DEUTSCHER VERBAND FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN

- SEKTION ERTRAGSKUNDE -

Jahrestagung 21. bis 23. Mai 2012

Ottenstein, Österreich

Digitized by Google

Beiträge zur Jahrestagung

Herausgeber: Prof. Dr. Jürgen Nagel
Obmann der Sektion Ertragskunde
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Abteilung Waldwachstum
Grätzelstr. 2
37079 Göttingen

Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten
Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2012;
herausgegeben von J. Nagel

ISSN 1432-2609
Nagel, Jürgen

Digitized by Google

Vorwort

Die Jahrestagung 2012 der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten fand vom 21. bis 23. Mai in Ottenstein, Österreich statt. In 25 Fachvorträgen diskutierten 50 Teilnehmer aktuelle waldwachstumskundliche Fragestellungen, Methoden und Ergebnisse. Auf der halbtägigen Exkursion zeigte Herr Dr. Neumann Versuchsflächen der BFW.

(Foto J. Nagel)

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Markus Neumann von der BFW für die Einladung, die hervorragende Organisation und die Wahl des Tagungsortes, sowie dem Leiter des Forstamtes Ottenstein Herrn Richard Hackl für seine interessante Einführung in das Forstamt und die Gastfreundschaft.

Danken möchte ich auch allen Teilnehmern, insbesondere denen, die durch Vortrag und Diskussion zum Erfolg der Tagung beigetragen haben.

Mit dem Erscheinen dieses Tagungsbands werde ich das Amt des Obmanns an die Herrn PD Dr. Ulrich Kohnle und Dr. Joachim Klädtke übergeben. Ich wünsche Ihnen viel Erfolg.

Der Tagungsband ist auch in digitaler Form und in Farbe zugänglich und steht zum Herunterladen aus dem Internet als PDF-Datei auf der Sektionsseite (http://www.nw-fva.de/~nagel/SektionErtragskunde/) bereit.

Jürgen Nagel
Obmann

Digitized by Google

Inhaltsverzeichnis

Nr.	Autor(en)	Vortrag	Seite
1	Bokalo, M.; Comeau, P.	Modelling western Canadian boreal mixedwood stand dynamics with the Mixedwood Growth Model (MGM)	5 - 9
2	Dieler, J.	Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand: Analyse des Kronenraumes zur Erklärung von Mischungseffekten	10 - 20
3	Pretzsch, H.	Zuwachsreaktionen auf Trockenstress in Mischbeständen im Vergleich zu Reinbeständen	21 - 32
4	Vospernik, S.	Grundflächenhaltung und Zuwachs bei vier Waldwachstumssimulatoren	33 - 40
5	Biber, P.; Huber, C.; Ankerst, D.; Weis, W.	Reaktion von Konkurrenzmodus und Zuwachs auf Kalkung und Beregnung	41 - 52
6	Kahle, H.-P.	Signifikanz dynamischer Interaktionen zwischen dem jährlichen Radial- und Höhenzuwachs und jährlichen Nadelspiegelwerten von Kiefern unter dem Einfluss von Klima und Witterung	53 - 62
7	Pötzelsberger, E.; Hasenauer, H.	Waldbewirtschaftung und Bodenkohlenstoffspeicherung	63 - 67
8	Rock,J.; DungerK.; Riedel,T.; Stümer, W.	Ertragskundliche Projektionen für die Treibhausgasbilanzierung von Wäldern	68 - 72
9	Stark, H.; Nothdurft, A.; v. Wilpert, K.; Bauhus, J.	Effekte von Vorwäldern auf die Nährstoffvorräte des Standortes	73 - 78
10	Novak J.; Slodicak M.; Dusek, D.	Forest biomass removal in relation to ecosystem nutrient cycle	79 - 81
11	Sterba, H.	Zuwachs nach Stammzahlreduktionen bei Entzug unterschiedlicher Biomassenfraktionen	82 - 87
12	Meiwes,K.-J.; Rumpf, S.; Klinck, U.; Meesenburg, H.; Nagel, J.	Vollbaumnutzung: Untersuchungsergebnisse zum Nährelement-Export in Nordwestdeutschland und Ansätze zur standörtlichen Bewertung	88 - 92
13	Neumann, M.; Rössler, G.	Die Wuchsleistung auf Dauerversuchen: Nutzholz – Biomasse – Nährstoffe	93 - 101
14	Ledermann, Th.; Rössler, G.	Zum Einfluss der Pflanzweite auf das Wachstum der Fichte – Ein-Klon-Versuch Ottenstein	102 - 108
15	Gspaltl, M.	Über die Blattflächen- und Lichtausnutzungseffizienz von Fichten	109 - 116
16	Fabrika, M.	Computer aided forest modeling in Slovak forestry education	117 - 122
17	Uhl, E.	Wachstum der Linde (*Tilia* cordata MILL.) entlang eines urbanen Klimagradienten. - Vorläufige Ergebnisse am Beispiel der Stadt Berlin -	123 - 129
18	Albert, M.; Schmidt, M.; Schönfelder, E.	Konzept zur standort- und behandlungssensitiven Modellierung des Durchmesserzuwachses	130 - 139
19	Poschenrieder, W.; Grothe, R.; Pretzsch, H.	Ein neuer Modellansatz zur Analyse veränderter Konkurrenzbeziehungen in Klimaszenarien	140 - 150
20	Sprauer, S.; Schmidt, M.; Nagel, J.	Modellierung von asymmetrischen Kronenformen als Voraussetzung für verbesserte Schätzungen des Dickenwachstums	151 - 159
21	Noack, M.	Ein mehrdimensionaler Lösungsansatz zur standortökologischen Vitalitäts-analyse von Sitka-Fichte (Picea sitchensis) in Mecklenburg-Vorpommern	160 - 163
22	Degenhardt, A.	Ein Datenbankmanagementsystem zur Verwaltung der Sach- und Geodaten von forstlichen Versuchsflächen als Grundlage für die Integration in ein Geodatenportal	164 - 170
23	Martens, S.	Erste Erfahrungen bei der Herleitung ertragskundlicher Parameter für Einzelbäume aus LIDAR-Daten	171 - 179
24	Klemmt H.-J.	Zum Wachstum der Lärche in Bayern – Ergebnisse der Auswertung von BWI-Daten	180 - 188
25	v.Wilpert, K.; Zirlewagen, D.; Bösch, B.	Energieholznutzung und Nachhaltigkeit - Abschätzung der Nährstoffnach-haltigkeit aus Monitoringdaten	189 - 195

Digitized by Google

Modelling western Canadian boreal mixedwood stand dynamics with the Mixedwood Growth Model (MGM)

Mike Bokalo and Phil Comeau
Department of Renewable Resources, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada

Abstract
Mixtures of aspen (*Populus tremuloides*) and white spruce (*Picea glauca*) are a prominent and important component of the boreal forests of western Canada. These mixtures represent the mid-successional stage of forest development with spruce being a shade tolerant late successional species and the aspen an early successional shade intolerant species. Sustainable forest management requires in part, a sustainable flow of yield from both species. Many different silvicultural treatments and tending options, including single tree and patch treatments, are used to manage these species. One difficulty of using different silvicultural approaches is that the future yield from these treatments are unknown because of a lack of long term data. The Mixedwood Growth Model (MGM) is a deterministic, distance-independent, individual tree growth model developed for the western Canadian boreal forest. In the model, individual tree height and diameter growth are estimated using site index curves, allometric allocation functions, and empirically derived functions to account for effects of competition from overtopping trees. MGM's ability to account for the competitive effects of different species, size and density mixtures (complex stand structures) offers forest managers an opportunity to explore the future outcomes of different management practices and to forecast likely yield outcomes of these management strategies.

Introduction

The boreal forest region covers 58% of Canada's land mass. Mixtures of white spruce (*Picea glauca*) and trembling aspen (*Populus tremuloides*) are the predominant component of productive upland forests in the Western Canadian boreal region, and represent roughly 60% of forested area. These stands exhibit a wide range of vertical and horizontal structure. Because trembling aspen is an early successional species it quickly occupies sites after harvesting or fire through root suckering. White spruce is a late successional species that often establishes under an aspen canopy and emerges as the dominant species when the aspen begins to breakup after age 60. Figure 1 shows the relationship between aspen and spruce yield over time. During the period of aspen dominance the aspen serve as a nurse crop for young spruce reducing grass competition and preventing frost damage but at the same time causing reduced growth of the spruce due to reductions in light. The mixed stands of spruce and aspen represent the mid-successional stage of stand development and provide a range of ecological values such as habitat, productivity and recreation. If managed properly they can provide greater total yields than single species stands.

In Alberta, almost all land used for forestry is public land. Both aspen and white spruce are utilized commercially, however often by different companies. This poses a difficult situation with respect to the management of mixed aspen/spruce stands where the landbase rights are shared. The tenure system requires companies to practice sustainable forest management, in which a sustained flow of both coniferous and deciduous yield must be maintained into the future. Natural succession favours the aspen over spruce and forces forest managers to find creative ways to speed up succession and to maintain the flow of both conifer and deciduous yield and to avoid conversion of the forest landscape to more deciduous.

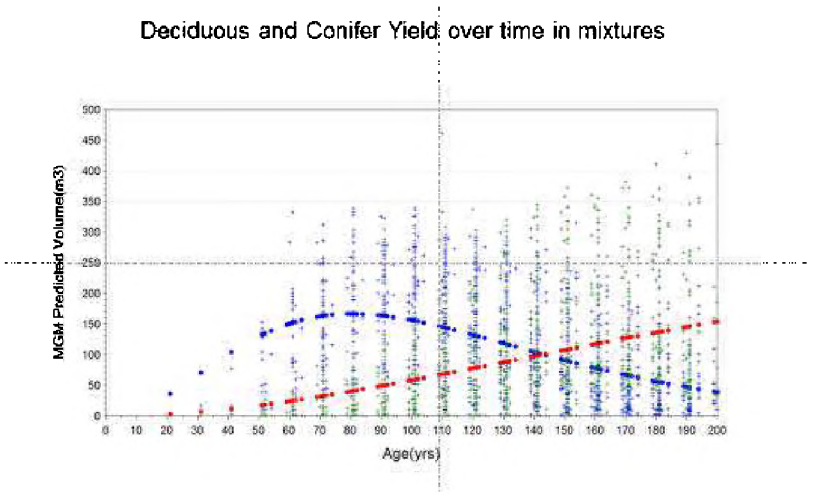


Figure 1: The aspen (blue) and white spruce (red) lines represent the yield trajectories over time.

Digitized by Google

Several silvicultural systems are used to establish mixtures of aspen and spruce in an attempt to have both spruce and aspen productive at rotation. Commonly, mixed stands are clearcut, leaving 5 – 15% retention. The aspen naturally regenerates while the spruce is planted systematically throughout the block. In order to aid in the establishment and growth of the spruce, different tending practices such as brushing, thinning or herbicides are used to reduce the competition primarily from aspen. Another harvesting approach that is gaining popularity is understory avoidance/protection. This approach is done in 60-120 year productive aspen stands that have a significant established spruce understory (Figure 2). The first harvest removes the mature aspen, logging around advanced spruce growth leaving aspen retention to protect the juvenile spruce from blowdown (Figure 3). The stands are harvested a second time at age 120 – 140 to remove the white spruce. In these cases the effective rotation is increased to 120 – 140 years however the presence of advanced white spruce regeneration is taken advantage of.

Figure 2: Mature aspen stand with immature understory spruce regeneration

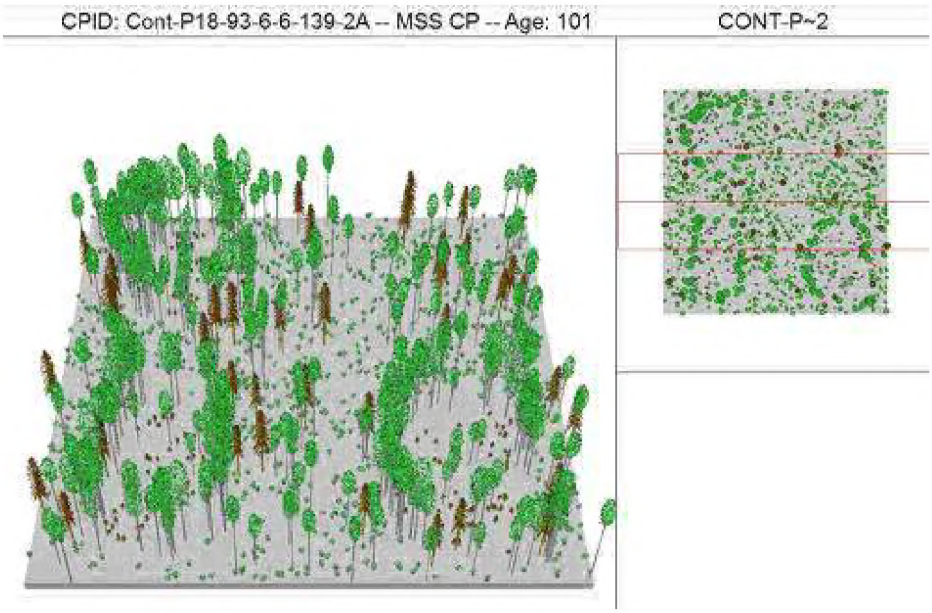


Figure 3: Stand structure after the first harvest of aspen in a understory avoidance harvest. The remaining stems are understory spruce, un-merchantable stems and aspen retention, left in patches to protect the white spruce.

Digitized by Google

Because most post harvest mixed stands of spruce and aspen will not follow natural stand development, the future stand structure and yields are uncertain. This poses a difficult problem when estimating future yield which is required to calculate annual allowable harvest levels. Traditional empirical approaches to estimate yield are not appropriate since no mature post harvest stands exist. The use of growth models to predict the future outcomes of current forest management practices has become an important tool in the prediction of future yield. Figure 1 depicts the results from projections of 104 mixed aspen/spruce temporary sample plots ranging in age from 20 to 65, using the Mixedwood Growth Model (MGM). The red and blue lines represent non-linear regression fits to the projected data. The same approach of fitting regressions to growth model projections of post harvest data is one method of obtaining estimates of future yield of current silvicultural practices. The only requirement is a growth model that is responsive in height and diameter growth to varying levels of competition.

The Mixedwood Growth Model (MGM)

The Mixedwood Growth Model (MGM; Bokalo 2012) is a deterministic, distance-independent, individual tree growth model developed for the western Canadian boreal forest. In the model, individual tree height and diameter growth are estimated using site index curves, allometric allocation functions, and empirically derived functions to account for effects of competition from overtopping trees. MGM is designed to model yield for simple or complex multi-species, multi-cohort stands – trembling aspen, white spruce, lodgepole pine and mixtures. The model can be initialized using a tree list or stand table, including juvenile trees < 1.3m height. Tree lists can also be created using stand summary data: species, average height and diameter at breast height (DBH), either breast height age for each tree (or total age for trees <1.3m), and an estimate of site index for each species. Outputs summarize both tree and stand characteristics. Summaries are provided as yield tables and charts portraying averages and totals for the conifer and hardwood components including estimates of above ground tree biomass. Linkage to the Stand Visualization System is also built into the model, to provide visual snapshots of the stand structure at any stage of development.

Modelling Mixedwood Stand Dynamics

The ability to effectively model the dynamics of mixed species stands that originate from a range of silvicultural treatments requires that the growth model be responsive in height and diameter growth depending on the amount, size and species of overtopping vegetation. Ideally an individual tree, distance dependent modelling approach is preferred since competition is represented both vertically and spatially, however the acquisition of spatial data is currently impractical for large areas. In MGM the growth of a tree is independent of the distance to its neighbour. The potential height growth, for the top trees is estimated using the site height; estimated as a function of species, site index (*SI)* and breast height age (*Bhage)* (Equation 1).

$$IncMax = site\ height\ (species, SI, BHage+1) - site\ height\ (species, SI, BHage) \quad [1]$$

For trees that are thinner than the site trees, height increment (*HtIncr*) is reduced by a reduction factor *RF* related to the amount of thicker competition.

$$HtIncr = RF * incmax \quad [2]$$

The reduction factor for white spruce (*RFsw*) is

$$RFsw = exp\ (-0.119*CID + -0.229*CIS + -0.115*CIP)/10000 \quad [3]$$

Where*:* $CIx = \Sigma DBH*tf$ is the competition due to thicker deciduous, spruce, and pine groups respectively and *DBH* is diameter at breast height in cm.
The maximum diameter increment is then

$$DImax = HImax / f'(DBH) \quad [4]$$

where (f') is the derivative of a function that relates height increment (HI) to diameter increment (DI) at any DBH. *DImax* is then reduced by competition

$$DBHIncr = DImax*RFspp \quad [5]$$

Where the reduction factor for white spruce, *RFsw* is

$$RFsw = exp\ (-0.150*CID + -0.390*CIS + -0.159*CIP)/10000 \quad [6]$$

Where *CIx* is the competition due to thicker deciduous, spruce, and pine groups respectively.

Digitized by Google

Using the approach of modelling maximum height and diameter increment for top trees then reducing these based on the amount of competition from above, allows each tree to respond in height and diameter growth relative to the type of competition (species and size) above. This is an effective method for modelling different silvicultural practices where there are invariant large number of possible species, size and density combinations.

Modelling Adjacency

Silvicultural treatments like understory avoidance/protection are spatial in nature, that is that different regions in the block are treated differently. As illustrated in Figure 4, the understory avoidance harvest has 3 distinct regions: 1) extraction corridors (outlined in black) where the understory spruce are protected while the aspen are removed, 2) machine corridors (outlined in red) where the harvesting equipment travels; and, 3) the patch retention corridors (outlined in blue) where the aspen and spruce are left to protect the spruce from blowdown. It is possible to model each of these areas independently and area weight the results to obtain weighted yield for this block. However this is an oversimplification of the true competition within the block. The patch retention regions will cast shade onto both the extraction region and machine corridors. In MGM the *Adjacency Model* will further reduce the growth of the trees based on the availability of light coming from adjacent strata. This is done using a pseudo-spatial approach that spatially arranges each of the corridors within a block, then using *MixLight* (Stadt and Lieffers 2000) estimates the amount of light reaching the trees within the corridor being projected. For the shade tolerant spruce, the effect of the retention areas are small since light levels reaching the spruce are still well above their threshold. In this case, the removal of the overstory aspen will inherently result in a release of the spruce. However the shade intolerant aspen, that naturally regenerates on the machine corridors, is shaded by the retention corridor aspen and extraction corridor spruce will experience significant suppression from above. The MGM adjacency model provide an excellent framework to further explore the effects of adjacent strata on tree height and diameter growth.

