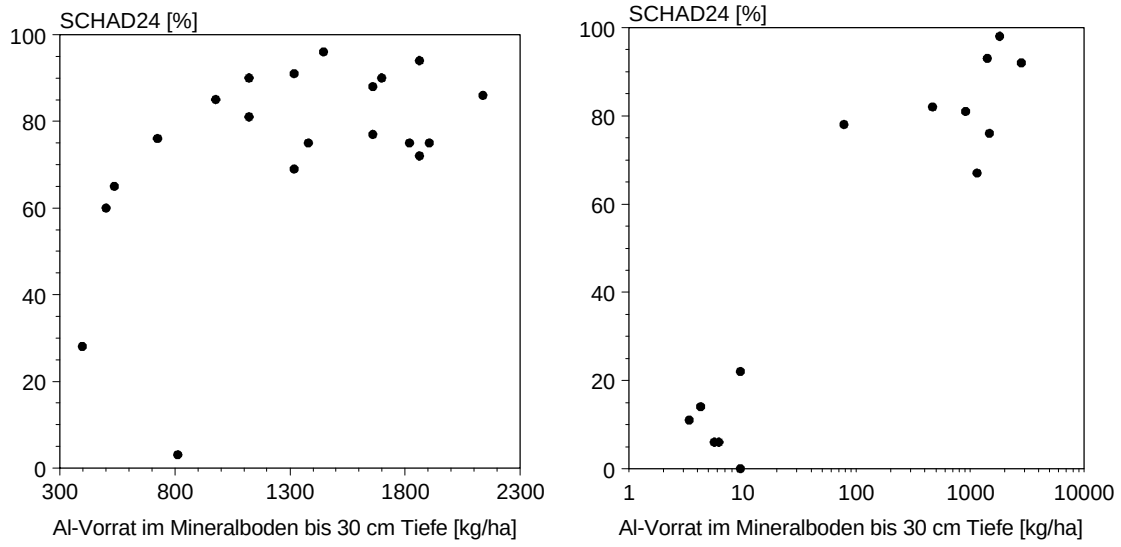


Abb.56: Anteil deutlich geschädigter Buchen in Abhängigkeit vom Al-Vorrat im Mineralboden bis 30 cm Tiefe; links: Hauptkollektiv I; rechts Hauptkollektiv II

3.4.5.2 UNTERSCHIEDE DES KRONENZUSTANDS ZWISCHEN DEN BODENZUSTANDSTYPEN

In diesem Kapitel werden mit Hilfe der probit-Analyse (Kap.2.3) Unterschiede des Kennwertes SCHAD24 zwischen den in Kap.3.4.3 abgeleiteten Bodenzustandstypen dargestellt. Die probit-Analyse ermöglicht es, Wahrscheinlichkeiten für Schadeffekte und deren Konfidenzintervalle zu berechnen. Das Bestandesalter wird dabei als Kovariate mit berücksichtigt.

Aufgrund teilweise zu geringer Stichprobenumfänge innerhalb einiger Bodenzustandstypen konnten nicht immer Wahrscheinlichkeiten für Schadeffekte berechnet werden. Bei der Buche macht die Berechnung von probit-Funktionen generell keinen Sinn, da hier die Konfidenzbereiche aufgrund der geringen Stichprobenumfänge extrem breit sind. Die Ergebnisse der probit-Analysen für Fichte und Kiefer sind in Abb.57 und Abb.58 dargestellt. Die Konfidenzintervalle innerhalb der einzelnen Bodenzustandstypen können Anhang 22 entnommen werden.

Die Variabilität der Kronenverlichtung innerhalb der Bodenzustandstypen - gemessen anhand der Spannen der 95-%-Konfidenzintervalle - ist bei Fichte und Kiefer nicht nennenswert unterschiedlich (vgl. Anhang 22). Gleichwohl ist das Spektrum der Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte zwischen den Bodenzustandstypen bei Kiefer breiter als bei Fichte. Bei konstantem Alter besteht demzufolge bei der Fichte offensichtlich ein stärkerer Einfluß des Bodenzustands auf den Kronenzustand als bei der Kiefer. Der altersbedingte Anstieg der Schadenswahrscheinlichkeit ist bei Fichte stärker ausgeprägt als bei Kiefer, ein Befund, der sich hier allerdings nicht so deutlich zeigt wie bei der Auswertung der Baumernährungstypen (Kap.3.3.4.2).

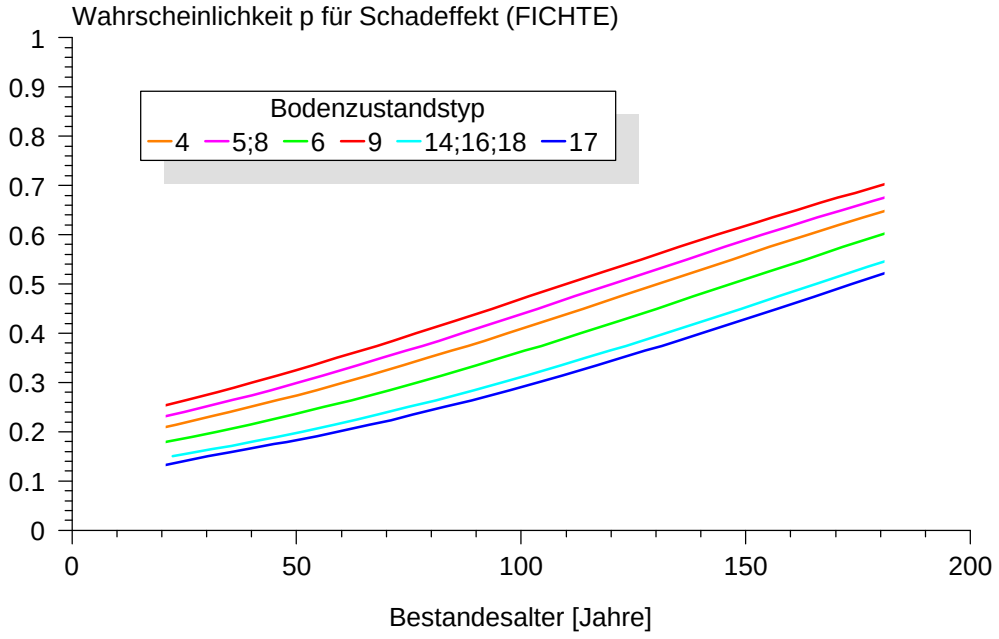


Abb.57: Response-Funktion von Schadeffekten (Nadelverlust > 25 %) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für unterschiedliche Bodenzustandstypen bei Fichte

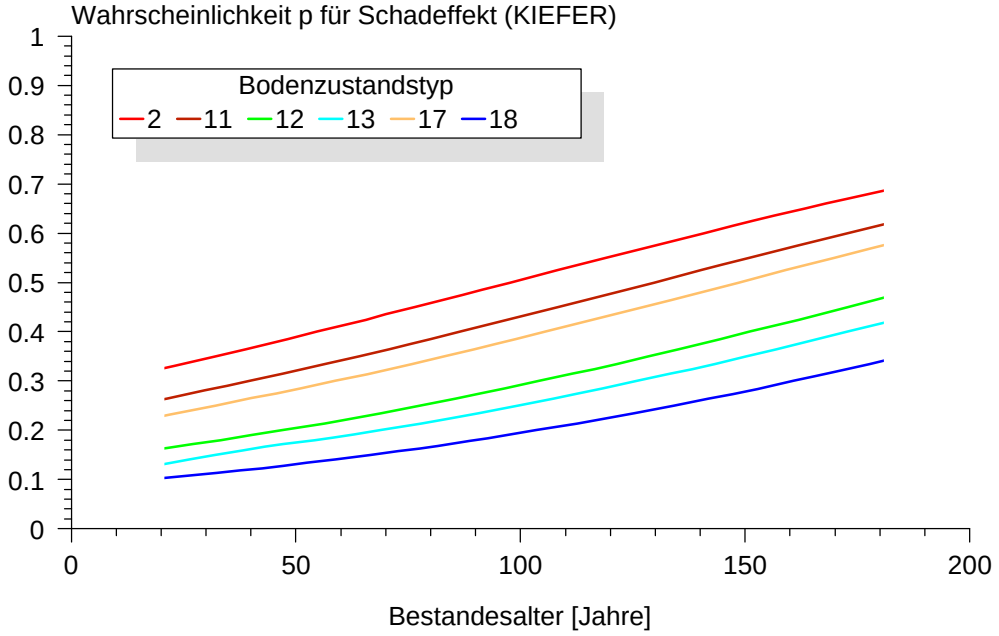


Abb.58: Response-Funktion von Schadeffekten (Nadelverlust > 25 %) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für unterschiedliche Bodenzustandstypen bei Kiefer

Faßt man die Extreme zusammen, so zeichnen sich bei Fichte zum einen die Bodenzustandstypen **9 sowie 5 und 8** durch ein maximales Schadensrisiko aus; zum anderen besteht bei den Typen **17 sowie 14, 16 und 18** ein minimales Schadrisiko. Bei Kiefer wird für die Cluster **2 (und 11)** ein maximales, für die Cluster **18 (und 13)** ein minimales Risiko konstatiert. Aufgrund der insgesamt breiten

Konfidenzbereiche lassen sich nur diese Extreme sinnvoll interpretieren; eine weiter differenzierende Abstufung ist nicht möglich. Aus den Befunden in Kap.3.4.3 läßt sich für die genannten Ernährungstypen folgende Kurzcharakteristik geben (bei den relativen Bewertungen ist die Differenzierung zwischen den Hauptkollektiven I und II zu beachten; vgl Kap.3.4.1):

hohes Schadrisiko bei Fichte

- ♦ niedrige pH-Werte; geringste Basensättigungen, maximale Al-Sättigungen und –vorräte; geringste Mg-Sättigung im Unterboden; hoher Mg-Vorratsanteil in der Humusauflage; maximale N-Vorräte bei durchschnittlichen C/N-Verhältnissen; sehr hohe C-Vorräte; Bodentyp: überwiegend saure Braunerden
  (Bodenzustandstyp **5**)
- ♦ geringste pH-Werte im Oberboden; geringste Mn-Sättigung in Ober- und Unterboden; maximale C/N- und C/P-Verhältnisse; maximaler C-Vorrat bei geringen N- und P-Vorräten; erhöhter Anteil an stark podsoligen Böden sowie Podsolen
  (Bodenzustandstyp **9**)
- ♦ niedrige pH-Werte im Ober- und v.a. Unterboden; geringe Mn-Sättigung; hohe Ake im Unterboden; Pseudogleye häufig
  (Bodenzustandstyp **8**)

hohes Schadrisiko bei Kiefer[13]

- ♦ hohe Al-Sättigung; maximale K-Sättigung; geringe effektive Kationenaustauschkapazität; betroffene Standorte sind ärmere pleistozäne Sande im Nordostdeutschen Tiefland
  (Bodenzustandstyp **2**)
- ♦ geringste effektive Kationenaustauschkapazität; weite C/N-Verhätnisse; betroffene Standorte: ärmere pleistozäne Sande im Nordostdeutschen Tiefland - häufig Regosole
  (Bodenzustandstyp **11**)

geringes Schadrisiko bei Fichte

- ♦ hohe Ake im Unterboden; maximaler Mn-Vorrat; geringe Basensättigungen und pH-Werte sowie hohe Al-Sättigungen im Oberboden; höchster Anteil an Parabraunerden und Pseudogleyen
  (Bodenzustandstyp **14**)
- ♦ vorwiegend besser gepufferte Böden, d.h. Carbonatpufferbereich innerhalb von 90 cm Tiefe erreicht (vgl. Definition für Hauptkollektiv II; Kap.3.4.1)
  (Bodenzustandstypen **16**, **17**, **18**)

---

[13] Anmerkung: Die Kiefernstandorte der Bodenzustandstypen 2 und 11 befinden sich in einer Region mit besonders geringen Niederschlägen. Der Wasserfaktor, der bisher noch nicht berücksichtigt wurde und Gegenstand der zweiten Projektphase werden soll, könnte hier von besonderer Bedeutung für den Kronenzustand sein. Gerade bei den offensichtlich durch ein hohes Schadrisiko charakterisierten armen Sanden der Ernährungstypen 2 und 11, bei denen – im Gegensatz zu beispielsweise Ernährungstyp 1 - wasserbindige Schichten im Unterboden (Geschiebelehme) fehlen, kann es verstärkt zu Wassermangelstress kommen. In den Auswertungen in Projektphase 2 sollen die Synergismen zwischen bodenbürtigen und klimatischen Stressfaktoren bei der Kiefer besonders berücksichtigt werden.

geringes Schadrisiko bei Kiefer

- Hauptkollektiv I: maximale Basen- und Ca-Sättigung im Oberboden; maximale pH-Werte in der Humusauflage; maximale Al- und K-Vorräte; maximale Schwermetallvorräte in der Humusauflage; zu vermuten ist: betroffen sind überwiegend Standorte mit Aufbasung durch atmosphärische Staubeinträge und möglicherweise Kalkungsflächen
  (Bodenzustandstyp **13**)
- Hauptkollektiv II: Carbonatstandorte mit minimaler Entkalkungstiefe (Basensättigung im Oberboden nahe 100 %)
  (Bodenzustandstyp **18**)

Diese Ergebnisse decken sich weitgehend mit den in Kap.3.4.5.1 regressionsanalytisch gefundenen Beziehungen zwischen Bodenmerkmalen und Kronenverlichtung und bestätigen größtenteils auch die Befunde, die in Kap. 3.3.4 hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen Ernährungs- und Kronenzustand ermittelt wurden. So fällt bei Fichte die Kohärenz zwischen Nährelementverfügbarkeit bzw. -versorgung (Mg-Gehalte in Nadeln, Basensättigung der Böden etc.) und Kronenverlichtung auf. Gut gepufferte Böden und Böden mit guter Mn-Ausstattung korrespondieren mit geringen Schäden ebenso wie hohe Mn-Gehalte in den Nadeln. Andererseits finden sich aber auch gewisse Unterschiede zu den Befunden in Kap.3.3.4 insbesondere bei der Kiefer. So wurden bei den Beständen wo gleichermaßen hohe Schwefel-, Stickstoff- und Staubimmissionen zu hohen K-, Ca-, S- und N-Gehalten in den Nadeln führen, die höchsten Schäden ermittelt. Der Bodenzustandstyp 13 indes, für den vermutet werden kann, daß auch hier basische Stäube eingetragen wurden (stark erhöhte Basensättigung im Oberboden gegenüber darunter liegenden Bodenschichten) zeichnet sich durch ein vergleichsweise eher geringes Schadrisiko aus. Sichere Erkenntnisse sind hier erst zu erwarten, wenn die Annahmen, die bezüglich der atmogenen Belastung nur indirekt abgeleitet worden sind durch die Auswertung der Depositionsdaten abgesichert und weiter differenziert werden können, was in der zweiten Projektphase vorgesehen ist.

3.4.6 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Kapitel wurde das Beziehungsgefüge zwischen Bodenzustandskennwerten mit Hilfe des statistischen Verfahrens der Faktorenanalyse untersucht und aufbauend auf den dabei ermittelten Faktorvariablen insgesamt 19 Bodenzustandstypen abgeleitet.

Die Analyse der Beziehung zwischen Ernährungs- und Bodenzustand erfolgte zum einen anhand der Korrelation zwischen den entsprechenden Faktorvariablen; zum anderen durch die bodenkundliche Charakterisierung der in Kap.3.3 abgeleiteten Baumernährungstypen. In der Summe der Ergebnisse läßt sich vor allem in Bezug auf die Nährstoffkationen Magnesium und Calcium eine Abhängigkeit zwischen Versorgung (Nadel-/ Blattspiegelwerte) und Verfügbarkeit dieser Elemente feststellen, wobei diese Abhängigkeit nur anhand der Extreme (Standorte mit maximaler / minimaler Versorgung bzw. Verfügbarkeit) sichtbar gemacht werden kann.

Außerdem wurde untersucht, welche Beziehung zwischen Boden- und Kronenzustand besteht. Hierzu wurde mit Hilfe der Probit-Analyse geprüft, ob zwischen den Bodenzustandstypen - unter Berücksichtigung des Bestandesalters - Unterschiede hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit für Schadeffekte (Nadel-/

Blattverluste > 25 %) bestehen. Desweiteren wurden Regressionsmodelle berechnet, in denen der Kennwert SCHAD24 (= Anteil deutlich geschädigter Bäume, d.h. Bäume der Schadstufen 2-4; 3-jährige Mittelwerte) als abhängige Variablen und die Bodenzustandskennwerte bzw. die Faktorvariablen zur Beschreibung des Bodenzustands sowie das Bestandesalter als unabhängige Variablen fungieren.