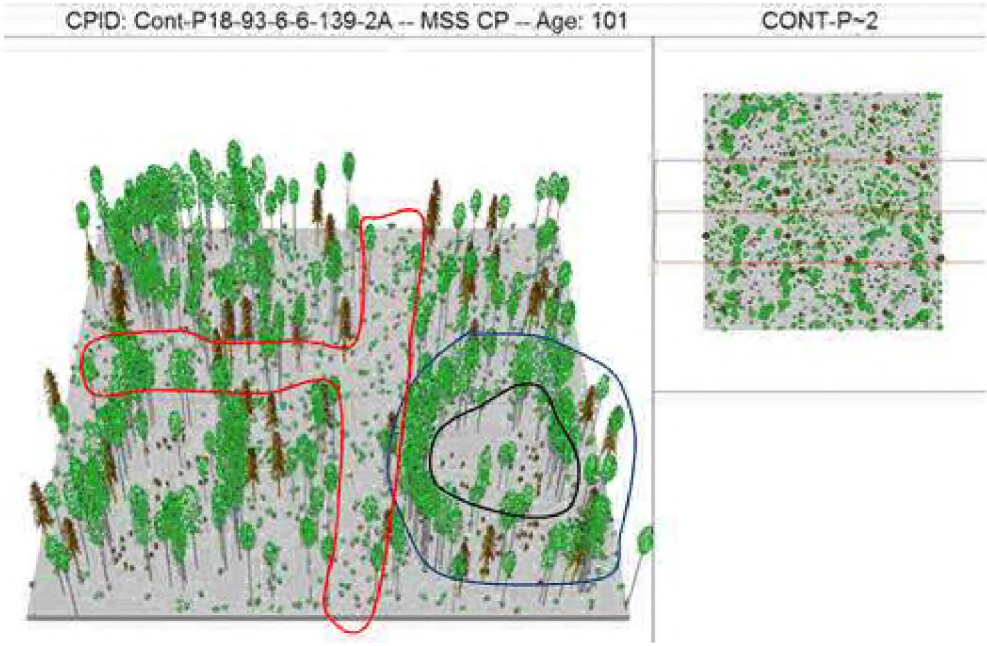


Figure 4: Spatial arrangement of the different corridors created by performing a understory avoidance harvest. The areas are the extraction corridors (black), machine corridors (red) and patch retention areas (blue).

Summary

The boreal mixedwood region of Canada represents a large area that must be managed sustainably. The aspen/spruce mixtures represent an important and common mid-successional stage of forest development. The spruce is a shade tolerant late successional species while the aspen is an early successional shade intolerant species. The tenure system requires that aspen and spruce are managed in such a way as to ensure sustainable yield from both species. This forces forest managers to be creative in managing both species. Many different silvicultural treatments are used to achieve these objectives however, the future yield from these treatments are unknown because of the lack of long term data. MGM has been designed to account for the competitive effects of different species, size and density mixtures and offers forest managers an opportunity to explore the future outcomes of different management practices. MGM can produce yield trajectories for which no long term data is available. This makes MGM an attractive tool that will aid forest managers to better manage the forest resources.

References

Digitized by Google

BOKALO, M, STADT, K.J., COMEAU P.G., Titus, S.J.: Mixedwood Growth Model. http://www.rr.ualberta.ca/Research/MixedwoodGrowthModel.aspx. , 2012

STADT, K.J., LIEFFERS, V.J, : MIXLIGHT: a flexible light transmission model for mixed-species forest stands. Agriculture and Forest Meteorology (**102):** 235-252, 2000

Digitized by Google

Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand: Analyse des Kronenraumes zur Erklärung von Mischungseffekten

Jochen Dieler
Technische Universität München
Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising
Jochen.Dieler@lrz.tum.de

1 Einleitung

Während der starke Einfluss der Land- auf die Forstwirtschaft zu einer vermehrten Begründung und Ausweitung von Reinbeständen führte, die das explizite Ziel einer effizienten Holzproduktion verfolgten (HARTIG 1804, S. 40), gewinnen gegenwärtig Mischbestände mehr und mehr Bedeutung (SCHERER-LORENZEN et al. 2005). Die Gründe für das steigende Interesse an naturnahen Mischbeständen sind darauf zurückzuführen, dass jene die heutigen Ansprüche an ökologische, ökonomische und sozio-ökonomische Waldfunktionen in gleicher oder besserer Weise erfüllen als naturfernere Reinbestände (OLSTHOORN et al. 1999). Die bereits von den Gründervätern der Forstwissenschaft kontrovers diskutierte Frage nach der Produktivität von Misch- im Vergleich zu Reinbeständen (COTTA 1821, HARTIG 1791) erfährt gegenwärtig eine wiederkehrende Relevanz. Einerseits werden Argumente für Mischbestände mit Aspekten der ökologischen Stabilität, Resilienz, Biodiversität oder Landschaftsästhetik verbunden, diese Argumente stehen und fallen jedoch mit der Produktivitätsfrage, die eine zentrale Bedeutung für die praktische Forstwirtschaft einnimmt.

Bisherige Analysen zur Produktivität von Fichten-Buchen-Mischbeständen konnten Mehr- bzw. Minderleistungen gegenüber Reinbeständen selbiger Arten in der Größenordnung von -46 bis +138 % (KENNEL 1965, PETRI 1966, PRETZSCH und SCHÜTZE 2009, PRETZSCH ET AL. 2010) aufdecken. Die Untersuchung von PRETZSCH ET AL. 2010 ergab zudem, dass Mehrzuwächse von Mischbeständen bei hoher Standortgüte auf Konkurrenzreduktionseffekte und bei geringer Standortgüte oder bei abiotischem Stress auf Facilitation zurückzuführen sind (vgl. auch CALLAWAY und WALKER 1997). Letztere werden als Schlüsselprozesse in der Mischbestandsforschung gesehen. So resultiert die Produktivität einer Art im Mischbestand aus dem Gleichgewicht von Konkurrenz und Facilitation zwischen Pflanzen (VANDERMEER 1989). Diese Prozesse werden im Mischbestand wesentlich durch die beigemischte Art beeinflusst. Beispielsweise führt die Beimischung von Fichte zu Buche zu einer Reduktion der Konkurrenz, die sich in einem gesteigerten Kronenexpansionsvermögen ausdrückt (DIELER und PRETZSCH 2012) oder andersherum verbessert die Streu der Buche die Nährstoffverfügbarkeit für Fichte (ROTHE 1997), was Facilitation gleichkommt.

Bei der Aufdeckung von Ursachen für Produktivitätssteigerungen kommt dem Kronenraum eine hohe Bedeutung zu (OLIVER und LARSON 1996). Einerseits beeinflusst Konkurrenz um Raum zwischen Pflanzen den Kronenraum und formt diesen wiederum direkt (PURVES ET AL. 2007). Andererseits stellt der Kronenraum das Trägersystem der Blattfläche dar, welche ein wichtiger Indikator für Ressourcenaufnahme und Raumfüllungsprozesse darstellt, wodurch sich die Zuwachsleistung proportional zur Blattfläche verhält (ENQUIST ET AL. 1998).

Um das Wissen über die häufig berichteten Produktivitätssteigerungen von Mischbeständen im Vergleich zu Reinbeständen zu verbessern und möglichen Ursachen dafür nachzugehen, behandelt die Untersuchung im Einzelnen folgende Fragen: (i) Unterscheiden Rein- und Mischbestände von Fichte und Buche in ihrem Blattflächenindex und in der Gap Fraction? (ii) Ist die schirmflächenbezogene Blattfläche im Mischbestand gegenüber dem Erwartungswert der benachbarten Reinbestände verändert? (iii) Lassen Mischbestände Differenzen in der Blattflächeneffizienz erkennen?

2 Material und Methoden

Als Datenbasis für die Analyse der Blattfläche und der bestandesbezogenen Blattflächeneffizienz von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand dienen fünf langfristige waldwachstumskundliche Versuche aus dem Flachland und Mittelgebirge Bayerns. Auf diesen Versuchen wurden insgesamt acht Triplets bestehend aus je einem Reinbestand von Buche und Fichte und einem Fichten-Buchen-Mischbestand ausgewählt. Im Einzelnen handelt es sich um die Mischbestandsversuche Freising 813, Schongau 814, Nordhalben 811, Zwiesel 111 und Zwiesel 134/135. Mit Ausnahme der beiden letzteren Versuche wurden jeweils zwei Triplets untersucht. Abbildung 1 gibt eine Übersicht über die geographische Lage der Versuchsflächen.

Digitized by Google

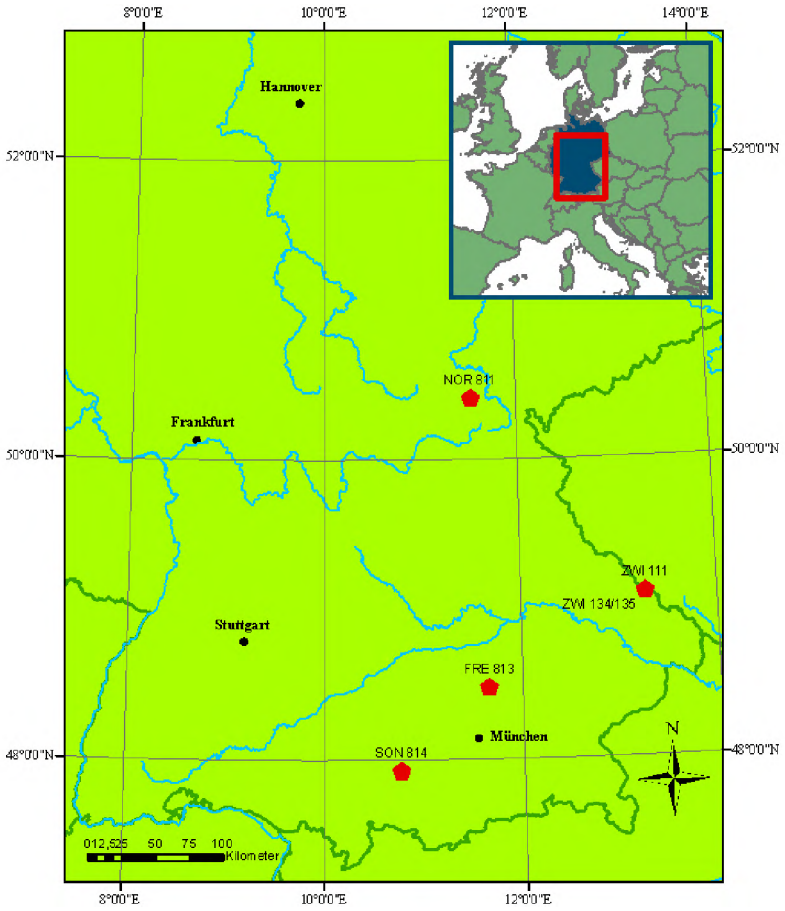


Abbildung 1: Geographische Lage der in die Analyse einbezogenen Versuche. An jedem Versuch wurden Triplets bestehend aus Rein- und Mischbeständen von Fichte und Buche untersucht.

Die Auswahl der Mischbestände beschränkte sich ausschließlich auf solche Versuche, bei denen beide Arten intensiv durchmischt sind. Gruppenmischungen wurden nicht berücksichtigt. Neben den speziell für die vorliegende Studie erhobenen hemisphärischen Fotos zur Ableitung des Blattflächenindex standen flächenbezogene Ertragswerte, wie bspw. Grundflächen oder Grundflächenzuwachs aus den turnusmäßigen Aufnahmen, zur Verfügung. Das Datenmaterial deckt einen Rahmen des Mitteldurchmessers von 18,9 – 61,0 cm und des Stand-Density-Index von 269 – 1265 N ha^{-1} (REINEKE 1933) ab.

Der Blattflächenindex, LAI, ist als die gesamte, einseitige Blattfläche über einer Einheit Bestandesfläche definiert (Gleichung 1). Für die physiologische Aktivität der Pflanzen stellt die Blattfläche eine wichtige Bezugsgröße dar und ist damit von hoher Relevanz für Fragen der Produktivität von Pflanzen bzw. Beständen (vgl. ENQUIST ET AL. 1998).

$$LAI = \frac{\text{Blattfäche}}{\text{Bestandesfläche}} \left(\frac{m^2}{m^2} \right). \qquad (1)$$

Zur Analyse der Blattfläche wurde auf eine indirekte, optische Methode mittels hemisphärischer Fotografie zurückgegriffen. Alle hemisphärischen Aufnahmen wurden mit der Kamera Nikon Coolpix P5100, montiert auf einen Stativ in 1 m Höhe über dem Waldboden, in Verbindung mit einer FishEye-Linse durchgeführt. Die zum Einsatz gekommene Hardware der Firma Régent Instruments, Kanada war mit einem sogenannten genannten „O-Mount“ ausgerüstet, wodurch eine zeitaufwendige horizontale Ausrichtung der Kamera im Gelände entfiel. Die Aufnahmezeitpunkte lagen zwischen dem 19.07. und 01.08.2011, wobei die Aufnahmen jedes Triplets am gleichen Tag erfolgten. Auf diese Weise war die Vergleichbarkeit innerhalb und zwischen den Triplets gewährleistet. Je Bestand erfolgten Aufnahmen an vier Aufstellungspunkten, um Heterogenität in der Bestandesstruktur zu berücksichtigen.
Die Auswertung der hemisphärischen Fotos erfolgte mit der Software WINScanopy Pro 2009a (REGENT INSTRUMENTS INC. 2009). Der Auswertung und Berechnung des LAIs liegt dabei die ‚gap fraction theory‘ zu-

Digitized by Google

grunde (CAMPBELL 1986). Die Lichttransmission durch ein idealisiertes Kronendach wird dabei zunächst durch den Zenithwinkel beschrieben. Im Falle der vorliegenden Studie wurde für diesen 35° gewählt, um Randeffekte möglichst auszuschließen und den Anteil an holzigem Material im Bild möglichst gering zu halten. Die LAI-Berechnung auf Basis der GapFraction (Bestandeslücken) basiert in WinScanopy auf der Umkehrung des Lambert-Beer'schen Gesetz (BRÉDA 2003)

$$LAI = \frac{-\ln(P_o(\Theta,\omega))\cos\Theta}{k(\Theta,\alpha)\,CI(\Theta)} \qquad (2)$$

wobei

Θ = Zenithwinkel [zum Einsatz kam 35°]

ω = Azimuthwinkel des Anteils der hemisphärischen Projektionsebene an der Bildebene

$P_o(\Theta, \omega)$= Gap Fraction

cos Θ = Gap Fraction Korrektur ‚Zenith'

k = Extensionskoeffizient, abhängig vom Θ und dem Blattwinkel α, i.d.R. unbekannt

[Anwendung fand k = 0.4, Mittelwert von Fichte und Buche nach BRÉDA 2003]

CI = Klumpungsindex, räumliche Verteilung der Blätter.

Der LAI berücksichtigt bei dieser Methode Blatt- und Holzanteile.

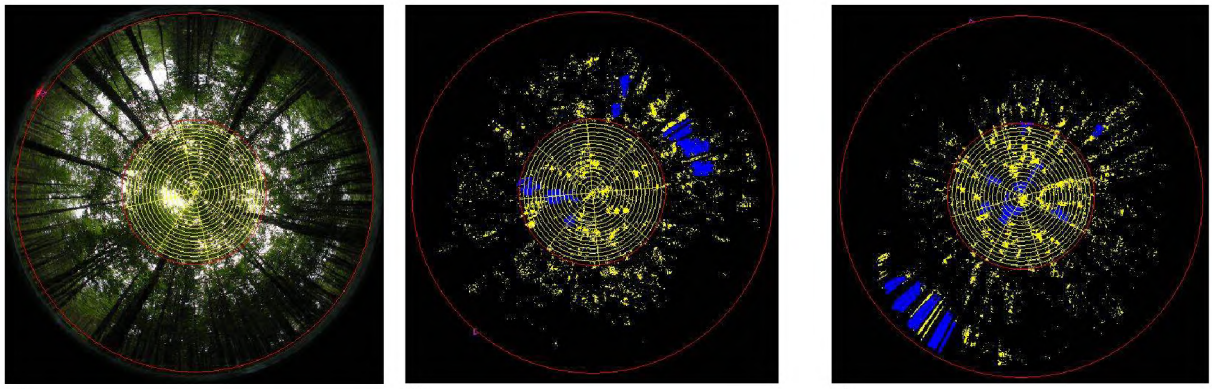
Weiterhin charakterisiert die Software die Bestandeslücken, definiert als das Verhältnis der Anzahl von Himmelspixel zur Gesamtzahl der Pixel des Bildes, im hemisphärischen Foto. Die Unterscheidung, ob einzelne Pixel des Bildes der überschirmenden Krone oder dem Himmel zuzuordnen sind, erfolgt auf Basis von Farben, einerseits durch voreingestellte Skalen, andererseits durch Anlernen der Software. Dabei kann zwischen ‚gaps' und ‚in-crown gaps' durch die Vorgabe von Schwellenwerten der Pixelanzahl (= max. Anzahl von Pixeln je definiertem Himmel, gewählte Einstellung 7500px) differenziert werden. Diese sind analog des LAIs wie folgt definiert:

$$\text{GapFraction} = \frac{\text{unbeschirmte Bestandesfläche}[\text{Abb.2 gelbe und blaue Flächen}]}{\text{Bestandesfläche}} \left(\frac{m^2}{m^2}\right) \qquad (3)$$

$$\text{GapFraction in - crown} = \frac{\text{unbeschirmte Bestandesfläche}[\text{Abb.2 gelbe Flächen}]}{\text{Bestandesfläche}} \left(\frac{m^2}{m^2}\right) \qquad (4)$$

Die Software stellt verschiedene LAIs zur Verfügung, wobei für die vorliegende Analyse der LAI(2000)G-log zum Einsatz kam, da dieser hinsichtlich des Zenithwinkels variabel zu verwenden ist und die Klumpung (CI) über die logarithmische Mittelung der GapFractions aus verschiedenen Bereichen des Bildes kompensiert und damit berücksichtigt. Abbildung 2 zeigt beispielhaft für das Triplet der Wuchsreihe Schongau 814 ein hemisphärisches Foto sowie zwei Analysen der Gapfraction differenziert nach ‚gaps' und ‚in-crown gaps'.