Die Hauptaussagen in Bezug auf das Auftreten und die Verbreitung der Kronenverlichtung bei Fichte, Kiefer und Buche lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- **Hohe Anteile deutlich geschädigter Fichten treten auf Standorten auf, die sich durch eine schlechte Ausstattung mit den Elementen Mangan und Magnesium auszeichnen. Große Mengen austauschbaren Aluminiums, geringe Basensättigungen und niedrige pH-Werte im Mineralboden korrespondieren ebenfalls mit stärkeren Schäden. Das Schadensausmaß ist außerdem erhöht auf Standorten mit hohen Stickstoffvorräten und durchschnittlichen bis engen C/N-Verhältnissen andererseits aber auch auf sauren Standorten mit besonders weiten C/N-Verhältnissen und geringen N- bzw. hohen C-Vorräten (Podsoltyp).**
- **Bei der Baumart Kiefer sind erhöhte Anteile deutlich geschädigter Bäume auf Standorten verbreitet, die sich durch eine schlechte Ausstattung mit den Elementen Mangan, Magnesium und Calcium sowie niedrige pH-Werte im Humus auszeichnen. Auf Standorten mit geringen Humusvorräten im Mineralboden und einer entsprechend geringen effektiven Kationenaustauschkapazität ist das Schadensausmaß ebenfalls erhöht. Auf den tiefgründig carbonatfreien Böden (Hauptkollektiv I) korrespondieren enge C/N-Verhältnisse bzw. hohe N- und geringe C-Vorräte mit stärkeren Schäden. Darüberhinaus treten erhöhte Schäden auf pleistozänen Sandstandorten auf, die sich durch weite C/N-Verhältnisse auszeichnen. Innerhalb der besser gepufferten Böden (Hauptkollektiv II) korrespondieren weite C/N- sowie C/P-Verhältnisse mit stärkeren Schäden.**
- **Bei der Baumart Buche weisen hohe Aluminiumgehalte und eine ungünstige Kaliumausstattung auf ein stärkeres Schadensausmaß hin. Enge C/N-Verhältnisse sowie hohe C- und N-Vorräte entsprechen ebenfalls einem höheren Anteil deutlich geschädigter Bäume. Innerhalb von Hauptkollektiv II sind die Schäden auf den Standorten mit geringeren pH-Werten und größeren Mengen an austauschbarem Aluminium erhöht.**

Bezüglich der Kausalitäten zwischen den einzelnen Zusammenhängen gelten die bereits in Kap.3.3.5 ausgeführten Einschränkungen, d.h. **die gefundenen Beziehungen sollten lediglich als Zusammentreffen bestimmter Merkmalskombinationen interpretiert werden. Von einer kausalen Interpretation der ermittelten Kohärenzen zwischen Ernährungs-, Boden- und Kronenzustandskenngrößen ist zunächst noch abzusehen.** Die bisherigen Ergebnisse haben vor allem die Aufgabe, in späteren Auswertungsschritten der Ableitung komplexerer Waldzustandstypen zu dienen. Erst nachdem die wesentlichen Standortskomponenten, wie Boden, Ernährung, Klima, Deposition und Kronenzustand berücksichtigt sein werden, sollte es möglich werden, Unterschiede zwischen den dann multifaktoriell und regional differenzierten Waldzustandstypen auch kausal interpretieren zu können.

3.5 VERKNÜPFUNG VON LEVEL I UND LEVEL II

3.5.1 PROBLEMSTELLUNG UND UNTERSUCHUNGSANSATZ

Bei den systematisch ausgewählten Erhebungspunkten der BZE (= Level I) handelt es sich um eine für Deutschland flächenrepräsentative Stichprobe (Wolff und Riek 1997). Die Dauerbeobachtungsflächen des Level II-Programms indes stellen eine Auswahl der (regional und bundesweit) "bedeutendsten" Waldökosysteme dar (vgl. BML 1997). Die Auswahlkriterien waren hierbei jedoch nicht laboranalytische Merkmale sondern im wesentlichen Bestandes- und Standortsinformationen, wie Baumartenzusammensetzung, Wachstumsbedingungen, usw. Die Frage, ob die Level II-Stichprobe die in Deutschland verbreitetsten Waldzustandstypen wiedergibt, soll geprüft werden, indem die Level II-Flächen anhand ihrer laboranalytischen Merkmale in die aus den BZE-Daten abgeleiteten Cluster (Kap.3.3.3, Kap.3.4.3) eingruppiert werden. Das dafür in Frage kommende statistische Verfahren ist die Diskriminanzanalyse (Kap.2.1).

Gegenwärtig liegen an der BFH für Level II im wesentlichen plausibilitätsgeprüfte Ernährungsdaten vor. Eine Einordnung der Level II-Flächen in die Waldzustandstypen der BZE-Punkte erfolgt daher im folgenden zunächst nur unter dem Aspekt des Ernährungszustandes. Grundlage hierfür sind die in Kap.3.3.3 für Fichte, Kiefer und Buche abgeleiteten Ernährungstypen. Eine analoge Eingruppierung der Level II-Flächen anhand bodenchemischer bzw. noch weiterer im Rahmen des Projekts „Integrierende Auswertung“ zu ermittelnder Waldzustandstypen wird erfolgen, wenn sowohl auf Level I- als auch auf Level II-Ebene alle notwendigen Informationen zur Verfügung stehen. Neben der Beantwortung von Fragen der Repräsentativität von Level II könnte später auch geprüft werden, ob über die Clusterzugehörigkeiten eine Übertragung von Level II-Ergebnissen auf Level I-Punkte möglich ist bzw. ob über die räumliche Interpolation von Level I-Daten Level II-Befunde sogar auf die Fläche übertragen werden können.

Die Waldzustandstypen auf Level I stellen ferner ein wichtiges Stratifizierungskriterium für die Level II-Daten dar, beispielsweise um zeitliche Veränderungen (als Mittelwerte von Waldzustandstypen) stratifiziert wiedergeben und verfolgen zu können. Ansatzweise werden solche Möglichkeiten der Zeitreihenauswertung bereits im folgenden schon vorgestellt (Kap.3.5.2.2).

3.5.2 ERSTE ERGEBNISSE: EINORDNUNG DER LEVEL II-FLÄCHEN AUF DER GRUNDLAGE VON ERNÄHRUNGSDATEN

3.5.2.1 DISKRIMINANZANALYSE UND GRUPPENZUORDNUNG

Da die meisten Bundesländer auf den Level II-Flächen Ernährungsdaten in zweijährigem Rhythmus erheben und die entsprechenden Jahre nicht zwischen allen Bundesländern identisch sind, mußten die Daten von zwei aufeinander folgenden Referenzjahren in diese Auswertung einfließen. Hierfür wurden die Jahre *1995 und 1996* ausgewählt. Für den Fall, daß von einem Bundesland Ernährungsdaten aus beiden Jahren vorliegen, wurde der arithmetische Mittelwert der jeweiligen Elementgehalte dieser Jahre berechnet.

Beim Vergleich zwischen Level I- und Level II-Daten ist zu beachten, daß die Daten der BZE-Stichprobe aus den Jahren 1987 - 1993 resultieren. Für die Unterschiede zwischen Level II und BZE können somit unter anderem prinzipiell auch zeitliche Effekte verantwortlich sein. Für Fichte beträgt der Stichprobenumfang der hier berücksichtigten Level II-Flächen n=34, für Kiefer n=17 und für Buche n=25.

Fichte

Die ermittelte Diskriminanzfunktion führt zu 87 % richtig klassifizierten Fällen und beruht auf folgenden Variablen: Ca-, P-, K-, N-, Mg-, S-Gehalt sowie N/Mg-Verhältnis. Die Ergebnisse der schrittweisen Diskriminanzanalysen finden sich in Anhang 23. Die Auswahl der Parameter erfolgte mit Hilfe des statistischen Parameters Wilks´ Lambda (Kap.2.1). Für einige Level II-Flächen, für die keine S-Gehalte verfügbar waren (Flächenkenn-Nr. 302, 506, 801, 1601, 1603, 1604, 1605), mußten die Fehlwerte durch den Mittelwert ersetzt werden. Das Verfahren der Diskriminanzanalyse erlaubt über die Gruppenzuordnung hinaus auch die Bestimmung der statistischen Wahrscheinlichkeit, mit der eine Untersuchungsfläche aufgrund ihrer spezifischen Merkmalsstruktur, die sich hier aus den unterschiedlichen Elementgehalte in Nadeln bzw. Blättern ergibt, den einzelnen Ernährungstypen zugeordnet wird. Die endgültige Zuordnung erfolgt stets in diejenige Gruppe, für welche die größte Zuordnungswahrscheinlichkeit ermittelt worden ist. Diese Wahrscheinlichkeiten gehen für Fichte aus Tab.26 hervor.

Auffallend ist, daß die Wahrscheinlichkeit, in Cluster 1 eingeordnet zu werden, insgesamt äußerst gering ist. In Abb.59 sind die Anteile der Ernährungstypen in der Level I und der Level II-Stichprobe vergleichend gegenübergestellt. Danach sind im Level II-Programm - bezogen auf die Erhebungen der Jahre 1995 bzw. 1996 - die Cluster 3, und 6 etwas unterrepräsentiert; Cluster 1 fehlt in der Level II-Stichprobe völlig.

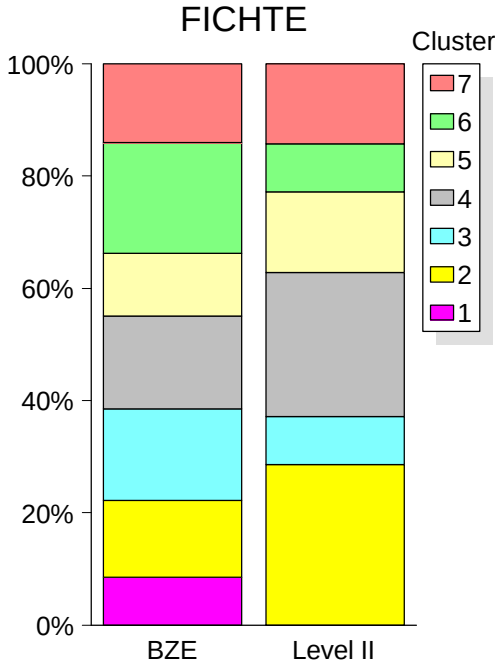


Abb.59: Vergleich der Anteile der Ernährungstypen (Cluster 1 bis 7) innerhalb der BZE- (Level I)- und der Level II-Stichprobe (Fichte)

Tab.26: Einordnung der Level II-Flächen in die Ernährungstypen (Fichte)

Flächen-kenn-Nr.	Einordnung in Cluster	Wahrscheinlichkeit für die Einordnung in Cluster 1	2	3	4	5	6	7
302	**4**	0.00	0.00	0.01	0.99	0.00	0.00	0.00
303	**4**	0.00	0.01	0.41	0.47	0.00	0.09	0.01
305	**4**	0.00	0.00	0.01	0.98	0.00	0.01	0.00
504	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
506	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
801	**4**	0.00	0.06	0.04	0.68	0.23	0.00	0.00
802	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
803	**5**	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.03	0.00
804	**7**	0.00	0.00	0.13	0.03	0.00	0.02	0.82
805	**3**	0.00	0.01	0.80	0.18	0.01	0.00	0.00
806	**7**	0.13	0.01	0.04	0.00	0.14	0.20	0.47
808	**5**	0.03	0.01	0.00	0.03	0.61	0.32	0.00
809	**7**	0.02	0.00	0.05	0.00	0.18	0.13	0.61
810	**4**	0.00	0.00	0.00	0.83	0.15	0.02	0.00
811	**4**	0.00	0.00	0.00	0.99	0.01	0.00	0.00
902	**6**	0.01	0.09	0.00	0.01	0.00	0.88	0.00
904	**2**	0.00	0.89	0.11	0.00	0.00	0.01	0.00
906	**2**	0.00	0.44	0.14	0.01	0.03	0.38	0.00
908	**2**	0.00	0.90	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00
909	**2**	0.00	0.82	0.15	0.00	0.00	0.04	0.00
910	**7**	0.18	0.03	0.00	0.00	0.02	0.01	0.76
911	**2**	0.00	0.81	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00
915	**6**	0.00	0.08	0.05	0.00	0.02	0.84	0.00
916	**3**	0.00	0.19	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00
917	**5**	0.00	0.19	0.07	0.01	0.46	0.27	0.00
920	**2**	0.00	0.73	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00
1401	**2**	0.00	0.60	0.30	0.00	0.05	0.03	0.00
1402	**5**	0.07	0.04	0.03	0.01	0.57	0.28	0.00
1403	**5**	0.16	0.01	0.00	0.39	0.40	0.03	0.00
1404	**2**	0.26	0.57	0.04	0.04	0.03	0.05	0.01
1601	**7**	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
1603	**6**	0.09	0.04	0.01	0.15	0.04	0.66	0.01
1604	**2**	0.01	0.41	0.20	0.11	0.02	0.22	0.04
1605	**2**	0.00	0.93	0.02	0.02	0.00	0.02	0.00

Kiefer

Für die Kiefer erweisen sich folgende Kennwerte als signifikante Trennvariablen: N-, Mg-, P-, S-Gehalt sowie Ca/K-, N/Mg-, N/K-Quotient (vgl. Anhang 23). Diese Kennwerte führen zu 91 % richtig klassifizierten Stichprobepunkten. Die Wahrscheinlichkeiten für die Gruppenzuordnung geht aus Tab.27 hervor; die Abb.60 zeigt einen Vergleich der Stichproben Level I und Level II bezüglich der Gruppenzugehörigkeiten.

Auffallend ist, daß die Zuordnungswahrscheinlichkeit für Ernährungstyp 3 für alle Level II-Kiefernflächen 0.00 beträgt. Außerdem wird keine der Level II-Flächen dem Ernährungstyp 5 zugeordnet. Aus Abb.60 ist ferner eine tendenzielle Unterrepräsentation von Ernährungstyp 2 zu erkennen. Ernährungstyp 6 ist in der Level II-Stichprobe indes deutlich häufiger als in der BZE-Stichprobe vertreten. Aufgrund des geringen Stichprobenumfanges von n=17 Level II-Flächen können diese prozentualen Anteile jedoch nur Tendenzen aufzeigen.

Tab.27: Einordnung der Level II-Flächen in die Ernährungstypen (Kiefer)

		Wahrscheinlichkeit für die Einordnung in Cluster					
Flächen-kenn-Nr.	**Einordnung in Cluster**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
501	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
707	**6**	0.00	0.02	0.00	0.14	0.00	0.84
901	**6**	0.03	0.00	0.00	0.43	0.01	0.53
905	**6**	0.11	0.02	0.00	0.03	0.05	0.79
912	**6**	0.01	0.17	0.00	0.05	0.00	0.77
918	**6**	0.08	0.02	0.00	0.06	0.00	0.84
1101	**6**	0.00	0.31	0.00	0.14	0.02	0.52
1102	**1**	0.69	0.00	0.00	0.02	0.00	0.28
1103	**2**	0.00	0.58	0.00	0.03	0.31	0.08
1201	**6**	0.30	0.00	0.00	0.03	0.00	0.66
1202	**6**	0.11	0.01	0.00	0.16	0.03	0.70
1203	**6**	0.11	0.06	0.00	0.15	0.03	0.66
1204	**6**	0.06	0.03	0.00	0.25	0.25	0.42
1205	**1**	0.89	0.00	0.00	0.00	0.08	0.03
1206	**1**	0.72	0.00	0.00	0.01	0.06	0.22
1303	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
1405	**4**	0.34	0.01	0.00	0.40	0.00	0.25

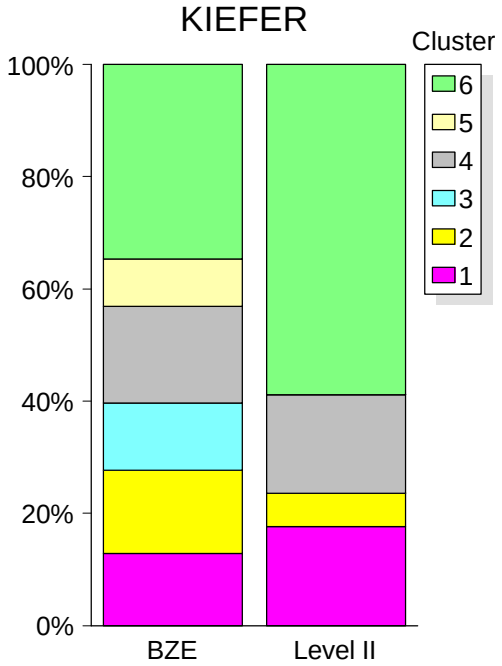


Abb.60: Vergleich der Anteile der Ernährungstypen (Cluster 1 bis 6) innerhalb der BZE- (Level I)- und der Level II-Stichprobe (Kiefer)

Buche

Die Gruppenzuordnung der Level II-Buchenflächen basiert auf den Element-quotienten Ca/K, N/Ca, N/K, N/Mg und N/P, welche sich bei der schrittweisen Diskriminanzanalyse als diejenigen Variablen mit der stärksten Trennkraft erwiesen haben. Ein Diskriminanzmodell auf der Basis dieser Variablen führt zu 89 % richtig klassifizierten BZE-Punkten. Die Gruppenzuordnung für die Levei II-Flächen geht aus Tab.28 hervor; den Vergleich der Gruppenzugehörigkeiten innerhalb der Level I und Level II-Stichprobe zeigt Abb.61. Aus den Darstellungen ist ersichtlich, daß alle für die Buche ermittelten Ernährungstypen in der Level II-Stichprobe enthalten sind.