Digitized by Google



a) b) c)

Abbildung 2: Hemisphärische Fotos der Wuchsreihe Schongau 814 (Triplet). Dargestellt sind Buchen-Reinbestand (links), Fichten-Buchen-Mischbestand (mitte) und Fichten-Reinbestand (rechts). Die Fotos unterscheiden sich im Bearbeitungszustand der Software WinScanopy. In (a) ist der Zenithwinkel von 35° dargestellt, innerhalb dessen das Programm die Blattfläche analysiert. Die Fotos (b) und (c) zeigen neben den Zenithringen die Gap-Erkennung, die sich in Lücken (Gaps) (blau) und Kronenlücken (in-crown gaps) (gelb) teilen.

Oben genannte Indizes (Gleichungen 2-4) kamen bei der deskriptiven Beschreibung der Kronenstruktur (Frage i) zum Einsatz. Für Frage (ii) nach den schirmflächenbezogen Blattflächenrelationen zwischen Rein- und Mischbeständen wurde ein weiterer Index gebildet

$$LA_{cpa} = \frac{LAI}{\text{Bestandesfläche-}\left(\text{GapFraction - GapFraction in crown}\right)} \left(\frac{m^2}{m^2}\right), \qquad (5)$$

der die Blattfläche je überschirmter Bestandesfläche normiert und im weiteren LA_{cpa} genannt wird. Für den Bestandsvergleich war es notwendig, die vier Aufstellungen je Bestand zu mitteln. Weiterhin bedurfte es der Berücksichtigung der Baumartenanteile, m, von Fichte und Buche im Mischbestand, die der Software WinScanopy nicht zu entnehmen sind, um einen erwarteten $\hat{LA}_{cpa}$ für die Linearkombination der Reinbestände zu errechnen ($\hat{LA}_{cpa} = LA_{cpa\ fi} \times m_{fi,(bu)} + LA_{cpa\ bu} \times m_{(fi),bu}$). Zur Ableitung der Mischungsanteile, m, wurde auf die Kronenfunktionen von Dieler (2011) zurückgegriffen (Gleichungen 6 und 7), die die Schirmfläche, cpa, von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand in Abhängig des Brusthöhendurchmessers, d, und der umgebenen Konkurrenz, ausgedrückt durch den sdi in einem Suchradius des zweifachen Kronenradius (vgl. PRETZSCH UND DIELER 2012), schätzen. Die Schirmflächenanteile wurden explizit für jede hemisphärische Aufstellung in einem Radius von r = tan α × h_o ($\alpha = \frac{\text{Öffnungswinkel } 35°}{2}$ und ho = Oberhöhe des Bestandes = Ankathete), der sich nach trigonometrischen Prinzip ergibt, errechnet.

Fichte: $\ln(cpa) = -2{,}523 + 1{,}610 \times \ln(d) - 0{,}126\times10^{-3} \times \ln(d) \times \ln(sdi) - 0{,}208\times10^{-1} \times \ln(d) \times me_{bu,fi}$ (6)

Buche: $\ln(cpa) = -1{,}853 + 1{,}595 \times \ln(d) - 0{,}189\times10^{-3} \times \ln(d) \times \ln(sdi) - 0{,}586\times10^{-1} \times \ln(d) \times me_{bu,fi}$ (7)

(zwischen Rein- und Mischbestandsbaum wird durch die dummy-codierte Variable $me_{bu,fi}$ unterschieden: Reinbestand = 0, Mischbestand = 1)

Mittels dieser Routine konnte die in WinScanopy ermittelte überschirmte Bestandesfläche (vgl. Gleichung 5) nach Fichte und Buche aufgeteilt und so die Mischungsanteile für die Berechnung von $\hat{LA}_{cpa}$ abgeleitet werden.

Digitized by Google

Bei Frage (iii) wird geprüft, ob Mischbestände effizienter mit der Blattfläche umgehen. Hierzu wurde auf die flächenbezogenen Grundflächenzuwächse der Versuche, die turnusmäßig bei den ertragskundlichen Aufnahmen der Versuche ermittelt werden, zurückgegriffen. Diese Aufnahmen lagen bei den ausgewählten Versuchen bis zu fünf Jahre im Vergleich zur Blattmessung zurück, wobei angenommen wurde, dass die Blattfläche innerhalb dieser kurzen Zeiträume konstant ist. Die Zuwachseffizienz ergab sich wie folgt

$$eff_{LA_{cpa}} = \frac{iG}{\mathrm{LA_{cpa}}} \left(\frac{\left(\frac{m^2}{ha \times a} \right)}{\left(\frac{m^2}{m^2} \right)} = \frac{m^2}{ha \times a} \right) \quad (8)$$

und beschreibt den Grundflächenzuwachs pro ha Blattfläche und Jahr.

Für den paarweisen Effizienzvergleich zwischen Rein- und Mischbestand wurde ein Erwartungswert $\hat{eff}_{\mathrm{LA_{cpa}}}$ für den aus der Linearkombination der Reinbestände zusammengesetzten Mischbestand errechnet. Der erwartete Grundflächenzuwachs $\hat{iG}$ ergab sich dabei aus $\hat{iG} = iG_{fi} \times \mathrm{m_{fi,(bu)}} + \mathrm{LA}_{bu} \times \mathrm{m_{(fi),bu}}$. Die Mischungsanteile, m, wurden für $\hat{iG}$ auf Basis der raumdichtegewichteten Grundflächenanteile gebildet (vgl. PRETZSCH 2009, S. 354-356) Diese Methodik unterschied sich von jener, die für $\hat{\mathrm{LA}}_{\mathrm{cpa}}$ angewendet wurde, um kongruent zu anderen Untersuchungen zu Produktivitätsvergleichen zwischen Rein- und Mischbeständen zu sein (vgl. PRETZSCH ET AL. 2010). Im Übrigen wurde $\hat{iG}$ testweise auf Basis der schirmflächenbezogenen Mischungsanteile berechnet und mit dem Ansatz der raumdichtegewichteten Grundflächenanteile verglichen. Die Ergebnisse unterschieden sich nur minimal und wiesen analoge Tendenzen auf.

Für die gesamte Statistik wurde das Statistikpaket R 2.13 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011) verwendet.

3 Ergebnisse

Im Folgenden wird auf die Analyse des Kronenraums von Fichte und Buche in Rein- und Fichten-Buchen-Mischbeständen eingegangen. Neben dem Blattflächenindex und der Blattfläche richtet sich der Fokus dabei auf die Blattflächeneffizienz. Es wird insbesondere geprüft, ob Produktivitätsunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen auf Dichte- und/oder Effizienzunterschiede zurückzuführen sind.

3.1 Deskriptive Analyse des Kronenraums

Abbildung 3 zeigt die gemessenen Bestandeslücken differenziert nach GapFraction und GapFraction in-crown (vgl. Gleichungen 3 und 4) je Triplet. Bezogen auf die GapFraction (Abb. 3 oben) ist zu erkennen, dass im Mittel über alle Versuche hinweg eine Reihung der GapFraction vom Reinbestand Fichte (23 %) > Mischbestand (16 %) > Reinbestand Buche (14 %) besteht. Im Durchschnitt zeigen Fichten-Reinbestände eine um 44 % höhere GapFraction, während der unbeschirmte Anteil an der Bestandesfläche in den Buchen-Reinbeständen geringer ausfällt (-14 %). Dieses Bild setzt sich bezogen auf die „Lichtflecken" im Kronenraum fort (Abb. 3 unten), wobei Buchen-Reinbestände und Fichten-Buchen-Mischbestände im Mittel die gleiche GapFraction in-crown erbringen. Gleichzeitig nimmt die Streuung zwischen den Versuchen zu. Die Kronen der Buche im Reinbeständen sind dichter als jene von Fichte und Buche im Mischbestand, ausgedrückt durch eine Reduktion der GapFraction in-crown von 14 %.

Digitized by Google

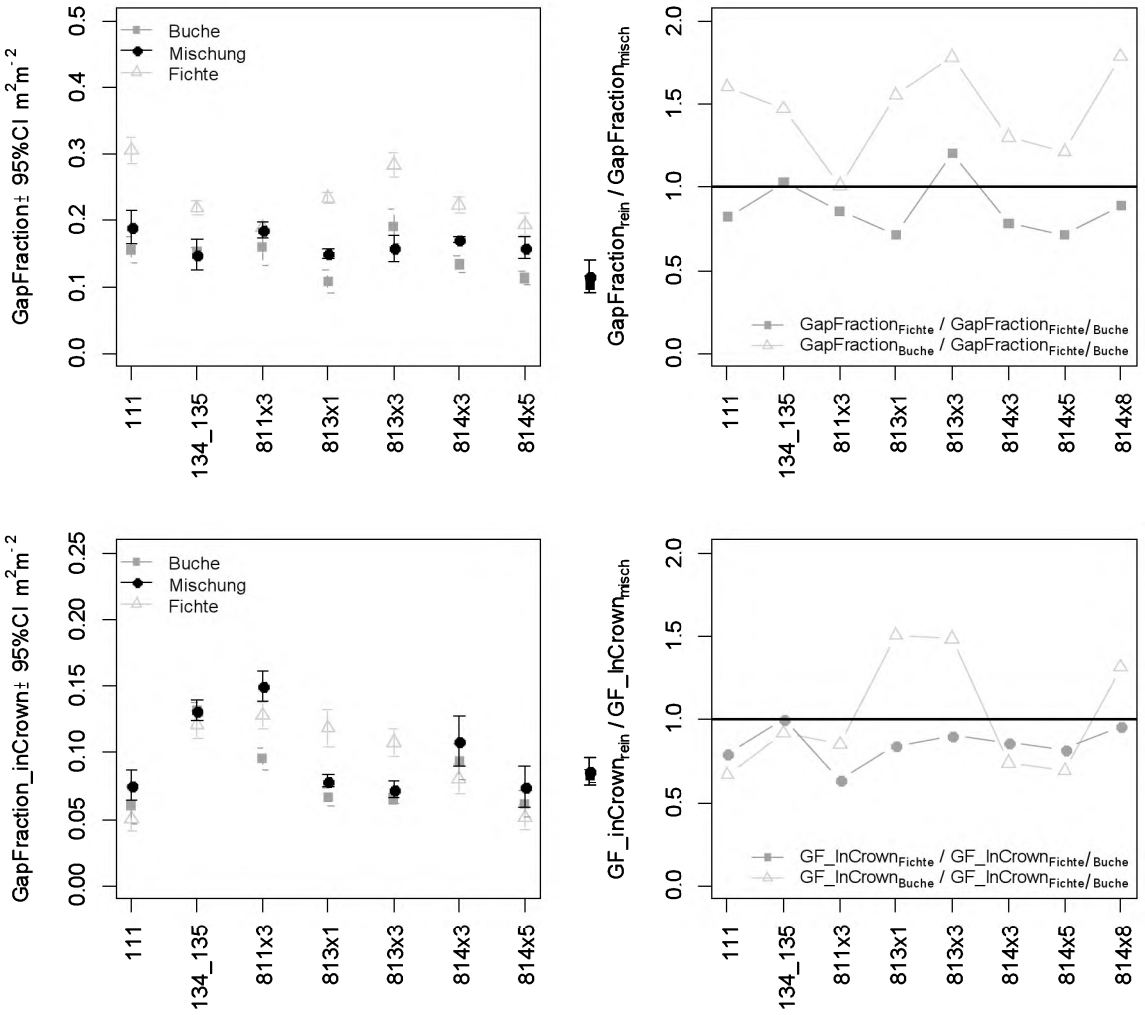


Abbildung 3: Vergleich der GapFraction (oben) und GapFraction in-crown (unten) zwischen Fichten-Reinbeständen, Buchen-Reinbeständen und Fichten-Buchen-Mischbeständen. Dargestellt sind der Mittelwert ±95 % Konfidenzinterval (links) und jeweils das Verhältnis zwischen Fichten-Reinbestand bzw. Buchen-Reinbestand und Mischbestand (rechts) über die untersuchten Versuche.

Die artspezifischen Muster im Blattflächenindex, LAI, sind in Abbildung 4 dargestellt. Die Darstellung lässt erkennen dass die auf den Versuchen gemessenen, einseitigen LAIs zunächst unabhängig von der Bestandeseinheit zwischen 2,0 und 4,8 schwanken. Als Reihenfolge zwischen den Bestandestypen bezogen auf die Mittelwerte ergibt sich Buche (3,75 $m^2 m^{-2}$) > Fichte/Buche (3,45 $m^2 m^{-2}$) > Fichte (2.77 $m^2 m^{-2}$). Demnach ist der Blattflächenindex in Buchen-Reinbeständen im Vergleich zu Fichten-Buchen-Mischbeständen um 8 % erhöht, während Fichten-Reinbestände einen um 20 % geringeren LAI erkennen lassen.

Digitized by Google

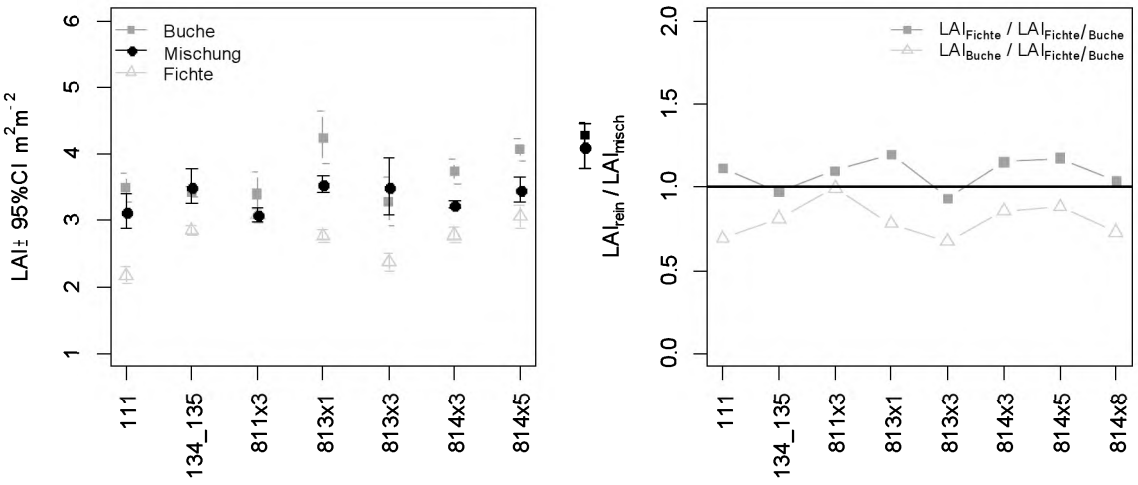


Abbildung 4: Vergleich des einseitigen Blattflächenindex, LAI, von Fichten-Reinbeständen, Buchen-Reinbeständen und Fichten-Buchen-Mischbeständen. Dargestellt sind der Mittelwert ±95 % Konfidenzinterval (links) und jeweils das Verhältnis zwischen Fichten-Reinbestand bzw. Buchen-Reinbestand und Mischbestand (rechts) über die untersuchten Versuche.

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse, dass zwischen Rein- und Mischbeständen aus Fichte und Buche Unterschiede in der GapFraction und im Blattflächenindex bestehen und dass sich diese Parameter im Mischbestande im Durchschnitt zwischen denen der Reinbestände einstellen.

3.2 Vergleich der schirmflächenbezogene Blattfläche

Während sich der vorige Abschnitt mit der deskriptiven Darstellung von Blattflächenindex und GapFraction beschäftigte, werden letztere Größen im Folgenden in die Blattfläche je m² Kronenprojektionsfläche überführt (vgl. Gleichung 5) und in Bezug auf Misch- versus Reinbestand verglichen.

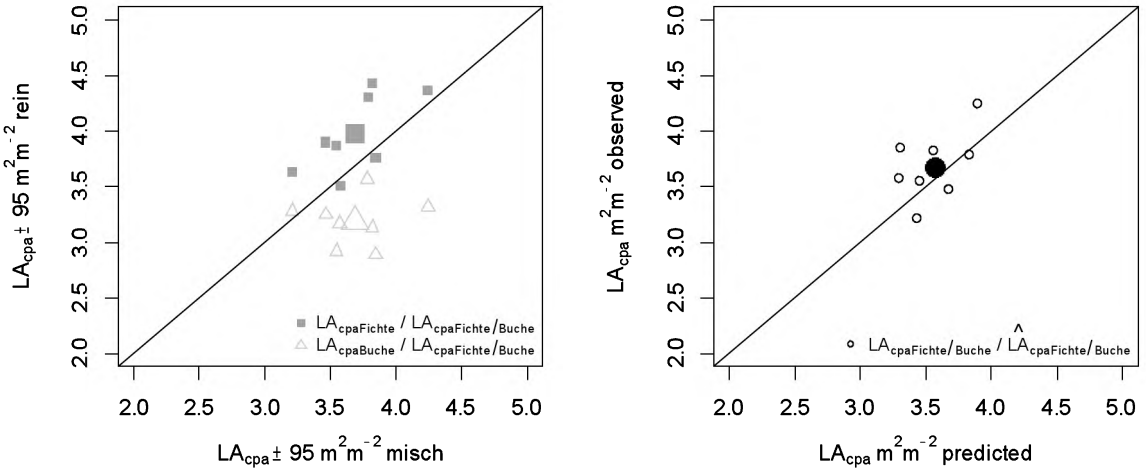


Abbildung 5: Blattfläche pro Kronenprojektionsfläche, LA_{cpa}, (m^2 m^{-2}) von Rein- und benachbarten Mischbeständen im Vergleich. Dargestellt ist die Blattfläche von Fichte und Buche im Reinbestand über jener der benachbarten Mischbestände (links) und die Blattfläche LA_{cpa} der Mischbestände über dem Erwartungswert $\hat{LA}_{cpa}$ der Reinbestände (rechts). Der Mittelwert ist durch große Symbole repräsentiert. Die absolute Zunahme der Blattfläche im Mischbestand beträgt im Mittel 0,12 m^2 m^{-2}, was einem relativen Mischungseffekt von 4,2 % entspricht.