Tab.28: Einordnung der Level II-Flächen in die Ernährungstypen (Buche)

Flächen-kenn-Nr.	Einordnung in Cluster	Wahrscheinlichkeit für die Einordnung in Cluster			
		1	2	3	4
101	**2**	0.00	0.91	0.00	0.09
301	**2**	0.01	0.83	0.00	0.17
304	**1**	1.00	0.00	0.00	0.00
306	**3**	0.00	0.28	0.70	0.02
502	**1**	0.81	0.19	0.00	0.00
503	**1**	1.00	0.00	0.00	0.00
505	**2**	0.00	0.98	0.00	0.02
507	**2**	0.00	0.96	0.00	0.04
601	**2**	0.00	0.94	0.00	0.05
602	**2**	0.00	1.00	0.00	0.00
603	**2**	0.00	0.91	0.00	0.09
604	**2**	0.00	0.68	0.00	0.32
605	**2**	0.00	0.91	0.00	0.09
606	**2**	0.00	0.93	0.00	0.07
607	**2**	0.00	0.75	0.00	0.25
703	**2**	0.00	0.94	0.03	0.03
704	**1**	1.00	0.00	0.00	0.00
903	**2**	0.00	0.99	0.00	0.01
907	**2**	0.00	0.98	0.00	0.01
911	**1**	1.00	0.00	0.00	0.00
913	**3**	0.00	0.00	1.00	0.00
915	**2**	0.00	0.99	0.00	0.01
919	**2**	0.00	0.99	0.00	0.01
921	**4**	0.00	0.35	0.00	0.65
1302	**2**	0.00	0.58	0.00	0.42

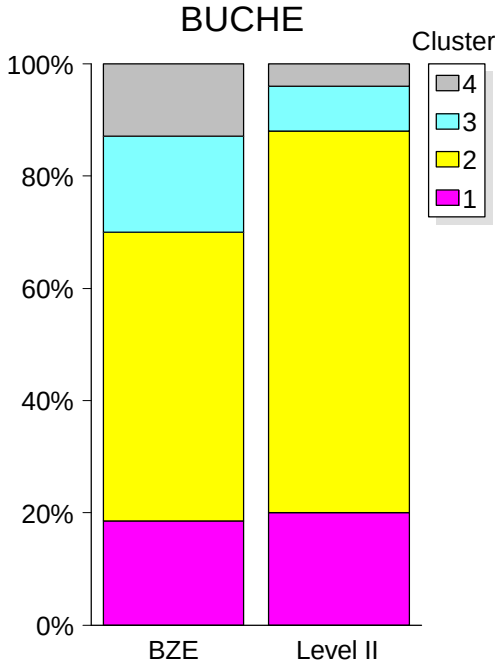


Abb.61: Vergleich der Anteile der Ernährungstypen (Cluster 1 bis 4) innerhalb der BZE- (Level I)- und der Level II-Stichprobe (Buche)

3.5.2.2 INTERPRETATION

Der Befund, daß der Fichtenernährungstyp 1 und die Kiefernernährungstypen 3 und 5 in der Level II-Stichprobe fehlen, kann prinzipiell zweierlei Ursachen haben:

1) die Level II-Stichprobe ist nicht repräsentativ, d.h. es werden Ernährungstypen nicht berücksichtigt, die hinsichtlich ihres bundesweiten Auftretens flächenmäßig durchaus von Bedeutung sind

2) die Ursache für das Fehlen bestimmter Ernährungstypen in der Level II-Stichprobe besteht in den unterschiedlichen Erhebungsterminen, d.h. die fehlenden Ernährungstypen spielten zwar während des Erhebungszeitraumes der BZE (1987-1993) eine beachtenswerte Rolle, nicht (mehr) jedoch in den Jahren 1995/96.

Insbesondere vor dem Hintergrund der zuletzt genannten möglichen Erklärung ist es interessant zu sehen, wodurch sich die fehlenden Ernährungstypen auszeichnen. Diese lassen sich nach Kap.3.3.3 wie folgt beschreiben:

Der in der Level II-Stichprobe fehlende Fichtenernährungstyp 1 wird charakterisiert durch die höchsten S- und N-Nadelspiegelwerte aller Ernährungstypen und gleichzeitig ausgesprochen hohe Ca- und Mg-Gehalte. Dieser Ernährungstyp kommt auf Standorten vor, auf denen besonders hohe Schwefel-, Stickstoff- und basische Staubeinträge wahrscheinlich sind (bzw. waren).

Auch der fehlende Kiefernernährungstyp 3 steht für Standorte auf denen gleichermaßen hohe Schwefel-, Stickstoff- und Staubeinträge wahrscheinlich sind (bzw. waren). Der Ernährungstyp tritt in der BZE-Stichprobe ausschließlich in Ostdeutschland auf; kennzeichnend sind die maximalen S-Gehalte bei gleichzeitig hohen N-, K- und Mg-Gehalten in den Nadeln. Wesentliches Merkmal sind ferner die minimalen P-Gehalte.

Das bei den Kiefern der Level II-Stichprobe ebenfalls fehlende Cluster 5 ist auch in der BZE-Stichprobe nur mit geringem Stichprobenumfang vertreten und weist eine ausgefallene Merkmalsstruktur auf, deren Hauptcharakteristik in maximalen Ca- aber geringen Mg-Gehalten besteht. Der Bodentyp Podsol ist in dieser Gruppe überproportional verbreitet. Dieses untypische Merkmalsspektrum legt die Vermutung nahe, daß es sich zum Teil um von Kalkungsmaßnahmen betroffene Standorte handelt.

Hinsichtlich der Bedeutung atmogener Einträge für den Ernährungszustand sollte vor allem dem Fehlen von Fichtenernährungstyp 1 bzw. Kiefernernährungstyp 3 in der Level II-Stichprobe besondere Beachtung geschenkt werden. Die Region, in der *Fichtenernährungstyp 1* gehäuft auftritt - das südliche Sachsen (vgl. Abb.37, Kap.3.3.3) - wird durch die Level II-Fichtenflächen 1401, 1402, 1403 und 1404 abgedeckt. Diese Flächen werden den Ernährungstypen 2 bzw. 5 zugeordnet (Tab.26). Die Zuordnungswahrscheinlichkeit für Ernährungstyp 1 ist bei den Flächen 1403 und 1404 mit P=0.16 bzw. P=0.26 vergleichweise hoch (Tab.26). Auch in der BZE-Stichprobe treten die Ernährungstypen 2 und vor allem 5 in dieser Region gehäuft auf. Beide Typen unterscheiden sich von Ernährungstyp 1 vor allem durch die geringeren Mg-Gehalte. Leider liegen für die betreffenden Level II-Flächen keine längeren Zeitreihen vor, so daß nicht geprüft werden kann, ob die Fichten Anfang der 90er Jahre möglicherweise aufgrund der damals größeren Bedeutung von basischen Staubeinträgen dem Ernährungstyp 1 zugeordnet worden wären.

Betrachtet man die regionale Verteilung des Kiefernernährungstyps *3* (Abb.38, Kap.3.3.3), so finden sich in der betreffenden Region (v.a. Nordostdeutschland) auch einige Level II-Kiefernflächen. Für diese Flächen liegt allerdings nur in einem einzigen Fall (Flächenkenn-Nr. 1102) eine längere Zeitreihen vor, anhand derer geprüft werden kann, ob und in welchem Maß die Gruppenzuordnung über die Zeit variiert. Die Fläche 1102 liegt in den Berliner Forsten; die Clusterzuordnung für die einzelnen Jahre geht aus Tab.29 hervor. Es zeigt sich zumindest für diese exemplarische Fläche, daß die Gruppenzuordnung auch zu Beginn der Zeitreihe in Ernährungstyp 1 und nicht etwa in Ernährungstyp 3 erfolgt. Für Ernährungstyp 3 ist die Einordnungswahrscheinlichkeit stets 0.00.

Tab.29: Einordnung der Level II-Fläche 1102 in die Ernährungstypen (zeitlicher Vergleich)

		Wahrscheinlichkeit für die Einordnung in Cluster					
Jahr	**Einordnung in Cluster**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
1990	1	0.63	0.19	0.00	0.14	0.01	0.02
1993	1	0.61	0.00	0.00	0.00	0.05	0.33
1994	1	0.71	0.01	0.00	0.18	0.00	0.10
1995	1	0.69	0.00	0.00	0.02	0.00	0.28

Um zu prüfen, wie stabil die Gruppenzuordnung über die Zeit hinweg erfolgt, zeigt Tab.30 einen *Vergleich der Gruppenzugehörigkeiten der Level II-Flächen in den Jahren 1995 und 1997* für Fichte und Tab.32 analog für Kiefer. Für die Fichte zeigt sich, daß die Gruppenzuordnung bei 14 der 20 Flächen in den beiden Jahren konstant ist; die restlichen sechs Flächen zeigen alle dieselbe Dynamik, nämlich einen Wechsel in den Ernährungstyp 6 im Jahr 1997 (vgl. Tab.31). Damit wird deutlich:

1) das Verfahren der Gruppenzuordnung (Diskriminanzanalyse) wie auch die Auswahl der Gruppen selbst (als Resultat der Faktoren- und Clusteranalysen) führen zu einer weitgehend stabilen Typisierung, d.h. die standörtliche Gruppenzuordnung verhält sich gegenüber zeitlichen Effekten relativ robust

2) die dennoch bei einigen Untersuchungsflächen vorhandenen zeitlichen Veränderungen folgen alle demselben Trend, nämlich einer Zuordnung in den Ernährungstyp 6. Dieser Ernährungstyp weist sich durch minimale S- und K-Gehalte aus; atmogene Schwefeleinträge dürften bei ihm unbedeutend sein; die geringen K-Gehalte geben bei einigen Standorten mit ton- und schluffreichen Böden Anhaltspunkte für eine mögliche K-Verarmung der Aggregatoberflächen (vgl. Kap.3.3.3).

Tab.30: Einordnung der Level II-Flächen in die Ernährungstypen
– Vergleich 1995 / 1997 (Fichte) -

Kenn-Nr. / Jahr	Einordnung in Cluster	Wahrscheinlichkeit für die Einordnung in Cluster						
		1	2	3	4	5	6	7
302.95	**4**	0.00	0.00	0.01	0.98	0.00	0.00	0.00
302.97	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
303.95	**4**	0.00	0.01	0.39	0.49	0.00	0.10	0.01
303.97	**6**	0.01	0.19	0.07	0.15	0.02	0.55	0.01
305.95	**4**	0.00	0.00	0.01	0.98	0.00	0.01	0.00
305.97	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
504.95	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
504.97	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
506.95	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
506.97	**4**	0.00	0.00	0.00	0.98	0.00	0.02	0.00
902.95	**6**	0.01	0.08	0.00	0.01	0.00	0.89	0.00
902.97	**6**	0.14	0.04	0.00	0.00	0.00	0.82	0.00
904.95	**2**	0.00	0.91	0.09	0.00	0.00	0.01	0.00
904.97	**2**	0.00	0.34	0.33	0.01	0.02	0.30	0.00
906.95	**6**	0.01	0.21	0.15	0.08	0.14	0.41	0.01
906.97	**6**	0.00	0.24	0.02	0.02	0.01	0.71	0.00
908.95	**2**	0.00	0.95	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00
908.97	**2**	0.00	0.99	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
909.95	**2**	0.00	0.83	0.14	0.00	0.00	0.03	0.00
909.97	**6**	0.00	0.27	0.01	0.03	0.01	0.68	0.00
910.95	**7**	0.09	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.86
910.97	**7**	0.23	0.09	0.00	0.01	0.04	0.21	0.42
911.95	**2**	0.00	0.62	0.37	0.00	0.00	0.01	0.00
911.97	**2**	0.00	0.95	0.05	0.01	0.00	0.00	0.00
915.95	**5**	0.00	0.05	0.04	0.02	0.57	0.32	0.00
915.97	**6**	0.00	0.02	0.01	0.13	0.01	0.83	0.00
916.95	**3**	0.00	0.19	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00
916.97	**6**	0.00	0.11	0.01	0.01	0.01	0.85	0.00
917.95	**5**	0.00	0.16	0.06	0.01	0.52	0.25	0.00
917.97	**6**	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.93	0.01
920.95	**2**	0.00	0.88	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
920.97	**2**	0.00	0.96	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
1401.95	**2**	0.01	0.58	0.32	0.00	0.06	0.03	0.00
1401.97	**2**	0.00	0.90	0.06	0.00	0.00	0.04	0.00
1402.95	**1**	0.51	0.04	0.01	0.00	0.36	0.08	0.00
1402.97	**6**	0.01	0.20	0.05	0.14	0.10	0.49	0.00
1403.95	**4**	0.24	0.01	0.00	0.39	0.34	0.02	0.00
1403.97	**4**	0.11	0.07	0.00	0.33	0.28	0.21	0.00
1404.95	**2**	0.08	0.55	0.11	0.07	0.04	0.12	0.03
1404.97	**2**	0.01	0.59	0.06	0.08	0.07	0.18	0.00

Tab.31: Dynamik der Clusterzuordnung – Vergleich der Jahre 1995 und 1997 (Fichte)

Fichte [n]		Clusterzuordnung **1997**						
		1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
1995	**1**						1x	
	2		6x				1x	
	3						1x	
	4				5x		1x	
	5						2x	
	6						2x	
	7							1x

Bei der Kiefer fällt ein erhöhter Wechsel in den Kiefernernährungstyp 6 auf[14]. Sechs der 16 Flächen werden in den Jahren 1995 und 1997 konstant einer Gruppe zugeordnet; die restlichen 10 Flächen wechseln fast alle zu Ernährungstyp 6 über (Tab.32, Tab.33). Der Kiefernernährungstyp 6 wurde in Kap.3.3.3 aufgrund seines regionalen Auftretens und seiner spezifischen Merkmalsstruktur als wenig oder nicht von atmogenen (Schad-)stoffdepositionen belastet dargestellt. Die N-Gehalte sind bei diesem Ernährungstyp minimal, die S-Gehalte ebenfalls gering. Das größte Vorkommen dieser Kiefernstandorte liegt bei der BZE-Stichprobe in Bayern sowie in Ostdeutschland im Bereich der Lausitz (Abb.38, Kap.3.3.3).

[14] Hinweis: Die Ernährungstypen für Fichte und Kiefer sind unterschiedlich. Cluster 6 bei Fichte und Kiefer sind mithin nicht identisch.

Tab.32: Einordnung der Level II-Flächen in die Ernährungstypen – Vergleich 1995 / 1997 (Kiefer) -

Kenn-Nr. / Jahr	Einordnung in Cluster	Wahrscheinlichkeit für die Einordnung in Cluster					
		1	2	3	4	5	6
307.95	**1**	0.89	0.00	0.00	0.11	0.00	0.00
307.97	**1**	0.80	0.00	0.00	0.20	0.00	0.00
501.95	**4**	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
501.97	**4**	0.01	0.00	0.00	0.99	0.00	0.00
901.95	**4**	0.06	0.00	0.00	0.49	0.01	0.45
901.97	**6**	0.20	0.00	0.00	0.28	0.21	0.30
905.95	**6**	0.11	0.02	0.00	0.03	0.05	0.79
905.97	**4**	0.00	0.00	0.00	0.98	0.00	0.02
912.95	**6**	0.01	0.17	0.00	0.05	0.00	0.77
912.97	**6**	0.08	0.29	0.00	0.03	0.01	0.59
918.95	**6**	0.08	0.02	0.00	0.06	0.00	0.84
918.97	**6**	0.06	0.02	0.00	0.41	0.01	0.51
1101.95	**6**	0.00	0.31	0.00	0.14	0.02	0.52
1101.97	**6**	0.00	0.03	0.00	0.08	0.00	0.89
1102.95	**1**	0.69	0.00	0.00	0.02	0.00	0.28
1102.97	**6**	0.22	0.00	0.00	0.14	0.00	0.63
1103.95	**2**	0.00	0.58	0.00	0.03	0.31	0.08
1103.97	**6**	0.00	0.03	0.00	0.15	0.10	0.72
1201.95	**6**	0.19	0.00	0.00	0.27	0.00	0.54
1201.97	**6**	0.10	0.02	0.00	0.04	0.00	0.84
1202.95	**4**	0.08	0.00	0.00	0.60	0.14	0.17
1202.97	**6**	0.03	0.03	0.00	0.05	0.00	0.88
1203.95	**4**	0.00	0.03	0.00	0.92	0.00	0.05
1203.97	**6**	0.12	0.21	0.00	0.11	0.04	0.51
1204.95	**4**	0.00	0.02	0.00	0.94	0.01	0.02
1204.97	**6**	0.01	0.00	0.00	0.25	0.02	0.72
1205.95	**1**	0.58	0.00	0.00	0.34	0.00	0.07
1205.97	**6**	0.07	0.01	0.00	0.26	0.00	0.65
1206.95	**4**	0.09	0.00	0.00	0.64	0.04	0.23
1206.97	**6**	0.30	0.01	0.00	0.10	0.01	0.58
1405.95	**4**	0.34	0.01	0.00	0.40	0.00	0.25
1405.97	**6**	0.03	0.03	0.00	0.39	0.00	0.54