Digitized by Google

Abbildung 5 (links) gibt zunächst einen ersten Überblick zur Blattfläche LA_{cpa} in den Rein- und Mischbeständen. Die ausgefüllten Vierecke repräsentieren den paarweisen Vergleich der Fichten-Reinbestände und Fichten-Buchen-Mischbestände, die leeren Dreiecke jenen der Buchen-Reinbestände. Angenommen Rein- und Mischbestände würden analoge Werte aufweisen, dann lägen alle Punkte auf der Winkelhalbierenden (eingezeichnete Gerade). Im linken Diagramm befinden sich jedoch die meisten Punkte der Fichten-Reinbestandsvergleich unterhalb und des Buchen-Reinbestandsvergleich oberhalb dieser Linie und spiegeln eine Reduktion bzw. Steigerung gegenüber den benachbarten Mischbeständen wider. Die Reduktion fällt bei Fichte im Durchschnitt stärker aus (-13 %) als die Zunahme bei Buche (+7 %). Letztere Unterschiede sind für den nachfolgenden Punkt von Relevanz.

Von eigentlichem Interesse ist nämlich, wie der Mischbestand im Vergleich zum Erwartungswert der Reinbestände, der sich durch Linearkombination entsprechend der Mischungsproportion der Baumarten in der Mischung ergibt, abschneidet. Dieser Vergleich ist im rechten Streudiagramm von Abbildung 5 dargelegt. Der paarweise Vergleich zwischen LA_{cpa} und $\hat{LA}_{cpa}$ erbringt, dass die Blattflächenrelation der analysierten Flächen zwischen 0,93 und 1,16 schwanken, d.h. dass die beobachtete Blattfläche im Mischbestand gegenüber dem Erwartungswert der Reinbestände um 7 % geringer bzw. 16 % höher ist, wobei die Blattfläche im Mischbestand in der Mehrzahl der Fälle höher ist. Dieses drückt sich ebenfalls im Mittelwert des Quotienten aus, der 1.042 ±0,021 SE beträgt und auf dem Niveau $p \leq 0.1$ signifikant verschieden von 1 ($LA_{cpa} = \hat{LA}_{cpa}$) ist.

3.2 Blattflächeneffizienz im Rein- und Mischbestand

Die Ergebnisse des vorherigen Abschnitts erbringen, dass das Kronendach im Mischbestand im Mittel eine höhere Blattflächendichte zeigt als das der benachbarten Reinbestände. Damit konnte ein erster Ansatzpunkt für Ursachen der zumeist erhöhten Produktivität in Mischbeständen erbracht werden. Offen ist jedoch und das ist zugleich Gegenstand der im Folgenden dargelegten Untersuchungsergebnisse, ob Produktivitätssteigerungen zusätzlich durch Effizienzveränderungen erklärt werden können.

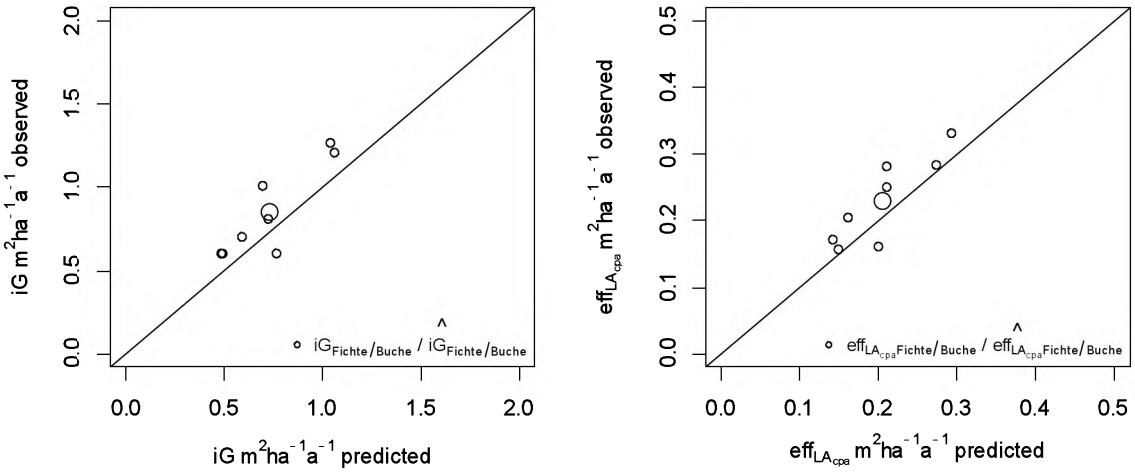


Abbildung 6: Grundflächenzuwachs (m^2 ha^{-1} a^{-1}) und Blattflächeneffizienz (iG / LA_{cpa} , m^2 ha^{-1} a^{-1}) im Vergleich. Dargestellt ist der Grundflächenzuwachse (links) und die Blattflächeneffizienz (rechts) im Mischbestand über dem Erwartungswert der Linearkombination der Reinbestände. In beiden Fällen zeigt sich eine Überlegenheit des Mischbestandes.

Für diesen Zweck wurde sowohl der Grundflächenzuwachs der Misch- und benachbarten Reinbestände betrachtet sowie die Blattflächeneffizienz aus dem Grundflächenzuwachs und der Blattfläche gebildet, um mögliche Mischungseffekte zu prüfen. Die Ergebnisse erbringen, dass die untersuchten Mischbestände einen signifikant positiven Mischungseffekt von 1,143 ± 0,064SE ($p \leq 0.05$) hinsichtlich des Grundflächenzuwachses aufweisen (Abbildung 6 links). Damit ist der Zuwachs an Grundfläche um 14 % gegenüber dem Erwartungswert gesteigert. Dieses Bild setzt sich bei Betrachtung der Blattflächeneffizienz fort, die den Grundflächenzuwachs je Blattfläche quantifiziert. Wieder zeigt sich ein positiver Mischungseffekte; bei gleicher Blattfläche ist die Produktion im Mischbestand gegenüber dem Erwartungswert der Reinbestände erhöht. Im Durchschnitt betrug dieser positive Effekt über alle Versuche hinweg 1,107 ± 0,054SE bzw. 17 % und unterscheidet sich signifikant vom

Digitized by Google

Erwartungswert $\hat{eff}_{LA_{cpa}}$ auf dem Niveau p≤0,1. Gleichzeitig sind die beide Quotienten $iG/\hat{iG}$ und $eff_{LA_{cpa}}/\hat{eff}_{LA_{cpa}}$ positive korreliert (r = 0.41). Somit ist die Blattflächeneffizienz bei solchen Mischbeständen erhöht, die ebenfalls einen höheren Grundflächenzuwachs gegenüber den Reinbeständen aufweisen.

4. Diskussion und Schlussfolgerung

Die vorliegende Arbeit analysiert den Kronenraum mit Blick auf die Blattfläche von Fichte-Buchen-Mischbeständen gegenüber Reinbeständen dergleichen Arten, um Ursachen für zumeist positive Mischungseffekte aufzudecken. Interaktionseffekte durch Baumartenmischung sind im Wesentlichen durch Konkurrenz und Facilitation geprägt (CALLAWAY und WALKER 1997), jedoch mit Blick auf Dichte- und Effizienzeffekte noch wenig verstanden.
Die Blattfläche steuert sowohl das Mikroklima innerhalb und unterhalb des Kronenraums, beeinflusst wichtige Prozesse wie Interception, Strahlungsdurchdringung, Gaswechsel etc. und stellt auf diese Weise bezogen auf Wachstumsprozesse eine Schlüsselvariable dar (BRÉDA 2003). Dies verdeutlicht, dass jede Änderung in der Blattfläche auf den Zuwachs rückkoppelt (ENQUIST ET AL. 1998) und geeignet ist Fragen, „weshalb" Mischbestände zumeist produktiver als Reinbestande sind, nachzugehen. Die Anwendung der hemisphärischen Fotografie stellt eine indirekte, zerstörungsfreie Methode der Quantifizierung der Blattfläche von Waldbeständen dar und war schon zahlreich Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (vgl. BRÉDA 2003, LEBLANC ET AL. 2005). Schwachstellen dieser sind jedoch, dass die Auswertung der Fotos mit einer Reihe von Annahmen, wie bspw. die des Extensionskoeffizienten, behaftet ist (BRÉDA 2003). Die vorliegende Studie erhebt nicht den Anspruch auf Richtigkeit der berichteten LAIs, sondern zielt auf den relativen Vergleich zwischen Beständen ab. Gerade vor dem Hintergrund der Frage nach Produktivitätsrelationen zwischen Rein- und Mischbeständen eignet sich die Methode für die Aufdeckung von Differenzen im Kronenraum. Einen Artvergleich zur Aufhellung der artspezifischen Mischungsbeiträge lässt die Analyse nicht zu. Solche Untersuchungen sind in Zukunft notwendig, um die Wirkung interspezifischer Bauminteraktionen weiter zu erhellen und andererseits den Beitrag der jeweiligen Baumart an der Mischbestandsproduktivität zu verstehen.

Modifikation der Blattfläche durch Mischung

Die Analyse erbringt, dass die Blattfläche in Mischbeständen gegenüber dem Erwartungswert der Reinbestände von Fichte und Buch erhöht ist. Die Steigerung beträgt im Durchschnitt über die acht untersuchten Triplets 4,2 % bzw. 0,12 m^2 Blattfläche je m^2 überschirmter Bestandesfläche. Diese Blattflächenreaktion deutet auf eine Veränderung der Umwelt- und Wuchsbedingungen in Misch- gegenüber Reinbeständen hin (VANDERMEER 1989). CALLAWAY und WALKER (1997) fassen diese durch interspezifische Interaktionen geprägten Reaktionen mit Konkurrenzreduktion und Facilitation zusammen. Die hier dargelegte Veränderung der Blattflächendichte gibt keinen Aufschluss über die Ursachen, schon allein dadurch, dass der artspezifische Anteil daran nicht zu quantifizieren war. Die Befunde fügen sich jedoch in das Bild von Untersuchungen zu ökologischen und strukturellen Aspekten von Fichten-Buchen-Mischbeständen. So kann eine gesteigerte Blattfläche im Zusammenhang mit einer Änderung des Strahlungshaushalts stehen (LYR et al. 1992, OTTO 1992). In Mischung trifft die Strahlung durch die Asynchronität des Austriebs beider Arten tiefer und intensiver in den Bestand und kann von der Fichte aufgrund der per se längeren Vegetationszeit effizienter genutzt werden. Wechselwirkungseffekte werden umso größer, je intensiver Fichte und Buche miteinander gemischt sind (ELLENBERG et al. 1986). Im gleichen Zusammenhang dazu stehen die Untersuchungsergebnisse von DIELER und PRETZSCH (2012), die bei Buche in Mischung mit Fichte eine im Vergleich zum Reinbestand gesteigerte Kronenexpansion feststellen. Diese wird als Konkurrenzreduktion der Baumartenmischung interpretiert. Ebenso kann die Variabilität der Kronenformentwicklung als Plastizität der Krone interpretiert werden, die notwendig ist, um das Trägersystem der Blattfläche konstant zu halten bzw. zu steigern. Eine weitere Ursache für die erhöhte Blattfläche und die damit effizientere Besetzung des Bestandesraums kann auf einen Dichteeffekt zurückgeführt werden. So belegen PRETZSCH und BIBER (2005) und ZEIDE (1985), dass die Selbstausdünnung der Buche am höchsten im Reinbestand ist und in Mischung absinkt. Im Reinbestand zeigt Buche eine geringere Selbsttoleranz als Fichte, während sich die Reihenfolge im Mischbestand umkehrt.

Relevanz für die Produktivität von Mischbeständen

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen eine gegenüber den Reinbeständen erhöhte Produktivität an Grundfläche der Mischbestände. Für die Einwertung dieser Befunde eignet sich die ‚production ecology equation'

Digitized by Google

von MONTEITH (1977). Diese definiert, dass die Produktivität einer Funktion von Ressourcenversorgung, -aufnahme und -nutzungseffizienz folgt:

Gross Primary Production (GPP) = Resource Supply
× Proportion of Resource Supply Captured (9)
× Efficiency of Resource Use

Durch Abzug von Respiration und Allokation in andere Gewebe wird Gleichung 9 in die Holz- oder Biomasseproduktion übersetzt. Nehmen wir folglich einen idealisierten Waldbestand an, so kann eine erhöhte Produktivität Resultat einer (i) erhöhten Ressourcenversorgung, (ii) größeren Aufnahmen von verfügbaren Ressourcen oder (iii) effizienteren Nutzung von Ressourcen sein.

Die hier aufgezeigten Befunde fußen demnach auf zwei Gründen. Jede Steigerung der Blattfläche von Bäumen oder Wäldern führt zu einer erhöhten Aufnahme der einfallenden Strahlung, was wiederum in höhere Zuwachsraten mündet. Gleichzeitig deuten die Mischbestände eine Erhöhung der Ressourcennutzungseffizienz an; je Blattfläche steigt der Zuwachs an Grundfläche gegenüber dem Erwartungswert der Reinbestände. Befunde von PRETZSCH und SCHÜTZE (2005) deuten an, dass die Steigerung der Zuwachseffizienz im Wesentlichen auf den Beitrag der Fichte zurückzuführen ist. Während interspezifische Interaktionen der Fichte zu einer Steigerung der Kroneneffizienz bei weitgehend unveränderter Kronenprojektionsfläche führen, reagiert Buche mit einer Vergrößerung der Baumkrone bei konstanter Zuwachseffizienz je Kronenfläche. Das heißt, Fichte vermag v.a. einen Beitrag zur Ressourcennutzungseffizienz zu leisten, während Buche die Fähigkeit der Ressourcenaufnahme steigert. Dieses mag für die Mischung von Fichte und Buche zuzutreffen, insgesamt scheint aber ein Schlüssel für die gesteigerte Produktivität in der Ressourcennutzungseffizienz begründet zu sein, wie RICHARDS ET AL. (2010) in einer Meta-Analyse darlegen. Während Wechselwirkungen zwischen Mischungsreaktionen und Ressourcenversorgung deutlich besser verstanden sind - unter Stress sind eher wechselseitig positive Reaktionen zu erwarten, bei günstigen Umweltfaktoren und Ressourcenangeboten dagegen eher negative Wechselwirkungen (CALLAWAY und WALKER 1997, PRETZSCH ET AL. 2010) - erfordern die hier adressierten Aspekte eine zunehmende Berücksichtigung bei der Mischbestandsfrage.

5 Zusammenfassung

Im Mittelpunkt des Aufsatzes steht die Frage nach Veränderungen im Kronenraum von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. Von besonderem Interesse ist dabei, inwieweit interspezifische Bauminteraktionen die Blattfläche und die grundflächenbezogene Blattflächeneffizienz beeinflussen. Beide Proportionen sind von großer Bedeutung, da Veränderungen dieser wesentlich auf den Zuwachs rückkoppeln und folglich zur Quantifizierung von positiven und negativen Mischungseffekten herangezogen werden können. Zur Messung der Blattfläche wird die Methode der hemisphärischen Fotografie verwendet.

Die Analyse erbringt, dass sowohl die Blattfläche als auch die Blattflächeneffizienz von acht untersuchten Mischbestanden höher sind als der Erwartungswert der benachbarten Reinbestände, wenn diese bei analogen Baumartenanteilen einen Mischbestand bilden würden. Weiter zeigt sich, dass eine Zunahme der Blattflächeneffizienz mit einer Steigerung der Produktivität im Mischbestand positiv korreliert ist. Bei den geprobten Triplets liefern Dichte- und Effizienzeffekte einen Erklärungswert für den positiven Mischungseffekt bezogen auf den Grundflächenzuwachs.

Die Ergebnisse unterstreichen, dass Analysen des Kronenraums zur Ursachenanalyse von Mischungseffekten beitragen.

6 Danksagung

Mein Dank gilt dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Förderung des Projektes W07 „Ertragskundliches Versuchswesen". Ferner danke ich Gerhard Schütze für die Aufbereitung des Datenmaterials.

7 Literatur

BRÉDA, N.J.J.: Ground based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. Journal of Experimental Botany 54: 2403-2417, 2003

CALLAWAY, R.M., WALKER, L.R.: Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. Ecology 78(7): 1958-1965, 1997

CAMPBELL, G.S.: Extinction coefficients for radiation in plant canopies calculated using an ellipsoidal inclination angle distribution. Agricultural and Forest Meteorology 36: 317-321, 1986.