Tab.33: Dynamik der Clusterzuordnung – Vergleich der Jahre 1995 und 1997 (Kiefer)

Kiefer [n]		Clusterzuordnung **1997**						
		1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
1995	**1**	1x					2x	
	2						1x	
	3							
	4				1x		6x	
	5							
	6				1x		4x	
	7							

3.5.3 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUßFOLGERUNGEN

Der Befund, daß es sich bei den in der Level II-Stichprobe fehlenden Clustern im wesentlichen um Ernährungstypen handelt, deren Ernährungsdaten und räumliche Lage auf besondere Eintragssituationen schließen lassen (hohe Schwefel- bzw. Stickstoffkonzentrationen; z.T. gleichzeitig hohe Mg-Gehalte als Anzeichen für basische Staubeinträge) legt zunächst die Vermutung nahe, daß es sich hier nicht um mangelnde Repräsentativität der Level II-Flächen sondern um einen zeitlichen Effekt handelt. So könnten mit der veränderten Eintragssituation im Laufe der 90er Jahre die Ernährungstypen, welche hohe Schadstoffeinträge signalisieren zunehmend seltener geworden sein und damit nicht mehr in den aktuellen Daten der Level II-Flächen auftreten. Diese These läßt sich jedoch anhand der vorliegenden Zeitreihen der Level II-Stichprobe nicht absolut sicher verifizieren. Es wäre daher dringend erforderlich - beispielsweise im Rahmen von Voruntersuchungen für die Wiederholung der BZE - an einigen ausgewählten Level I-Erhebungspunkten, welche ursprünglich den fehlenden Ernährungstypen 1 (bei Fichte) bzw. 3 und 5 (bei Kiefer) zugeordnet worden sind, aktuelle Ernährungsdaten zu erheben. Damit sollte geprüft werden, ob diese Punkte auch anhand der aktuellen Ernährungsdaten in die entsprechenden Typen eingeordnet würden, oder ob sich hier ein Merkmalswandel – vermutlich aufgrund von veränderten atmogenen Eintragsbedingungen - vollzogen hat. Aus den ermittelten Ergebnissen könnte unmittelbar abgeleitet werden, ob die Level II-Stichprobe wesentliche Ernährungstypen außer Acht läßt oder ob diese Ernährungstypen heute tatsächlich keine Rolle mehr spielen.

4 AUSBLICK

4.1 WEITERES VORGEHEN (ZWEITE PROJEKTPHASE)

In der ersten Phase des Projektes "Integrierende Auswertung ..." wurden die von den Ländern bereitgestellten Boden-, Baumernährungs- und Kronenzustandsdaten von ca. 1800 Erhebungspunkten des Level I-Untersuchungsprogramms mit multivariat-statistischen und geostatistischen Verfahren analysiert. Bei der Interpretation räumlicher Merkmalsmuster und Kohärenzen zwischen verschiedenen Waldzustandsindikatoren wurde bereits häufig auf die Auswirkungen atmogener Stoffeinträge als ursächliche Einflußfaktoren hingewiesen. Bei diesen Erklärungsansätzen handelt es sich jedoch zunächst um Annahmen, die noch nicht durch entsprechende Punktinformationen zur Eintragssituation belegt sind. Die bisherigen statistischen Ergebnisse geben dennoch Hinweise auf eine wesentliche Bedeutung der atmogenen Stoffeinträge für den Boden-, Ernährungs- und Kronenzustand. Deshalb ist die Einbeziehung von modellierten Depositionsdaten, wie sie in der nächsten Projektphase vorgesehen ist (vgl. Anhang 1), von großer Wichtigkeit für die gewünschte Ableitung kausal interpretierbarer Zusammenhänge zwischen Belastungsfaktoren und "neuartigen Waldschäden". Eines der Ziele der ersten Projektphase bestand daher in der Beschaffung der für die weiteren Auswertungen notwendigen Daten. Im Rahmen der Kooperation mit dem Umweltbundesamt sind Depositionsdaten für alle Erhebungspunkte des Level I-Programms berechnet und an die BFH übermittelt worden (nasse Deposition) bzw. werden in Kürze an der BFH zur Verfügung stehen (trockene Deposition). In die modellmäßige Ermittlung der trockenen Deposition fließen die Bestandesdaten an den jeweiligen Erhebungspunkten zur Charakterisierung der Kronendachrauhigkeit mit ein, so daß von vergleichsweise realitätsnahen Modellwerten ausgegangen werden kann.

Neben der Eintragssituation sollte unbedingt auch der standörtliche Wasserhaushalt berücksichtigt werden, wenn aus den rein statistischen Zusammenhängen und Kohärenzen auf kausale Ursache-Wirkungs-Beziehungen geschlossen werden soll. Klima und nutzbare Bodenwasserkapazität stellen wichtige Rahmenbedingungen für die Ableitung von Waldzustandstypen und die Überprüfung potentieller Belastungs- bzw. Schadfaktoren dar. Deshalb wurden in der ersten Projektphase Klimadaten für alle Erhebungspunkte beschafft (Temperatur, Niederschläge, potentielle Verdunstung als langjährige Mittelwerte). In Verbindung mit den ebenfalls zwischenzeitlich durch die Bundesländer übermittelten bodenphysikalischen Daten, können standörtlich differenzierte Angaben zur Wasserversorgung gemacht werden.

Zur Interpretation der Kronenzustandszeitreihen sollen darüberhinaus noch interpolierte Wetterdaten für mehrere Jahre einbezogen werden. In diesem Zusammenhang erfolgt außerdem gegenwärtig eine Aufstockung der Kronenzustandsdaten, so daß in späteren Auswertungen die baumbezogenen prozentualen Nadel-/ Blattverluste für alle Level I-Erhebungspunkte (n=1800) im Zeitraum 1990-98 zur Verfügung stehen werden. Diese Daten liegen an der BFH bisher nur für die EU-Stichprobe (n=412) vor (vgl. Kap.3.2.1, Abbildung S.30).

4.2 ANFORDERUNGEN AN DAS ZUKÜNFTIGE UMWELTMONITORING

Aus der Sicht der integrierenden Auswertung von Daten des bundesweiten Umweltmonitorings im Wald ergeben sich einige Anforderungen in Bezug auf die Datenqualität und -interpretierbarkeit, die als Empfehlungen bei Wiederholungserhebungen berücksichtigt werden sollten.

Der den bisherigen Auswertungen zugrunde liegende Datenpool weist im wesentlichen folgende Schwächen auf:

- Die verwendeten 3-jährigen Mittelwerte von "SCHAD24" beziehen sich in den neuen Bundesländern auf die Erhebungen der Jahre 1991-1993, in den alten Bundesländern auf die der Jahre 1988-1990. Somit könnten zu beobachtende räumliche Muster prinzipiell auch durch zeitliche Effekte mit verursacht sein.
- Die für die Auswertung der Kronenzustandsdynamik unabdingbaren Zeitreihen der prozentualen Nadel-/ Blattverluste sind an der BFH bislang nur für die EU-Stichprobe, d.h. für 412 Erhebungspunkte verfügbar.
- Die im Rahmen der BZE erhobenen Nadel-/ Blattanalysedaten sind je nach Bundesland in unterschiedlichen Jahren erhoben worden, so daß sich auch hier räumliche und zeitliche Effekte überlagern können und den Informationsgehalt der BZE-Daten einschränken.
- Unvollständige Datensätze resultieren insbesondere bei den Bodenzustandsdaten zum Teil aus bundeslandspezifischen Abweichungen von den in der BZE-Arbeitsanleitung beschriebenen Standardverfahren (BML 1994). In diesen Fällen sind bundesweit flächenrepräsentative Aussagen nur eingeschränkt möglich.