COTTA von H.: Anweisung zum Waldbau. Amoldische Buchhandlung Dresden, 1828

Digitized by Google

Dieler, J.: Effekt von Mischung und Konkurrenz auf die Kronenmorphologie von Fichte (Picea abies [L.] Karst.) und Buche (Fagus sylvatica L.). Tagungsband der Sektion Ertragskunde im DVFFA, Cottbus, S. 57-68, 2011

Dieler, J., Pretzsch, H.: Morphological plasticity of European beech (Fagus sylvatica L.) in pure and mixed-species stands. Forest Ecology and Management, submitted, 2012

Ellenberg, H., Mayer, R. und Schauermann, J.: Ökoystemforschung Ergebnisse des Sollingprojektes. UlmerVerlag, Stuttgart,507 S., 1986

Enquist, B.J., Brown, J.H., West, G.B.: Allometric scaling of plant energetics and population density. Nature 410: 655-660, 1998

Hartig, G.L.: Anweisung zur Holzzucht für Förster. Neue Akademische Buchhandlung, Marburg, 1791

Hartig, G.L.: Anweisung zur Taxation und Beschreibung der Forste. Heyer, Gießen, 1804

Kennel, R.: Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 136: 149–161, 173–189, 1965

Leblanc, S.G., Chen, J.M., Fernandes, R., Deering, D.W., Conley, A.: Methodology comparison fo rcanopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. Agricultural and Forest Meteorology 129: 187–207, 2005

Lyr, H., Polster, H., Fiedler, H.J.: Gehölzphysiologie. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 1992

Monteith, J.L., 1977. Climate and the efficiency of crop production in Britain. Philosophical Transactions of the Royal Society B: 281: 277-294, 1977

Oliver, C.D., Larson, B.C.: Forest stand dynamics, update edition. New York: John Wiley. 520 p., 1996

Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A.: Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contributions, 1999

Otto H.-J.: Waldökologie. UTB für Wissenschaft, Eugen Ulmer, Stuttgart, 1994

Petri, H.: Versuch einer standortgerechten, waldbaulichen und wirtschaftlichen Standraumregelung von Buchen-Fichten-Mischbeständen. Mitt. a. d. Landesforstverw. Rhld.-Pfalz, zugleich Mitt. a. d. Koblenz, Nr. 13, Bd. 1, 145 S., 1966

Pretzsch, H.: Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model. Springer, Berlin, 2009

Pretzsch H., Biber P.: A re-evaluation of Reineke's rule and Stand Density Index. Forest Science 51: 304-320, 2005

Pretzsch H., Schütze G.: Crown allometry and growing space efficiency of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed stands. Plant Biology 7: 628-639, 2005

Pretzsch, H., Dieler, J.: Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure and relevance for allometric theory. Oecologia 169, 637-649, 2012

Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Dong, P.H., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zingg, A.: Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. Annals of Forest Science 67: 712, 2010

Pruves, D.W., Lichstein, J.W., Pacala, S.W.: Crown plasticity and competition for canopy space: A new spatially implicit model parameterized for 250 North American tree species. Plos ONE 9:1-11, 2007

R Development Core Team: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna Austria. ISBN: 3-900051-07-0. http://www.R-project.org, 2011

Regent Instruments Inc:. WinScanopy 2009a - For Hemispherical Image Analysis. Manual. Régent Instrument Inc. Canada, 2009

Reineke, L.H.: Perfecting a stand density index for even-aged forests. Forest Science 37:574-592, 1933

Richards, A.E., Forrester, D.I., Bauhus, J., Scherer-Lorenzen, M.: The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: a review. Tree Physiology 30, 1192-1208, 2010

Rothe A. Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. Forstliche Forschungsberichte München 163, 174 S., 1997

Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.-D.: Forest diversity and function. Ecol Studies 176, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 399 p, 2005

Vandermeer, J.: The ecology of intercropping, Cambridge University Press, UK, 237 p., 1989

Zeide, B.: Tolerance and self-tolerance of trees. Forest Ecology and Management 13(3-4): 149-166, 1985

Digitized by Google

Zuwachsreaktionen auf Trockenstress in Mischbeständen im Vergleich zu Reinbeständen

Hans Pretzsch
Lehrstuhl für Waldwachstumskunde
Technische Universität München
Am Hochanger 13, 85354 Freising
H.Pretzsch@lrz.tum.de

1 Einleitung

Dürreperioden lösen neben Wasserlimitierung häufig auch Nährstoffknappheit aus und können so zu Zuwachseinbrüchen an Bäumen führen, die für die langfristige Dynamik von Ökosystemen von großer Relevanz sind (BRÉDA et al. 2006; RENNENBERG et al. 2004, 2006). Es ist davon auszugehen, dass Dürreereignisse künftig in ihrer Stärke und Frequenz zunehmen (IPCC 2007). Trockenstress kann die Allometrie von Bäumen verändern (Pretzsch et al. 2012), den Baum- und Bestandeszuwachs reduzieren (HARTMANN 2010; PRETZSCH und DIELER 2011) oder sogar Absterbeprozesse von Bäumen und Beständen verursachen (ALLEN et al. 2009; GRIESS und KNOKE 2011). Die Widerstandsfähigkeit von Bäumen und Beständen gegenüber Trockenstress ist unter anderem abhängig von der Baumart (ZANG et al. 2011), von der Konkurrenzsituation der Individuen (ZANG et al. 2012), Alter und Größe der Bäume (LLORET et al. 2011) und den Standortbedingungen (PRETZSCH und DIELER 2011).
Wie die Widerstandsfähigkeit von Bäumen gegenüber Trockenstress davon abhängt, ob Bäume im Rein- oder Mischbestand wachsen, wurde bisher kaum untersucht (PRETZSCH et al. 2010; RICHARDS et al. 2010). Trotz dieses Wissensdefizits werden Mischbestände gegenwärtig in großem Stil begründet, gepflegt und erhalten, weil davon ausgegangen wird, dass sie viele Funktionen und Leistungen des Waldes besser erfüllen als Reinbestände (HECTOR und BAGCHI 2007) und auch weniger risikoanfällig bei Klimaänderungen sind als Reinbestände (GRIESS und KNOKE 2011; JACTEL und BROCKERHOFF 2007). Aber was für eine Fehlentscheidung wäre es, z. B. Fichte und Buche auf großen Flächen miteinander zu mischen, wenn sich in solchen Mischbeständen die Fichte als besonders dürreempfindlich herausstellen würde. Auf der anderen Seite wäre es eine ausgesprochen effiziente Maßnahme der Anpassung an Klimaveränderungen, wenn eine solche Mischung die Dürreresistenz mindern würde, indem beispielsweise tief wurzelnde Arten Wasser in oberflächennahe Bodenschichten befördern und die dort flach wurzelnden Arten in ihrem Wasserstress mindern würden (VANDERMEER 1989).
Um das Wissen über die Widerstandsfähigkeit der Hauptbaumarten gegenüber Dürre im Mischbestand im Vergleich zum Reinbestand zu verbessern, geht diese Untersuchung auf folgende Fragen ein: (i) Unterscheiden sich Fichte, Buche und Traubeneiche in Reinbeständen in der Resistenz, Resilienz und Erholungsfähigkeit bei episodischem Trockenstress? (ii) Sind Resistenz, Resilienz und Erholungsfähigkeit bei episodischem Trockenstress bei diesen drei Arten im Mischbestand anders ausgeprägt als in benachbarten Reinbeständen? (iii) Sind Resistenz, Resilienz oder Erholungsfähigkeit der Buche im Mischbestand davon abhängig, mit welcher Art sie gemischt ist?

2 Material und Methoden

Für den Vergleich der Stressreaktionen zwischen den Baumarten sowie zwischen Rein- und Mischbestand kamen die Indizes Rt, Rc und Rs von LLORET et al. (2011) zur Anwendung. Diese Indizes wurden auf der Grundlage von Bohrkernanalysen an insgesamt 559 Bäumen und den daraus ermittelten jährlichen Grundflächenzuwächsen ($cm^2\ a^{-1}$) berechnet. Die drei Indizes bauen sich aus folgenden Variablen auf: PreDr bezeichnet den mittleren Grundflächenzuwachs in einer Periode vor Eintritt eines Stressereignisses, Dr bezeichnet den Zuwachs innerhalb einer zuwachsschwachen Stressperiode und die Variable PostDr gibt den mittleren Grundflächenzuwachs in einer Periode nach dem Stressereignis an (vgl. Abb. 1).
Der Index für Resistenz Rt=Dr/PreDr quantifiziert den Abfall des Zuwachses von der Periode vor Eintritt des Stresses auf den Zuwachs in der Stressperiode. Rt=1 zeigt vollständige Resistenz an; je tiefer der Wert unter Rt=1 fällt, desto geringer ist die Resistenz. Ein Wert von Rt=0.5 bedeutet beispielsweise, dass der Zuwachs in der Stressperiode nur 50% de Zuwachses der Vorperiode beträgt.
Der Index Recovery Rc=PostDr/Dr beschreibt die Zuwachsreaktion nach der Stressperiode: Rc=1 bedeutet ein Verharren des Baumes auf dem geringen Zuwachsniveau der Stressperiode. Werte von Rc<1 bedeuten einen weiteren Abfall des Zuwachses unter das Niveau der Stressperiode. Dagegen zeigen Werte von Rc>1 eine Erholung des Zuwachses an.
Der Index Resilienz Rs=PostDr/PreDr bezeichnet die Relation zwischen Zuwachsniveau nach der Stressperiode und Zuwachsniveau vor der Stressperiode. Rs≥1 zeigt eine volle Erholung oder sogar einen Anstieg an, während Werte Rs≤1 Zuwachseinbußen über das Stressereignis hinaus, und damit eine geringere Resilienz anzeigen.

Digitized by Google

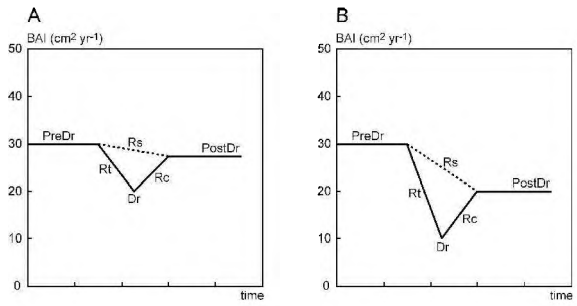


Abb. 1: Zuwachsgang bei zwei unterschiedlichen Stressereignissen, charakterisiert durch den Zuwachs vor dem Stressereignis, PreDr, den Zuwachs in der Stressperiode, Dr, und den Zuwachs in der Phase nach dem Stress, PostDr, (modifiziert nach LLORET et al. 2011). Die Indizes für Resistenz, $\mathbf{Rt = Dr/PreDr}$, Erholung, $\mathbf{Rc = PostDr/Dr}$, und Resilienz, $\mathbf{Rs = PostDr/PreDr}$, können folgendermaßen zur Quantifizierung der Stressreaktion verwendet werden:
(A) Baum mit geringem Zuwachseinbruch, angezeigt durch hohe Resistenz, hohe Resilienz und mittlere Erholungsreaktion.
(B) Baum mit starkem Zuwachseinbruch, angezeigt durch geringe Resistenz, beachtliche Erholungsfähigkeit und mittlere Resilienz.
In der Grafik sind die Indizes Rt, Rc, and Rs durch den Abfall von PreDr zu Dr, den Anstieg von Dr zu PostDr, bzw. den Niveauunterschied zwischen PreDr und PostDr repräsentiert.

Aus den gewonnenen Bohrkernen, die bis in die 1950er Jahre zurückreichen, greifen wir die Trockenjahre 1976 und 2003 als Stressereignisse heraus. Zur Berechnung der genannten Indizes verwenden wir die Jahre 1973 bis 1965 als Referenzperiode (PreDr), das Jahr 1976 als Stressereignis (Dr) und die Jahre 1977 bis 1979 als Nach-Stressperiode (PostDr). Für das Stressereignis 2003 wurde analog gewählt PreDr=2000-2002, Dr=2003 und PostDr=2004-2006. Die Periodenlängen für die Vorperiode, die Nachperiode und das Stressjahr wurden in Testrechnungen in der Länge zwischen 2 bis 5 Jahre modifiziert, ohne dass sich gravierende Unterschiede in den Ergebnissen ergaben.
Die Beprobung von Bäumen erfolgte entlang eines Transektes von Nord- bis Südbayern. Als Kristallisationspunkte für die Beprobung wurden bei der Artenkombination Fichte/Buche die Versuchsflächen Nordhalben (NOR 811), Arnstein (ARN 851), Freising (FRE 813) und Schongau (SON 814) gewählt. Bei der Mischung aus Eiche und Buche wurde von den Versuchsflächen Rothenbuch (ROT 801), Rimpar (RIM 102), Kehlheim (KEH 804) und Illertissen (ILL 38) ausgegangen (vgl. Abb. 2 von Norden nach Süden). Damit deckt die Beprobung ein großes Spektrum von unterschiedlichen Wuchsgebieten, Standorteinheiten und Klimabedingungen ab.

Zur Charakterisierung der Klimabedingungen im Norden des Untersuchungsraumes sind auf Abbildung 3 die mittleren Klimabedingungen im Zeitraum 1951 bis 1980 (A) und die besonderen Klimabedingungen in den Jahren 1976 (B) und 2003 (C) dargestellt. Diesen mittleren Bedingungen liegen Messungen von den Stationen Amberg, Bamberg, Hof, Cham, Kissingen, Kronach, Nürnberg, Oberviechtach, Regensburg, Reimlingen, Rothenburg T., Schlüsselfeld, Teuschnitz, Weiden, Weissenburg und Würzburg zugrunde. Für den Südteil des Untersuchungsgebietes liegen ähnliche Klimainformationen vor. Im Norden wie im Süden zeichneten sich die Jahre 1976 und 2003 als extreme Trockenjahre aus. Im Jahre 1976 begann die Trockenheit im Frühjahr und dauerte bis in den späten Sommer an. Im Jahre 2003 begann die Trockenheit ebenfalls bereits im Frühjahr und wurde im Sommer noch stärker; allerdings gab es in diesem Jahr eine Unterbrechung durch eine relative feuchte Periode von Mai bis Juni. Insgesamt zeichnen sich beide Jahre aber wegen einer um 5-6° Celsius erhöhten Mitteltemperatur im Mai bis August und einem um ca. 50% reduzierten Jahresniederschlag als extreme Stressperioden aus, die für vorliegende in situ Analyse der Stressreaktionen im Rein- und Mischbestand gut geeignet erscheinen.

Digitized by Google

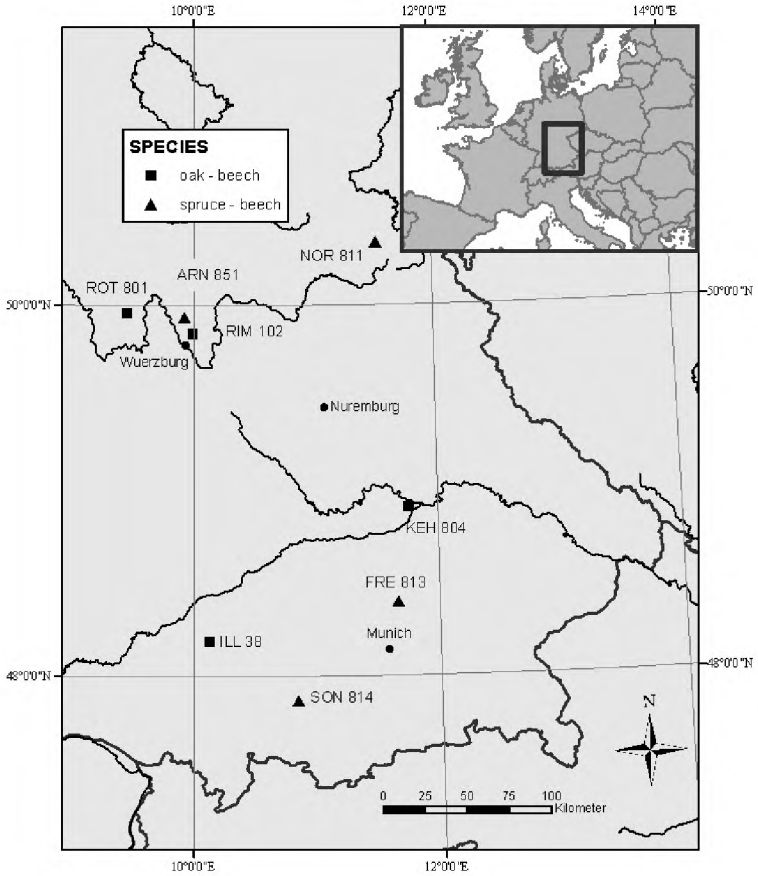


Abb. 2: Lage der acht Gebiete für die Beprobung von Bäumen in Rein- und Mischbeständen. Bäume in Rein- und Mischbeständen aus Fichte und Buche (schwarz ausgefüllte Dreiecke) wurden im Umfeld der Versuchsflächen NOR 811, ARN 851, FRE 813 und SON 814 beprobt. Bäume im Rein- und Mischbestand aus Buche und Traubeneiche (schwarz ausgefüllte Quadrate) wurden im Umfeld der Versuchsflächen ROT 801, RIM 102, KEH 804 und ILL 38 beprobt (von Norden nach Süden).

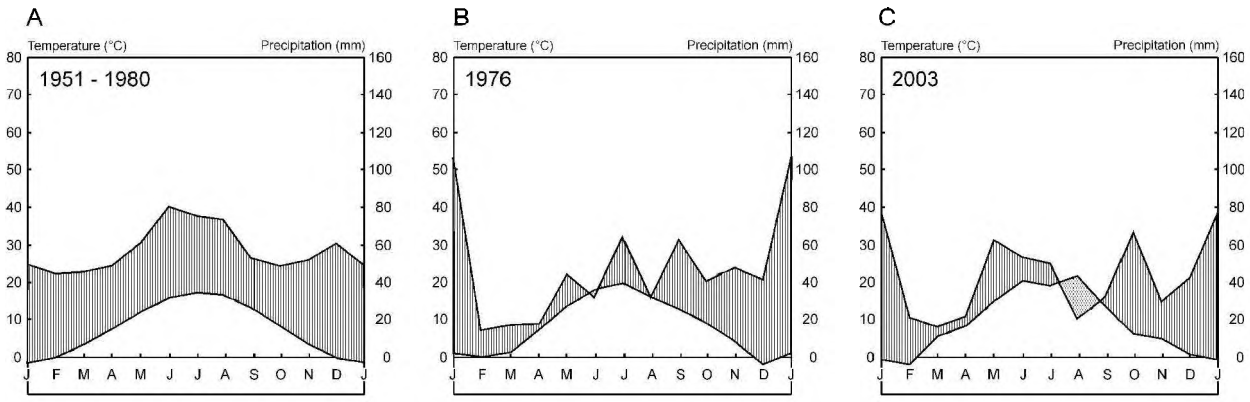


Abb. 3: Klimadiagramme für die mittlere Jahrestemperatur und Niederschlagssumme in Nordbayern dargestellt als Mittel für die Jahre 1951 bis 1980 (A), für das Trockenjahr 1976 (B) und für das Trockenjahr 2003 (C).

In den acht durch die Versuchsflächen vorgegebenen Regionen wurden insgesamt 559 Bäume im Alter zwischen 59 und 123 Jahren beprobt. Im Umfeld der vier Mischbestände aus Fichte und Buche wurden Beprobungen an Fichte und Buche im Mischbestand vorgenommen. In benachbarten, in Alter, Standortbedingungen, Klimabedingungen usw. vergleichbaren Reinbeständen aus Fichte bzw. Buche wurde jeweils eine vergleichbare Anzahl von Bäumen beprobt, die intra-spezifische Konkurrenzbedingungen repräsentieren. Analog wurde auf den Versuchsflächen aus

Digitized by Google

Eiche und Buche vorgegangen. Insgesamt erbrachte die Beprobung 284 Bäume im Reinbestand und 275 Bäume im Mischbestand.