Für die Optimierung zukünftiger integrierender Auswertungen ergeben sich folgende Anforderungen an die Datenbasis bzw. an das Inventurdesign von Wiederholungserhebungen:

- Als Kennwerte des Kronenzustandes sollten nicht nur dreijährige "SCHAD24"-Mittelwerte, sondern Zeitreihen der baumbezogenen prozentualen Nadel-/ Blattverluste zur raum-zeitlichen Mustererkennung bundesweit ausgewertet werden (eine entsprechende Übermittlung von Waldschadensdaten der Jahre 1990-1998 erfolgt momentan von den Bundesländern an die BFH). Für die Fortschreibung und zukünftige integrierende Auswertung dieser Zeitreihen ist die Kontinuität der gängigen Verfahren der Kronenzustandsansprache zu wahren.
- Die Geländeerhebungen an den BZE-Stichprobepunkten sollten - insbesondere bei Wiederholungserhebungen von Daten zum Kronen- und Ernährungszustand - bundeslandübergreifend zeitgleich erfolgen, um räumliche Muster klar von zeitlichen Effekten trennen zu können (vgl auch Beschluß der Bund-Länder AG "BZE" vom 8./ 9.9.1998).
- Die methodischen Vorgaben der inzwischen aktualisierten und ergänzten BZE-Arbeitsanleitung (Geländeansprachen, Beprobungsverfahren, Labormethoden) sollten streng eingehalten werden, um Artefakte infolge systematischer länderspezifischer Abweichungen ausschließen und alle Länder in die bundesweiten integrierenden Auswertung einbeziehen zu können.

- Aus der Notwendigkeit, Wasserhaushaltskenngrößen mit in den integrierenden Auswertungen zu berücksichtigen, ergibt sich, daß auch bodenphysikalische Daten (Bodenart bzw. Textur, Lagerungsdichte) und Profildaten wie Gründigkeit, Grundwasserstand und Horizontierung standardmäßig an allen BZE-Punkten erfaßt und in den bundesweiten Datenbestand einbezogen werden sollten.
- Grundsätzlich wäre es wünschenswert, alle in den Ländern erhobenen Parameter in die bundesweite Datenbasis einzubeziehen, so daß sich zeitraubende Datennachlieferungen von den Ländern an die BFH - wie sie beispielsweise bei der Übermittlung der Austauscherbelegung erfolgten - erübrigen.
- Der Zeitpunkt von Wiederholungsinventuren sollte sich danach richten, ob Veränderungen der Waldzustandsindikatoren zu erwarten sind. Die Dynamik der einzelnen Parameter ist nicht für alle Standorte bzw. Standortsgruppen (z.B. Bodenzustands- / Ernährungstypen) gleich, so daß es für die Optimierung eines Wiederholungszeitpunktes empfehlenswert erscheint, unterschiedliche Waldzustandstypen hinsichtlich ihrer Sensibilität und Dynamik zu bewerten. Hierfür sollten die Level II-Untersuchungsflächen, für welche Zeitreihen aus Daten unterschiedlicher Erhebungstermine vorliegen, den jeweiligen Waldzustandstypen zugeordnet und darauf aufbauend Aussagen zur typenspezifischen Dynamik von Waldzustandsindikatoren abgeleitet werden.
- Um den Ansprüchen einer Flächeninventur gerecht zu werden, muß die Repräsentativität der Level I-Stichprobe für die Gesamtwaldfläche in Deutschland gewährleistet sein. Sollte die stratifizierende Auswahl von Erhebungspunkten zur Reduktion des Stichprobenumfanges führen, muß der Charakter einer Rasterbeprobung (möglicherweise mit regional unterschiedlichen, den räumlichen Variabilitäten adäquaten Netzdichten) trotzdem so weit wie möglich erhalten bleiben.

5 LITERATUR

AKIN, H., H. SIEMES (1988): Praktische Geostatistik. Berlin New York.

BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. LINKE, C. SCHUCHARD-FISCHER (1987): Multivariate Analysemethoden. Berlin, Heidelberg.

BML, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn.

BML, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1997a): Stellungnahme zur Erhebung des Waldzustandes und Empfehlung zur Weiterentwicklung des Verfahrens. Bericht der vom BML eingesetzten Expertengruppe.

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

DRAPER, N., H. SMITH (1981): Applied Regressionanalyses. New York.

DUTTER, R. (1985): Geostatistik. Stuttgart.

GILL, P., M. MURRAY, M. WRIGHT (1981): Practical optimization. London.

HARTUNG, J. (1987): Statistik. München, Wien.

HEINSDORF, D., KRAUß, H., HIPPELI, P. (1988): Ernährungs- und bodenkundliche Untersuchungen in Fichtenbeständen des mittlerenm Thüringer Waldes unter Berücksichtigung der in den letzten Jahren aufgetretenen Umweltbelastungen. Beitr. Forstwirtschaft **22** (4), 160-167.

HÜTTL, R. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen 28. Habil. Arbeit.

JOURNEL, A.G., C.J. HUIJBREGTS (1978): Mining geostatistics. Academic Press. London.

KÖHL, M., GERTNER, G. (1992): Geostatistische Auswertungsmöglichkeiten für Waldschadensinventuren: Methodische Überlegungen zur Beschreibung räumlicher Verteilungen. Forstw. Cbl. **111**, 320-331.

KRAUSS, H.H. (1990): Stickstoff- und Schwefelschäden in Kiefernbeständen infolge Immissionen aus Hühnermassentierhaltungsstätten im Bereich des StFB Wermsdorf. in: IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung 20. (unveröffentlicht).

MANDALLAZ, D., SCHLAEPFER, R., ARNOULD, J. (1986): Deperissement des forets: essai d´analyse des dependances. Ann. Sci. For. **43** (4), 441-458.

N.N. (1995): Modellgestützte Bestimmung der ökologischen Wirkungen von Emissionen. Deutscher Beitrag zum UN ECE Projekt Mapping Critical Loads & Levels in Europe. Unveröffentlichter Projektbericht der ÖNU GmbH, Prädikow.

ÜBERLA, K. (1972): Faktorenanalyse. Berlin.

RIEK, W., B. WOLFF (1997): Repräsentanz des europäischen 16x16 km-Erhebungsnetzes für Aussagen zum deutschen Waldbodenzustand. Arbeitsberichte des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 97/2.

RIEK, W. (1998): Verfahren zur Bestimmung des effektiv nutzbaren Bodenwassers von Kiefernstandorten im pleistozänen Tiefland. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **32** (1), 28-33.

RIEK, W. (1998): Effekte der Meßnetzverdichtung bei der Bodenzustandserhebung. Tagungsberichte der Arbeitsgruppe Ökologie. Deutsche Region der internationalen biometrischen Gesellschaft. Heft 9, 43-49.

RIEK, W., B. WOLFF (1998): Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland – Ergebnisse der Nadel-/ Blattanalysen im Rahmen der BZE. Allgem. Forstz. / Der Wald **53**, 507-510.

RIEK, W., B. WOLFF (1999): Standörtliche Rahmenbedingungen für den Umbau von Waldbeständen im Nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse der BZE. In: Nachhaltigkeit der Landnutzung - Grundlagen und Planungsmethoden in der Land- und Forstwirtschaft. Eberswalder Wissenschaftliche Schriften, Bd. 2 (im Druck).

RIEK, W., U. POFAHL: Einsatz von Geostatistik zur Beurteilung der Maschenweite in Meßnetzen. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **32** (3), 126-129.

TYLER, G. (1992): Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizons of Swedish Forests. SNV-Report 4078. Solna.

UBA (1994): Daten zur Umwelt 1992/93. Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin.

ULRICH, B. (1983): Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des „sauren Regens“. AFZ 26/27, 670-676. München.

ULRICH, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Depositionen. Forstarchiv, 58, 232-238, Hannover.

VON WILPERT, K., HILDEBRAND, E.E. (1994): Stoffeintrag und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. Forst und Holz, **49/21**, 629-632.

VAN LEEUWEN, E.P., DRAAIJERS, G.P.J., DE JONG, P.G.H., ERISMAN, J.W. (1996): Mapping dry deposition of acidifying components and base cations on a small scale in Germany. RIVM-Report No. 722108012, Bilthoven.

WARD, J.H. (1963): Hierarchical grouping to optimize an objectiv function. J. Amer. Stat. Ass. **58**, 236-254.

WOLFF, B., W. RIEK (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). Bd. 1 und 2. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 1-144.

WOLFF, B., W. RIEK (1998): Chemischer Waldbodenzustand in Deutschland – Ergebnisse der Bodenanalysen im Rahmen der BZE. Allgem. Forstz. / Der Wald **53**, 503-506.