Tab. 1: Charakteristika der 559 Probebäume und der Bestände, in denen sie wachsen (Mittelwerte und Standardabweichungen). Stichprobenumfang, n; Bestandesalter in Jahren, age; Durchmesser in Brusthöhe in cm, dbh; Bestandesgrundfläche in m^2 ha^{-1}, BA; Standortqualität quantifiziert durch die Mittelhöhe in m im Alter von 100 Jahren, site index.

species	composition	n	age (years)		dbh (cm)		BA (m^2 ha^{-1})		site index (m)	
			mean	st. dev.	mean	st. dev.	mean	st. dev.	mean	st. dev.
N. spruce/ E. beech										
N. spruce	pure	73	59	6	31.1	3.7	59.7	15.4	36.5	1.5
N. spruce	mixed	70	59	6	35.6	5.0	42.8	12.9	37.5	1.5
E. beech	pure	79	70	9	32.3	5.0	37.7	12.0	36.6	1.3
E. beech	mixed	79	70	9	31.3	1.0	43.4	12.5	36.5	2.2
S. oak/ E. beech										
S. oak	pure	67	123	17	41.9	5.6	42.4	13.8	28.0	3.1
S. oak	mixed	62	123	17	42.5	8.8	37.7	9.5	28.1	2.9
E. beech	pure	65	111	20	49.0	1.2	37.6	13.1	31.0	3.2
E. beech	mixed	64	111	20	42.7	10.4	35.0	9.8	30.6	4.1

Den Probebäumen wurde aus nördlicher und östlicher Richtung in den Höhe 1.30 m jeweils 1 Bohrkern entnommen, der bis zum Mark reicht. Von allen Bäumen wurden folgende ergänzende Informationen erhoben: Baumdurchmesser, Baumhöhe, Kronenansatzhöhe, Kronenradien in acht Richtungen, Baumalter, Bestandesgrundfläche vom Standpunkt des Baumes aus mit dem Spiegel-Relaskop gemessen, Mittelhöhenbonität des Bestandes, Ariditätsindex nach DE MARTONNE (1926). Der Index von DE MARTONNE wird auf der Grundlage der jährlichen Niederschlagssumme (Pa in mm) und der mittleren Jahrestemperatur (Ta in °C) wie folgt berechnet Ma=Pa/(Ta+10). Die Klimadaten wurden zu diesem Zweck aus den Klima-Rasterdaten für Bayern (LfU 2012) abgegriffen. Die letztgenannten Attribute von Baum und Bestand werden als Kovariablen in der Kovarianzanalyse zur Prüfung von Unterschieden zwischen Stressreaktionen zwischen Baumarten sowie Reinbestand und Mischung Verwendung finden.
Die an den 559 Bäumen gewonnenen Bohrkerne wurden jahrringanalytisch ausgewertet. Die Zeitreihen wurden synchronisiert und für die Berechnung von jährlichen Grundflächenzuwächsen verwendet. Alle Jahrringe decken die Extremjahre 1976 und 2003 ab und für die Synchronisation waren diese Weiserjahre besonders hilfreich. Die Grundflächenzuwächse in den Jahren um die zwei Extremereignisse (1976, 2003) dienen der Berechnung der eingangs vorgestellten Indizes Rt, Rc und Rs.

Digitized by Google

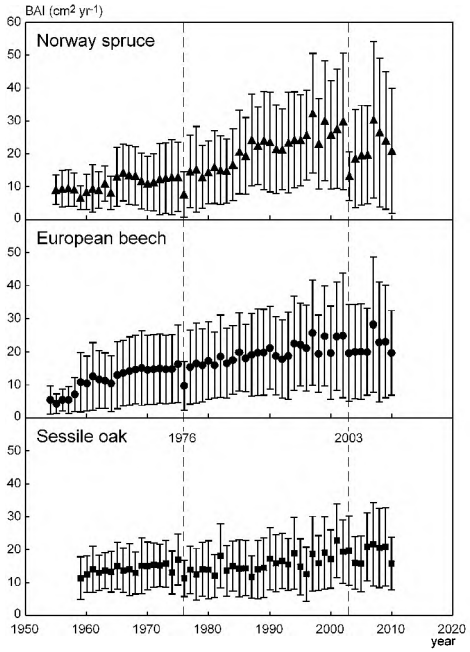


Abb. 4: Verlauf des mittleren jährlichen Grundflächenzuwachses für die Fichte (n=143), Buche (n=287) und Traubeneiche (n=129) in Rein- und Mischbeständen in Bayern von Mitte der 1950iger Jahre bis 2010. Von jedem der insgesamt n=559 Bäumen wurden 2 Bohrkerne in Brusthöhe gewonnen, um zuverlässige Grundflächenzuwächse pro Baum zu erhalten.
Mittelwerte und Standardabweichungen der jährlichen Grundflächenzuwächse zeigen für Fichte und Buche in den Trockenjahren 1976 und 2003 einen deutlichen Zuwachseinbruch, während die Eiche weniger deutlich oder erst verzögert auf die Trockenheit reagierte.

Die eingangs gestellten Fragen (i) bis (iii) wurden kovarianzanalytisch beantwortet. Zu diesem Zweck wurde ein allgemeines lineares Modell angepasst mit den Stressindizes Rt, Rc und Rs als abhängigen Variablen, mit Baum- und Bestandesparameter als Kovariablen und mit den Gruppierungsvariablen Baumart (Fichte, Buche, Eiche), Bestandesform (Reinbestand, Mischbestand) und Mischungskombination (Buche/Fichte, Buche/Eiche). Es wurden nur Kovariablen mit $p<0.10$ gehalten. Besonders aufschlussreich ist eine post-hoc-Analyse der kovarianzanalytisch adjustierten Zellenmittelwerte. In den Ergebnistabellen (vgl. Tabellen 2 bis 4) sind jeweils die Ergebnisse des allgemeinen Modells dargestellt (A) und die Zellenmittel- und Standardfehler der analysierten Gruppen eingetragen (B). Verbindungspfeile zwischen den Zellenmittelwerten indizieren signifikante Unterschiede auf dem Niveau von mindestens $p<0.05$.
Wichtig zum Verständnis der Ergebnistabellen der Kovarianzanalysen ist, dass zur Beantwortung von Frage (i) die Fichte als Referenzkollektiv gewählt wurde und die Artengruppen Buche und Eiche über dummy-Variablen vercodet wurden. Für die Beantwortung der Frage (ii) wurde die Gruppe Reinbestände als Referenz gewählt und der Gruppe Mischbestände, wiederum vercodet durch dummy-Variablen gegenüber gestellt. Die Kovarianzanalyse zur Beantwortung der Frage (iii) geht von der Artenmischung Buche/Fichte als Referenzgruppe aus und stellt dieser die Artengruppe Buche/Eiche gegenüber.

3 Ergebnisse

Für einen ersten Überblick werden Resistenz und Resilienz der drei Baumarten im Jahre 1976 gezeigt (Abb. 5). Im Jahre 2003 waren die Reaktionsmuster ähnlich und lediglich die Ausschläge geringer. In Abbildung 5 (A) ist der jährliche Grundflächenzuwachs im Jahr 1976 über dem Zuwachs in der Referenzperiode 1973-1975 dargestellt. Die ausgefüllten Symbole repräsentieren Bäume im Reinbestand, die leeren Symbole Bäume im Mischbestand. Angenommen im Jahre 1976 wäre ein durchschnittlicher Zuwachs ausgeprägt worden, dann würden alle Punkte auf der Winkelhalbierenden (eingezeichnete Gerade) liegen. In den Diagrammen für Fichte, Buche und Eiche liegen aber die meisten Punkte unterhalb dieser Linie und spiegeln eine Zuwachsreduktion durch Trockenstress wider. Diese fällt bei Fichte und Buche wesentlich stärker aus als bei Eiche.
Abbildung 5 (B) lässt erkennen, wie die drei Baumarten über Trockenstress hinweg kommen. Der mittlere Zuwachs in der Periode 1977-1979 nach dem Trockenjahr ist dargestellt über dem Zuwachs in der Referenzperiode vor dem

Digitized by Google

Trockenjahr 1973-1975. Beobachtungen, die nahe der Winkelhalbierenden liegen, stehen für perfekte Resilienz. Der rein visuelle Eindruck lässt für die Baumarten Fichte und Buche eine höhere Resilienz vermuten als für Eiche, bei der ein Großteil der Beobachtungswerte unter der Winkelhalbierenden liegt.

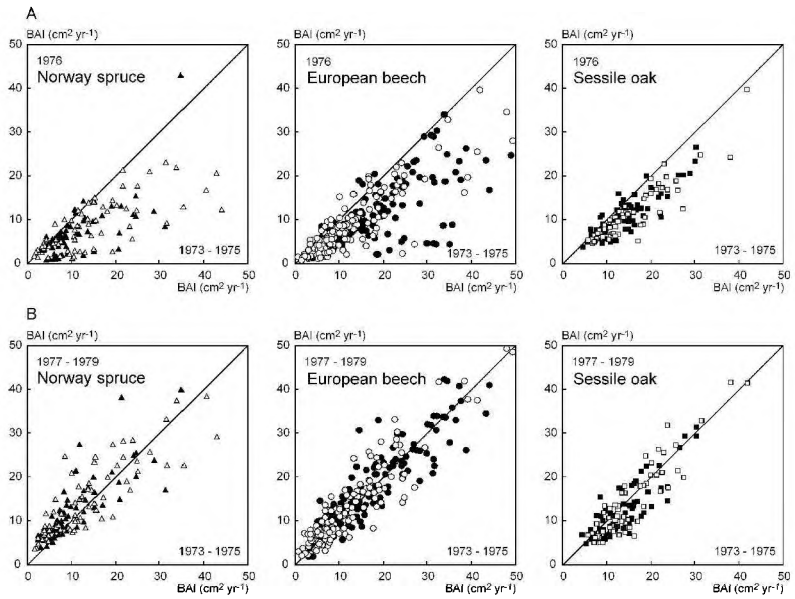


Abb. 5: Resistenz (A) und Resilienz (B) für Fichte, Buche und Traubeneiche in graphischer Darstellung für das Trockenjahr 1976. (A) Zusammenhang zwischen dem mittleren jährlichen Grundflächenzuwachs (BAI in $cm^2\ a^{-1}$) im Jahre 1976 und dem mittleren jährlichen Grundflächenzuwachs in der 3-Jahres-Periode 1973-1975 vor dem Trockenjahr 1976. (B) Beziehung zwischen dem mittleren jährlichen Grundflächenzuwachs (BAI in $cm^2\ a^{-1}$) in der 3-Jahres-Periode nach dem Trockenjahr 1976 und dem Grundflächenzuwachs in der 3-Jahres-Periode vor dem Trockenjahr 1976. Die ausgefüllten Symbole repräsentieren Individuen in Reinbeständen, die leeren Symbole Individuen in Mischbeständen.

3.1 Artspezifische Unterschiede in Rt, Rc und Rs

Die Kovarianzanalyse auf artspezifische Unterschiede zwischen Rt, Rc und Rs in den Jahren 1976 und 2003 (Tab. 2 A) zeigt in allen Fällen signifikante Artenunterschiede. Je besser die Wasserversorgung, repräsentiert durch den Index von MARTONNE, Ma, desto höher sind Resistenz und Resilienz und desto geringer der Erholungseffekt. Die Zellenmittelwerte der Gruppen Fichte, Buche und Eiche in Tabelle 2 (B) betragen im Jahre 1976 (Rt=0.55, 0.65 und 0.86) und zeigen Zuwachsverluste durch Trockenheit von 45, 35 bzw. 14% im Vergleich zum Zuwachsniveau der Referenzperiode an. Die Trockenperiode 2003 verursachte eine Reduktion um 35, 15 bzw. 4% für Fichte, Buche bzw. Eiche im Reinbestand (Rt=0.63, 0.85 und 0.96). In der Tabelle sind Unterschiede in den Zellenmittelwerten, sofern sie auf dem Niveau $p<0.05$ gesichert sind, durch Verbindungspfeile angedeutet. Die Zellenmittel lassen erkennen, dass die Fichte im Trockenjahr 1976 am stärksten absinkt, sich in der Folgeperiode aber auch am stärksten von allen Baumarten wieder erholt. Bei den Baumarten Buche und Eiche sind die Zuwachsrückgänge weniger deutlich ausgeprägt, aber auch die Erholungseffekte langsamer.
Das artspezifische Reaktionsmuster ist in Abbildung 6 beispielhaft für das Trockenjahr 1976 dargestellt. Die Darstellung lässt die Rangordnung mit Blick auf die Resistenz im Trockenjahr 1976 erkennen: Fichte<Buche<Eiche. Dagegen ist die Rangordnung beim Erholungseffekt anders herum: die Fichte erholt sich am stärksten, die Buche weniger deutlich und die Eiche fällt in der Trockenperiode kaum ab und ist nach der Trockenperiode etwa wieder auf demselben Niveau wie vor der Trockenperiode.

Digitized by Google

Tab. 2: (A) Kovarianzanalyse der Differenzen zwischen Resistenz Rt, Erholung Rc und Resilienz Rs, der Arten Fichte, Buche und Eiche für die Trockenperiode 1976 (links) und 2003 (rechts). Dargestellt sind die Werte für die Modellkonstante, die Kovariaten Durchmesser, dbh, Bestandesgrundfläche BA, Baumalter, age, Höhenbonität, site index, Index von DE MARTONNE (1929), Ma, und die Regressionskoeffizienten für die Artengruppen Traubeneiche, Buche und Fichte (Referenzgruppe). Fettgedruckte Werte zeigen signifikante Variablen auf dem Niveau $p<0.05$ an. Stichprobenumfang, n, Bestimmtheitsmaß, R^2, und p-Werte beziehen sich auf das Gesamtmodell.
(B) Zellenmittelwerte und Standardfehler (SE) als Ergebnis der Kovarianzanalyse. Dargestellt sind die Mittelwerte für Rt, Rc und Rs für die Artengruppe Fichte, Buche und Traubeneiche für die Trockenperioden 1976 und 2003. Verbindungspfeile zwischen den Zellen-Mittelwerten zeigen signifikante Differenzen auf dem Niveau $p<0.05$ an.

A

Dependent variables	Rt	Rc	Rs	Rt	Rc	Rs
		1976			2003	
Independent variables						
constant	**-0.476**	**11.636**	**1.309**	**0.781**	**0.984**	**0.687**
dbh	-	0.001	0.001	-	-0.001	-0.001
BA	**0.003**	-	0.002	**-0.004**	-	**-0.006**
age	-	**-0.015**	**-0.003**	-	-	-
Site index	**0.011**	**-0.139**	-	**-0.016**	**0.024**	-
Ma	**0.011**	**-0.069**	-	**0.012**	**-0.005**	**0.010**
Sessile oak	**0.312**	**-2.422**	**-0.256**	**0.337**	**-0.355**	**0.176**
European beech	**0.099**	**-0.932**	**-0.146**	**0.229**	**-0.415**	0.018
Norway spruce	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Model characteristics						
n	284	284	284	284	284	284
R^2	0.269	0.471	0.186	0.351	0.328	0.134
p -value	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

B

species		Rt	Rc	Rs	Rt	Rc	Rs
			1976			2003	
Norway spruce	mean	0.55	3.04	1.23	0.63	1.40	0.78
	SE	0.03	0.17	0.06	0.04	0.05	0.04
European beech	mean	0.65	2.10	1.08	0.85	0.99	0.80
	SE	0.02	0.10	0.03	0.03	0.03	0.03
Sessile oak	mean	0.86	0.61	0.97	0.96	1.05	0.96
	SE	0.04	0.19	0.06	0.05	0.06	0.04

3.2 Unterschiede zwischen Rt, Rc und Rs zwischen Bäumen in Misch- und Reinbeständen

Die kovarianzanalytische Prüfung auf Unterschiede zwischen Misch- und Reinbestand mit Blick auf die Indizes Rt, Rc und Rs erbrachte für Fichte und Eiche keine signifikanten Abweichungen; das gilt sowohl für die Globalhypothese der Kovarianzanalyse als auch für die Vergleiche der Zellenmittelwerte auf signifikante Unterschiede. Für die Baumart Buche erbrachte die Kovarianzanalyse dagegen deutliche Unterschiede zwischen der Stresstoleranz von Bäumen im Misch- gegenüber dem Reinbestand.
In der Ergebnisdarstellung verzichten wir auf die tabellarische Darstellung der kovarianzanalytischen Ergebnisse und fassen die wichtigsten Ergebnisse in den generischen Reaktionsmustern für die drei Baumarten im Jahre 1976 zusammen (vgl. Abb. 6). Aus dieser Abbildung geht hervor, dass Buchen im Mischbestand im Trockenjahr 1976 signifikant geringer im Zuwachs abfallen als im Reinbestand, und sich dort auch wesentlich schneller von der Trockenheit erholen als im Reinbestand (vgl. Abb. 6B). Dagegen weisen die Reaktionsmuster von Eiche im Misch- und Reinbestand kaum Unterschiede auf (vgl. Abb. 6C).

Digitized by Google

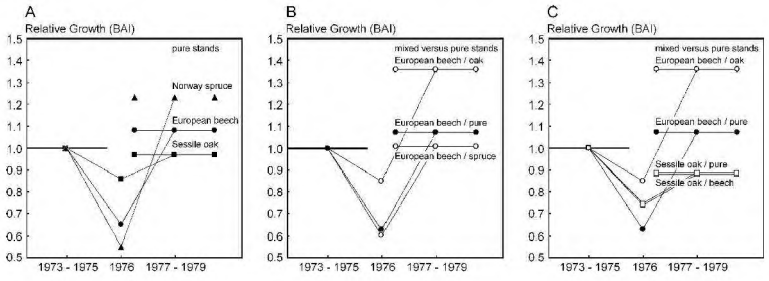


Abb. 6: Artspezifische Stressreaktion auf das Trockenjahr 1976, dargestellt in Relation zum mittleren Zuwachsniveau in der 3-Jahre-Periode 1973-1975 vor Eintritt des Trockenstresses (Referenzlinie=1.0). (A) Fichte, Buche und Traubeneiche im Reinbestand. (B) Buche im Reinbestand, Buche gemischt mit Fichte, Buche gemischt mit Traubeneiche. (C) Buche im Reinbestand und Buche gemischt mit Eiche. Im Vergleich dazu Darstellung der Stressreaktion der Eiche im Rein- und Mischbestand mit Buche.
Die Entwicklungsgänge repräsentieren den Zuwachs im Trockenjahr 1976 und in der Erholungsphase 1977-1979 in Relation zum Zuwachsniveau in der Referenzperiode 1973-1975.

3.3 Abhängigkeit von Rt, Rc und Rs in der Mischung von der Mischungskombination

Nachdem die Kovarianzanalysen für beide Trockenjahre signifikante Unterschiede der Buche im Misch- und Reinbestand erbrachten, wurde in einem weiteren Auswertungsschritt geprüft, ob die Mischungsreaktion der Buche von ihrer Vergesellschaftung mit Fichte bzw. Eiche abhängt. In diesem Fall zielt die Kovarianzanalyse darauf, Unterschiede zwischen den Artengruppen Buche im Buchen-Fichten-Mischbestand und Buche im Buchen-Eichen-Mischbestand aufzudecken. Wiederum wird auf die Darstellung der kovarianzanalytischen Detailinformationen verzichtet und das prinzipielle Ergebnis für das Jahr 1976 in Form von gruppenspezifischen Reaktionsmustern dargestellt. Abbildung 6 (B) zeigt, dass Buchen in Buchen-Fichten-Mischbestand die stärksten Zuwachseinbrüche und die geringste Erholung in der Folgeperiode aufweisen. In Mischung mit der Eiche kommt es dagegen zu einer deutlichen Stressentlastung. Die Buche bricht dann im Trockenjahr 1976 nur halb so stark ein und erholt sich auch wesentlich rascher. Die Buche im Buchen-Reinbestand verhält sich ähnlich wie die Buche in Vergesellschaftung mit der Fichte. Besonders bemerkenswert ist, dass die Stressentlastung der Buche in der Mischung mit Eiche nicht auf Kosten des Zuwachses der Eiche geht (Abb. 6 C). Während die Buche in Vergesellschaftung mit der Eiche deutlich gewinnt, also eine signifikante Förderung erfährt, verhält sich die Eiche im Misch- und Reinbestand gleich. Die drei Kovarianzanalysen mit nachgeschalteten post hoc-Tests erbringen zum einen klare artspezifische Reaktionsmuster auf Trockenheit, zum anderen decken sie aber für die Baumart Buche deutliche Stressreduktion im Mischbestand gegenüber benachbarten Reinbeständen auf.

4 Diskussion

Der jährliche Grundflächenzuwachs in Brusthöhe findet Verwendung für die Analyse der Stressreaktion, weil er relativ einfach über Bohrkernanalysen ermittelt werden kann. Bei seiner Interpretation muss allerdings im Blick behalten werden, dass Bäume unter Stress in Brusthöhe häufig besonders stark reagieren (KRAMER 1988) und dass Bäume unter Stress häufig vom Sprosswachstum zum Wurzelwachstum umsteuern (COMEAU und KIMMINS 1989; PRETZSCH et al. 2012). Von der Reaktion des Grundflächenzuwachses kann also nicht ohne weiteres auf die Reaktion des oberirdischen Zuwachses des Baumes oder gar auf den Zuwachs des Baumes insgesamt inklusive Wurzeln geschlossen werden.
Die gezeigten Stressreaktionen sind statistisch gut abgesichert und decken ein breites Spektrum von Standortbedingungen, Baum- und Bestandesmerkmalen ab. Weil in den beprobten Rein- und Mischbeständen keine ergänzenden physiologischen oder hydrologischen Messungen erfolgten, bleiben die folgenden kausalen Erklärungen der Reaktionsmuster aber weitgehend Spekulation.
Die aufgedeckten Zuwachsreaktionsmuster sind als physiologische Primärreaktion der untersuchten Baumarten in Rein- und Mischbeständen zu verstehen. Insbesondere in Koniferen-Reinbeständen können solche primären Störungen durch Trockenstress sekundäre Schäden durch Insekten, Pilze oder Windwurf (GRIESS und KNOKE 2011) auslösen, welche über das Ausmaß der primären Reaktion weit hinausgehen. Mischung kann die Anfälligkeit für solchen sekundären Stress wirkungsvoll mindern (JACTEL und BROCKERHOFF 2007). Zusätzlich zu den hier aufgezeigten Zuwachseffekten können in Rein- und Mischbeständen sekundäre Schäden ausgelöst bzw. gemindert werden, die den Zuwachs auf Baum- und Bestandesebene weiter modifizieren (SCHERER-LORENZEN 2005).

Digitized by Google

Die artspezifischen Reaktionen im Reinbestand, wonach die Fichte besonders stark, die Buche weniger deutlich, und die Eiche am wenigstens im Zuwachs einbricht, lassen sich durch den isohydrischen Charakter der Fichte, den anisohydrischen Charakter der Eiche und die intermediäre Stellung der Buche erklären. Isohydrische Arten, wie zum Beispiel die Fichte, reduzieren den Wasserverbrauch in sehr früher Phase des Wasserstresses durch Stomataschluss. Durch solch eine präventive Strategie überlassen sie andersartigen Nachbarn Ressourcen. Aber insbesondere bei kurzfristigen Dürreperioden können isohydrische Arten durch ein solches Verhalten ober- und unterirdische Organverluste vermeiden und nach Beendigung des Trockenstresses wieder relativ schnell das vorherige Zuwachsniveau erreichen (HARTMANN 2010). Anisohydrische Arten verhalten sich entgegengesetzt: trotz des Trockenstresses transpirieren und wachsen sie weiter. Deshalb fällt ihr Zuwachs dann weniger stark ab; dafür riskieren sie aber Organverluste durch Trockenheit, was gleichbedeutend mit einer langsameren Erholungsfähigkeit nach Ende der Trockenheit ist.
Die Reaktionsmuster in Abbildung 6 spiegeln diese artspezifischen Verhaltensmuster wider. Bemerkenswert ist die schnelle Erholung nach dem Trockenjahr 1976, die insbesondere bei Fichte und Buche auffällt. Nach KÖRNER (2002) ist zu vermuten, dass der Zuwachseinbruch in den kurzen Trockenperioden 1976 und 2003 im Wesentlichen auf Nährstofflimitierung, ausgelöst durch reduzierte Dekompostierung und Mineralisierung, zurückzuführen ist. Je geringer der Ressourcenverbrauch im Trockenjahr ausfällt, desto stärker ist die Erholung nach Überwindung des Trockenjahres (vgl. Abb. 6 A). Eine Erklärung hierfür ist, dass insbesondere bei isohydrischen Arten im Trockenjahr weniger Wasser und Nährstoffe verbraucht werden, die dann im Wurzelraum in der Nachperiode in erhöhtem Maße zur Verfügung stehen und den Zuwachs stark ansteigen lassen.
Einen weiteren Erklärungsansatz für den starken Erholungseffekt, der insbesondere bei Fichte und Buche festzustellen ist, liefert die allometrische Theorie zum Spross-Wurzel-Verhältnis (MCCARTHY und ENQUIST 2007, PRETZSCH et al. 2012). Demnach wird in Trockenjahren auf Kosten der Zuwachsbildung im oberirdischen Bereich schwerpunktmäßig Zuwachs in den Wurzelraum investiert. Zur Überwindung des Trockenjahres und Wiederausbalancierung des Spross-Wurzel-Verhältnisses wird in der Nach-Trockenperiode dann wieder verstärkt in den Spross investiert, um die langfristige Balance zwischen Spross (Licht- und Kohlenstoffaufnahme) und Wurzel (Wasser- und Nährstoffaufnahme) wieder herzustellen.

In Mischung wachsen Fichte und Eiche in Trockenjahren ähnlich wie im Reinbestand. Bei diesen Baumarten kommt es also nicht zu einer Verminderung des Trockenstresses. Es ist allerdings auch keine Verstärkung des Trockenstresses festzustellen, etwa eine Reduktion des Zuwachses der Fichte durch die zumeist konkurrenzstärkere Buche im Fichten-Buchen-Mischbestand.
Besonders bemerkenswert ist die Reduktion des Trockenstresses und Zuwachseinbruches der Buche im Mischbestand aus Buche und Eiche. Der Zuwachs der Buche bricht in den Trockenjahren 1976 und 2003 bei der Buche dann deutlich weniger ein, wenn sie in Vergesellschaftung mit der Eiche wächst. Dieser Gewinn der Buche geht aber nicht auf Kosten der Eiche. Vielmehr ist der Zuwachs der Eiche im Mischbestand weitgehend identisch mit ihrem Zuwachs im Reinbestand. Diese Förderung der Buche durch die Eiche im Mischbestand könnte zum einen durch den eher isohydrischen Charakter der Buche und den anisohydrischen Charakter der Eiche erklärt werden. Das heißt, die Baumarten haben asynchrone Stressreaktionen und vermindern dadurch wechselseitig ihren Stress. Gegen eine solche Erklärung spricht allerdings die Tatsache, dass eine solche Stress-Entspannung in der Mischung von Buche und Fichte auch zu erwarten wäre, aber nicht zu finden ist.
Eine mögliche Erklärung, die wiederholt in Mischungen mit Eiche festgestellt wurde (DAWSON 1993), ist die hydraulische Anhebung von Wasser bei Vergesellschaftung von tiefwurzelnden mit flachwurzelnden Arten. Insbesondere während der Nacht können die tiefwurzelnden Arten Wasser in höhere Bodenhorizonte befördern. Unter extrem trockenen Bedingungen kann dieses Wasser durch den Boden aus den Wurzeln herausgezogen werden und zur Bodenanfeuchtung, Mineralisierung und Dekompostierung beitragen. Auf diese Weise wäre erklärbar, dass die Buche wohl durch die tiefwurzelnde Eiche, nicht aber durch die flach wurzelnde Fichte, im Zuwachs profitiert.

Untersuchungen in Mischbeständen aus Eiche und Buche zeigen, dass Mischungen beider Baumarten um 20-30% mehr Zuwachs leisten können als benachbarte Reinbestände. Bäume in Mischung können zum einen bei gegebener Größe mehr Zuwachs leisten (wegen besserer Wasser- und Nährstoffnutzungseffizienz), zum anderen können solche Mischbestände aber auch dichter bestockt sein (erhöhte standörtliche Tragfähigkeit, d. h. erhöhte maximale Bestandesdichte). Das Ausmaß von Zuwachsgewinnen durch Mischung ist auf armen Standorten offensichtlich größer als auf reicheren Standorten (PRETZSCH 2012). Vorliegende Untersuchung zeigt, dass sich ein solcher positiver Effekt der Mischung, zumindest bei der Artenkombination Eiche und Buche, auch in extremen Trockenjahren zeigt. Ähnlich wie Untersuchungen entlang räumlicher ökologischer Gradienten insbesondere auf ärmeren Standorten Produktionsgewinne durch Mischung erkennen lassen, treten offenbar auch in Trockenjahren, also wiederum unter extremen Bedingungen, positive Mischungseffekte auf. Trockenjahre wie 1976 und 2003 sind deshalb besonders interessante Ereignisse, weil sie in situ Analysen über Mischungseffekte unter limitierenden Bedingungen ermöglichen. Nach hiesigen Untersuchungen tragen also episodische Stressereignisse zu Mehrzuwächsen von Mischbeständen gegenüber Reinbeständen bei. Dieser Beitrag zum over-yielding von Misch-

Digitized by Google

gegenüber Reinbeständen dürfte umso stärker ausgeprägt sein, je häufiger Trockenjahre auftreten. Die von CALDWELL et al. (1998) formulierte Stress-Gradienten-Hypothese, wonach auf armen Standorten gegenseitige Förderung dominiert, während auf reicheren Standorten Konkurrenz zwischen Arten vorherrscht, trifft offensichtlich nicht nur auf die langfristigen Verhältnisse entlang von räumlichen Stressgradienten, sondern auch auf episodische Stressereignisse zu.

Zahlreiche neuere Untersuchungen (MORIN et al. 2011; PRETZSCH 2012; ZHANG et al. 2012) weisen auf die Produktionsüberlegenheit von Mischbeständen gegenüber Reinbeständen hin. Diese Erkenntnisse finden bisher nur wenig Berücksichtigung, wenn über die Anpassungsfähigkeiten heimischer Baumarten an Klimaänderungen diskutiert wird (RENNENBERG et al. 2004). Am Beispiel der Baumarten Eiche und Buche in Mischung kann hier gezeigt werden, dass die Mischung beider Arten offenbar zu einem stark veränderten Stressverhalten, in diesem Fall zu einer Stressminderung der Buche, führen kann. Demnach sind Überlegungen zur Anfälligkeit heimischer Baumarten gegenüber Stress, solange sie auf Reinbeständen beruhen (vgl. KÖLLING und ZIMMERMANN 2007), von begrenzter Relevanz, wenn einbezogen wird, dass die meisten Baumarten schon gegenwärtig überwiegend in Mischbeständen kultiviert werden.

Gegenwärtig zeichnet sich fast weltweit der Trend ab, dass von Klonplantagen oder Reinbestandskulturen abgerückt und zur Mischung von Klonen oder Arten übergegangen wird, um so die komplementären Nischen der gemischten Bäume auszuschöpfen. Vorliegende Analyse zeigt, dass bei solchen Überlegungen nicht immer davon ausgegangen werden kann, dass das arttypische Verhalten im Reinbestand auch in der Mischung beibehalten wird. Vielmehr finden wir eine Emergenz neuer Verhaltensweisen der Arten in Mischung, die bisher nicht annähernd untersucht oder verstanden ist. Experimente mit jungen Pflanzen können sicher zur Aufklärung inter-spezifischer Reaktionen beitragen. Allerdings sind solche Reaktionsmuster häufig kaum auf ältere Bäume oder Freilandbedingungen übertragbar. Andererseits können Experimente zur Auswirkungen von Trockenstress, CO_2- oder Ozonbelastung an Altbäumen wegen des hohen Aufwandes allenfalls an einigen wenigen Standorten ausgeführt werden; ihre Ergebnisse sind dann wiederum kaum verallgemeinerbar. Dieses Dilemma kann durch in situ Untersuchungen, wie hier dargestellt, überwunden werden. Denn unter Trockenstress enthüllen Artenmischungen spezielle Aspekte ihrer Interaktion, die dann für ein verbessertes Systemverständnis und eine Herstellung besserer Stressresilienz durch Baumartenmischung nutzbar gemacht werden können.

5 Zusammenfassung

Bisherige Arbeiten zur Reaktion verschiedener Baumarten auf Trockenstress konzentrierten sich auf Reinbestände. Der vorliegende Beitrag prüft, ob Stressreaktionen in Mischbeständen von der Reaktion in Reinbeständen abweichen. Die Auswertung basiert auf Bohrkernanalysen an 320 Fichten, Buchen und Eichen, wobei jeweils die Hälfte der Proben in Reinbeständen und die andere Hälfte in benachbarten Mischbeständen gewonnen wurden. Die Bestände wurden entlang eines ökologischen Gradienten von nährstoffarmen und trockenen bis zu nährstoffreichen und feuchten Standorten ausgewählt. Die Bohrkerne decken die Trockenjahre 1976 und 2003 ab, die im Mittelpunkt der Untersuchung stehen. Indizes für Resistenz, Rt, Erholung, Rc, und Resilienz, Rs, kommen zur Anwendung, um die Zuwachsreaktion der Bäume auf episodischen Trockenstress zu quantifizieren.
Obwohl die Jahre 1976 und 2003 unterschiedliche Trockenstressszenarien repräsentieren, zeigt die Analyse für beide Jahre ein eher einheitliches Zuwachsreaktionsmuster: Die Fichte hat in Reinbeständen die geringste Resistenz, zeigt dort aber eine bemerkenswert rasche Erholung. Im Vergleich zur Fichte sind Eiche und Buche in Reinbeständen resistenter gegenüber Trockenheit, sie erholen sich aber wesentlich langsamer vom Trockenstress. In den untersuchten Mischbeständen ist insbesondere die Buche resistenter und resilienter bei Trockenheit als im Reinbestand. Diese Überlegenheit der Buche im Mischbestand geht nicht auf Kosten der beigemischten Baumarten. Vielmehr wird auch deren Zuwachs im Mischbestand tendenziell weniger durch Trockenstress gemindert als im Reinbestand.
Die überlegen Stressverträglichkeit der Buche im Mischbestand bedeutet eine Steigerung ihrer Fitness und einen Beitrag zu ihrem wiederholt berichteten Mehrzuwachs in Mischung gegenüber ihrem Wachstum im Reinbestand. Es wird die Arbeitshypothese aufgestellt, dass die Minderung des Wasserstresses bei der Buche im Mischbestand insbesondere dann auftritt, wenn sie mit isohydrischen Arten, wie der Fichte oder Eiche gemischt ist. Denn letztere schließen ihre Stomata unter Trockenstress wesentlich früher und überlassen so die knappen Wasserreserven der Buche. Es wird diskutiert, welche Konsequenzen die gezeigten artspezifischen Stressreaktionen für die Bestandesdynamik, die Bestandesbehandlung und das Wuchsverhalten unter Klimaveränderungen haben.

Danksagung – Gedankt wird dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Förderung der Arbeitsgruppe W 07 „Ertragskundliche Betreuung der langfristigen Versuche“ (# 7831-20400-2012). Dank geht ferner an Enno Uhl und Gerhard Schütze für die Mitwirkung bei der Probennahme und

Digitized by Google

Probenauswertung, Oliver Schuster und Markus Hofmann für die Aufnahmen und Auswertungen im Rahmen ihrer Bachelor-Arbeiten, Thomas Rötzer für die Aufbereitung der meteorologischen Daten, Peter Biber für die Prüfung der statistischen Analyse und an Ulrich Kern für die Anfertigung der Abbildungen und Tabellen.

6 Literatur

ALLEN C. D., MACALADY A. K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER Th., RIGLING A., BRESHEARS D. D., HOGG E. H., GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.-H., ALLARD G., RUNNING St. W., SEMERCI A., COBB N.: A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management, **259**, 660-684, 2009.

BINKLEY D., STAPE J. L., RYAN M. G.: Thinking about efficiency of resource use in forests. Forest Ecology and Management, 193, 5-16, 2004.

BRÉDA N., HUC R., GRANIER A., DREYER E.: Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. Annals of Forest Science, 63, 625-644, 2006.

CALDWELL M. M., DAWSON T. E., RICHARDS J. H.: Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots to plants. Oecologia, 113, 151-161, 1998.

COMEAU P. G., KIMMINS J. P. (1989) Above- and below-ground biomass and production of Lodgepole pine on sites with differing soil moisture regimes. Canadian Journal of Forest Research, 19, 447-454.

DAWSON T. E.: Hydraulic lift and water use by plants:implications for water balance, performance and plant-plant interactions. Oecologia, 95, 565-574, 2003.

GRIESS V. C., KNOKE Th.: Growth performance, windthrow, and insects: meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. Canadian Journal of Forest Research, 41, 1141-1158, 2011.

HARTMANN H.: Will a 385 million year-struggle for light become a struggle for water and for carbon? - How trees may cope with more frequent climate change-type drought events. Global Change Biology, 17, 642-655, 2010.

HECTOR A., BAGCHI R.: Biodiversity and ecosystem multifunctionality. Nature, 448, 188-190, 2007.

IPCC: Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Working Group I Report. The Physical Science Basis. Geneva, 2007.

JACTEL H., BROCKERHOFF E.: Tree diversity reduces herbivory by forest insects. Ecology Letters, 10, 835-848, 2007-

KÖLLING C., ZIMMERMANN L.: Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, 67, 259-268, 2012.

KÖRNER C. : Ökologie. In: Sitte, P. et al. (Eds), Strasburger Lehrbuch für Botanik. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 930-932, 2002.

KRAMER H.: Waldwachstumslehre. Paul Parey, Hamburg: 374 pp, 1988.

LfU: High resolution climate maps for Bavaria. http://www.lfu.bayern.de/wasser/klima_wandel/bayern/klimakarten/index.htm, 2012.

LLORET F., KEELING E. G., SALA A.: Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. Oikos, 120, 1909-1920, 2011.

MARTONNE de E. (1926) Une novelle fonction climatologique : L'indice d'aridité. La Météorologie, 21, 449-458

MORIN X., FAHSE L., SCHERER-LORENZEN M., BUGMANN H.: Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between niches. Ecology Letters, DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01691.x, 2011.

PRETZSCH H.: Facilitation and competition in mixed-species forests analysed along an ecological gradient. Nova Acta Leopoldina, in press, 2012.

PRETZSCH H., BLOCK J., DIELER J., DONG P. H., KOHNLE U., NAGEL J., SPELLMANN H., ZINGG A.: Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. Annals of Forest Science, 67, 712-723, 2010.

PRETZSCH H., DIELER J.: The dependency of the size-growth relationship of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) and European beech (Fagus sylvatica [L.]) in forest stands on long-term site conditions, drought events, and ozone stress. Trees. Structure and Function, 25, 355-369, 2012.

PRETZSCH H, SCHÜTZE G.: Crown allometry and growing space efficiency of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and European beech (Fagus sylvatica L.) in pure and mixed stands. Plant Biology, 7, 628-639, 2005.

Digitized by Google

PRETZSCH H., UHL E., BIBER P., SCHÜTZE G., Coates D.: Change of allometry between coarse root and shoot of Lodgepole pine (Pinus contorta DOUGL. ex. LOUD.) along a stress gradient in the sub-boreal forest zone of British Columbia. Scandinavian Journal of Forest Research, DOI: 10.1080/02827581.2012.672583, 2012.

PRETZSCH H, SCHÜTZE G, UHL E: Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation, Plant Biology, accepted, 2012.

RENNENBERG H., SEILER W., MATYSSEK R., GESSLER A., KREUZWIESER J.: Die Buche (Fagus sylvatica L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteuropa? Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 175, 210-224, 2004.

RENNENBERG H., LORETO F., POLLE A., BRILLI F., FARES S., BENIWAL R. S., GESSLER A.: Physiological responses of forest trees to heat and drought. Plant Biology, 8, 556-571, 2006.

RICHARDS A. E., FORRESTER D. I., BAUHUS J., SCHERER-LORENZEN M.: The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: a review. Tree Physiology, DOI: 10.1093/treephys/tpq035, 2010.

SCHERER-LORENZEN M., KÖRNER Ch., SCHULZE E.-D.: Forest diversity and function. Ecological Studies, 176, Springer, Berlin: 399 pp, 2005.

SCHOBER R.: Ertragstafeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt: 154 pp, 1975.

VANDERMEER J. (1989) The ecology of intercropping. Cambridge University Press, Cambridge: 237 pp.

ZANG C., ROTHE A., WEIS W., PRETZSCH H.: Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 182, 98-112, 2011.

ZANG C., PRETZSCH H., ROTHE A.: Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. Trees. Structure and Function, 26, 557-569, 2012.

ZHANG Y., CHEN H. Y. H., REICH P. B.: Forest productivity increases with eveness, species richness and trait variation: a global meta-analysis. Journal of Ecology, DOI: 10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x, 2012.

Digitized by Google

Grundflächenhaltung und Zuwachs bei vier Waldwachstumssimulatoren

Sonja Vospernik
Institut für Waldwachstum, Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Peter –Jordan-Straße 82, 1190 Wien

Summary
The mean basal area over a period of years, employed as a measure of the strength of thinning, indicates clear relationships between the thinning grade and the increment in even-aged stands. ASSMANN (1961) focused on three characteristic densities for a given site, namely: The maximum basal area which refers to the highest possible basal area of a site, the optimum basal area, by which the highest possible increment can be achieved during a given increment period and the critical basal area over a period, where just 95 % of the potential maximum increment for a site can be achieved. We want to test if the principles of stand growth documented by ASSMANN 1961 emerge for four commonly used individual-tree growth models, namely BWINPro, Moses, Prognaus, and Silva. We used the data from 34 young (age<55 years), dense (SDI 750- 1350) research plots. 27 plots were pure spruce plots, 5 pure pine plots and 2 plots were in pure beech stands. Spruce plots include plots on poor and rich sites, pine and beech plots were only on rich sites. On these research plots for each tree coordinates, dbh, height and height to the crown base have been measured. Because some research plots were too small, we replicated them till an area of 0.4-0.6 ha was obtained. To calculate maximum basal area, we (a) ran the growth models with mortality only for 150 years (b) for spruce we used the maximum basal area curves published by ASSMANN and FRANZ (1965). With the maximum basal area known, each plot was thinned to 95 %, 90 %, 85 %,... 50 %, 40 %, 30 % , 20 %, 10 % of the maximum basal area using thinning from below, because Assmann's theory refers to this type of thinning. We then plotted relative current increment by relative basal area. The plots showed that on poor sites all forest growth simulators predicted higher maximum basal areas than the models of ASSMANN and FRANZ (1965), whereas on good sites basal area were lower of similar. Maximum basal areas were very different for all four simulators, sometimes values even exceeded the maximum basal area observed for the species by the Austrian National Forest Inventory. Almost always increment decreased with mean basal area, optimum curves were the exception.

Einleitung

Die mittlere Grundflächenhaltung in einer Periode ist ein Mass für die Stärke der Durchforstung in gleichaltrigen Reinbeständen. Dabei ist der Zusammenhang zwischen Grundflächenhaltung und Zuwachs nicht linear und oft wird auch der maximale Zuwachs nicht bei maximaler Grundfläche geleistet. ASSMANN (1961) definiert daher die maximale Grundfläche als jene, die durch natürliche Mortalität eingehalten wird. Die optimale Grundfläche als jene, bei der der maximale Zuwachs geleistet wird und die kritische Grundfläche als jene, bei der 95 % des maximalen Zuwachses geleistet werden (Abbildung 1). Dabei ist das Maximum in jungen Beständen und auf schlechten Standorten ausgeprägter und unterscheidet sich nach Baumarten. Für die Buche gibt ASSMANN (1961) eine kritische Grundfläche von 0.6-0.7 an, für die Fichte 0.75-0.8 und für die Kiefer von 0.8-0.9. Diese Zusammenhänge zwischen Zuwachs und Grundflächenhaltung sind bekannte Waldwachstumsgesetzmäßigkeiten. Ziel dieser Untersuchung war es zu testen, ob die vier Waldwachstumssimulatoren BwinPro (NAGEL 1999; NAGEL 2009), Moses (HASENAUER 1994; KINDERMANN und HASENAUER 2005), Prognaus (MONSERUD und STERBA 1996, HASENAUER und MONSERUD 1996, MONSERUD und STERBA 1999, NACHTMANN 2006) und Silva (PRETZSCH 1992; KAHN 1995, DURSKY 1997) diese Gesetzmäßigkeiten plausibel wiedergeben. Dabei wurde die abstandsunabhängige Variante von BWINPro und der abstandsunabhängige Simulator Prognaus verwendet. Moses und Silva sind abstandsabhängige Simulatoren.

Digitized by Google

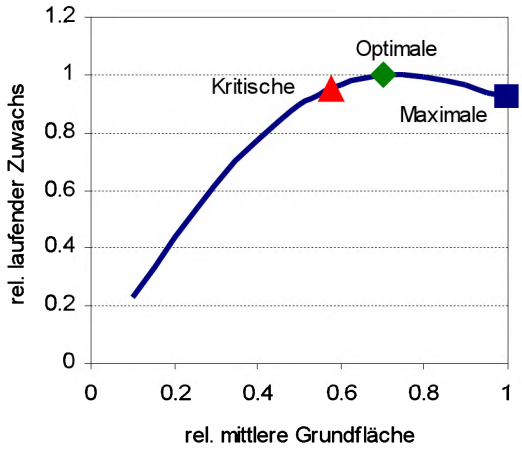


Abbildung 1: Grundflächenhaltung und Zuwachs nach ASSMANN (1961)

Daten und Methoden

Für die Beantwortung der Fragestellung wurden die Daten von 34 Reinbestandsprobeflächen (Anteil der jeweiligen Baumart > 90 %) in Österreich und der Schweiz verwendet (Abbildung 2). 27 Probeflächen lagen in Fichtenreinbeständen, 5 in Kiefernreinbeständen (Arnoldstein) und 2 in Buchenreinbeständen (Lehrforst). Die Bestände hatten bei der Versuchsanlage ein Alter von 28-55 Jahre. Die Bestände waren sehr dicht mit einem SDI von 750 – 1350. Mit Ausnahme der schweizer Flächen (Oberhöhenbonität 24.5-25.9 m) handelt es sich durchwegs um Flächen sehr guter Bonität mit Oberhöhenbonitäten von mehr als 37 m. Bei der Versuchsanlage wurden auf den Probeflächen von allen Bäumen Koordinaten, BHD, Höhe und Kronenansatz gemessen. Nur auf den schweizer Flächen mussten Höhen und Kronenansatz durch Höhenkurven ergänzt werden. Da so fast alle Größen für die Waldwachstumssimulation zur Verfügung standen, sollte der Fehler aus den Ausgangsdaten gering sein.

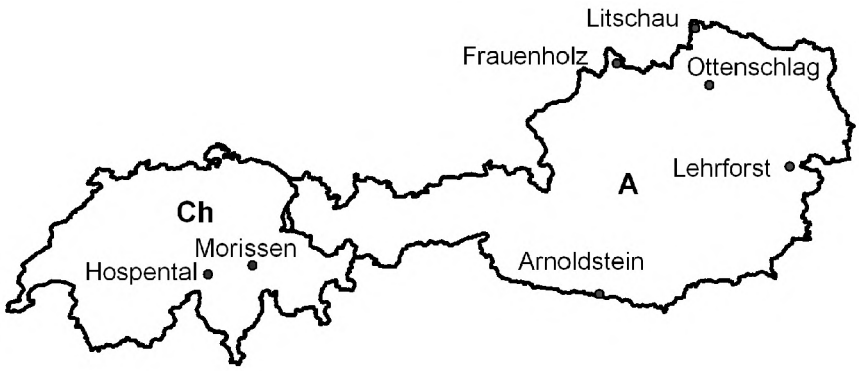


Abbildung 2: Probeflächen

Das Wachstum auf den Probefläche wurde für 150 Jahre simuliert. Da manche der Probefläche sehr klein waren, mussten sie vervielfältigt werden um auch noch im Endbestand eine ausreichende Größe von von etwa 0.5 ha aufzuweisen (Abbildung 3).

Digitized by Google

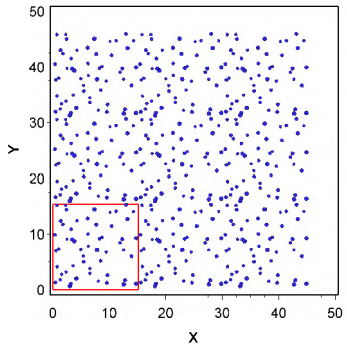


Abbildung 3: Vervielfältigung der Probeflächen: Umrandet ist die tatsächlich gemessene Fläche, simuliert wurde mit der vervielfältigten Fläche ca. 0.5 ha

Um die maximale Grundfläche für jede Probefläche zu erhalten, wurde (a) mit jedem Modell das Wachstum ohne Nutzung (nur mit natürlicher Mortalität) simuliert, und (b) für Fichte die in den Ertragstafeln von Assmann und Franz veröffentlichten Funktionen für die maximale Grundfläche herangezogen. Da sich die Erkenntnisse von Assmann durchwegs auf Niederdurchforstung beziehen, wurden dann ausgehend von der maximale Grundfläche jede Probefläche mittels Niederdurchforstung (Abbildung 4) auf 95 %, 90 %, 85 %,... 50 %, 40 %, 30 % , 20 %, 10 % der maximalen Grundfläche durchforstet. Die Niederdurchforstung wurde dabei wie folgt definiert: Bei schwachen Entnahmen (Entnahme von weniger als 50 % der Grundfläche) wurden vom schwächeren Ende her alle Bäume entnommen, bis 80 % der gewünschten Entnahmemenge erreicht waren, danach wurde jeder zweite Baum entnommen. Bei stärkeren Entnahmen (Entnahme von 50 % der Grundfläche oder mehr) wurden vom schwächeren Ende her alle Bäume entnommen, bis 50 % der gewünschten Entnahmemenge erreicht waren, danach wurde bis 80 % der gewünschten Entnahmemenge jeder zweite Baum entnommen und schließlich jeder fünfte Baum bis zum Erreichen der gesamten Entnahmemenge. Nach der Simulation wurde der relative Zuwachs über der relativen Grundflächenhaltung aufgetragen.

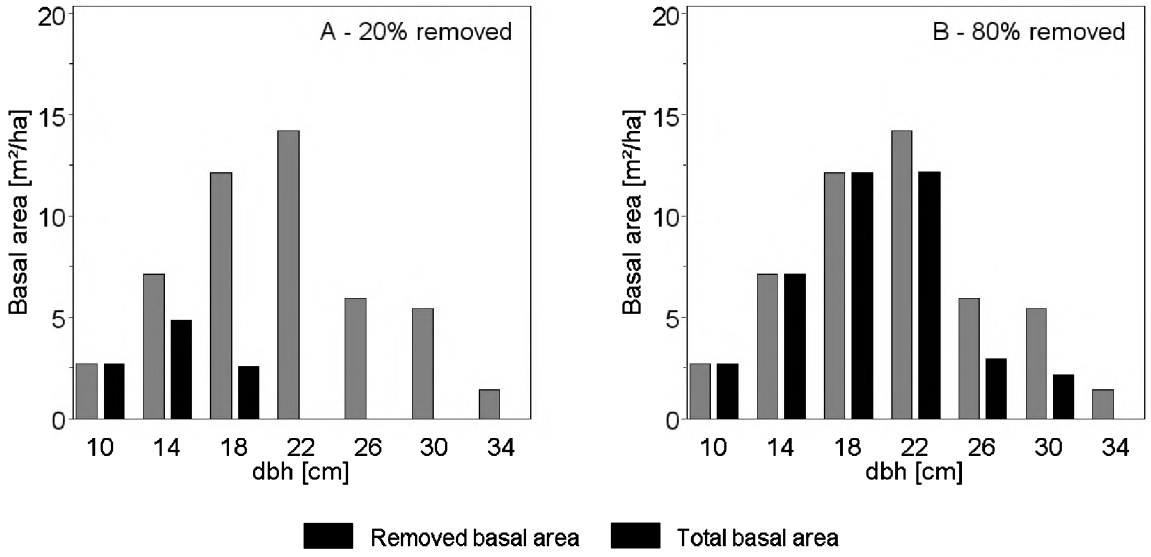


Abbildung 4: Niederdurchforstung auf den Probeflächen: A: Entnahme von 20 % mittels Niederdurchforstung. B: Entnahme von 80 % mittels Niederdurchforstung.

Ergebnisse

Die Ergebnisse für die Simulation der maximalen Grundfläche sind in Abbildung 5 dargestellt. Als Referenz sind für die Fichte die maximalen Grundflächen nach den Ertragstafeln von Assmann und Franz und für alle Baumarten die maximale Grundfläche, die bei der österreichischen Forstinventur beobachtet wurde, eingezeichnet. Es zeigt

Digitized by Google

sich, dass sich die vier Waldwachstumssimulatoren sehr deutlich in den prognostizierten Grundflächen unterscheiden. BWINPro prognostiziert für keine Probefläche höher Grundflächen, als bei der österreichischen Waldinventur (ÖWI) beobachtet wurden. Bei Moses liegen die Grundflächen bei der Kiefer über dem Maximum der ÖWI (C), bei Prognaus für Kiefer und Buche (C,D), während Silva sehr hohe Grundflächen für den schlechten Fichtenstandort (A) prognostiziert. Auf dem schlechten Fichtenstandort prognostizieren alle vier Waldwachstumssimulatoren deutlich höhere Grundflächen als das Ertragstafelmodell von Assmann und Franz unterstellt.

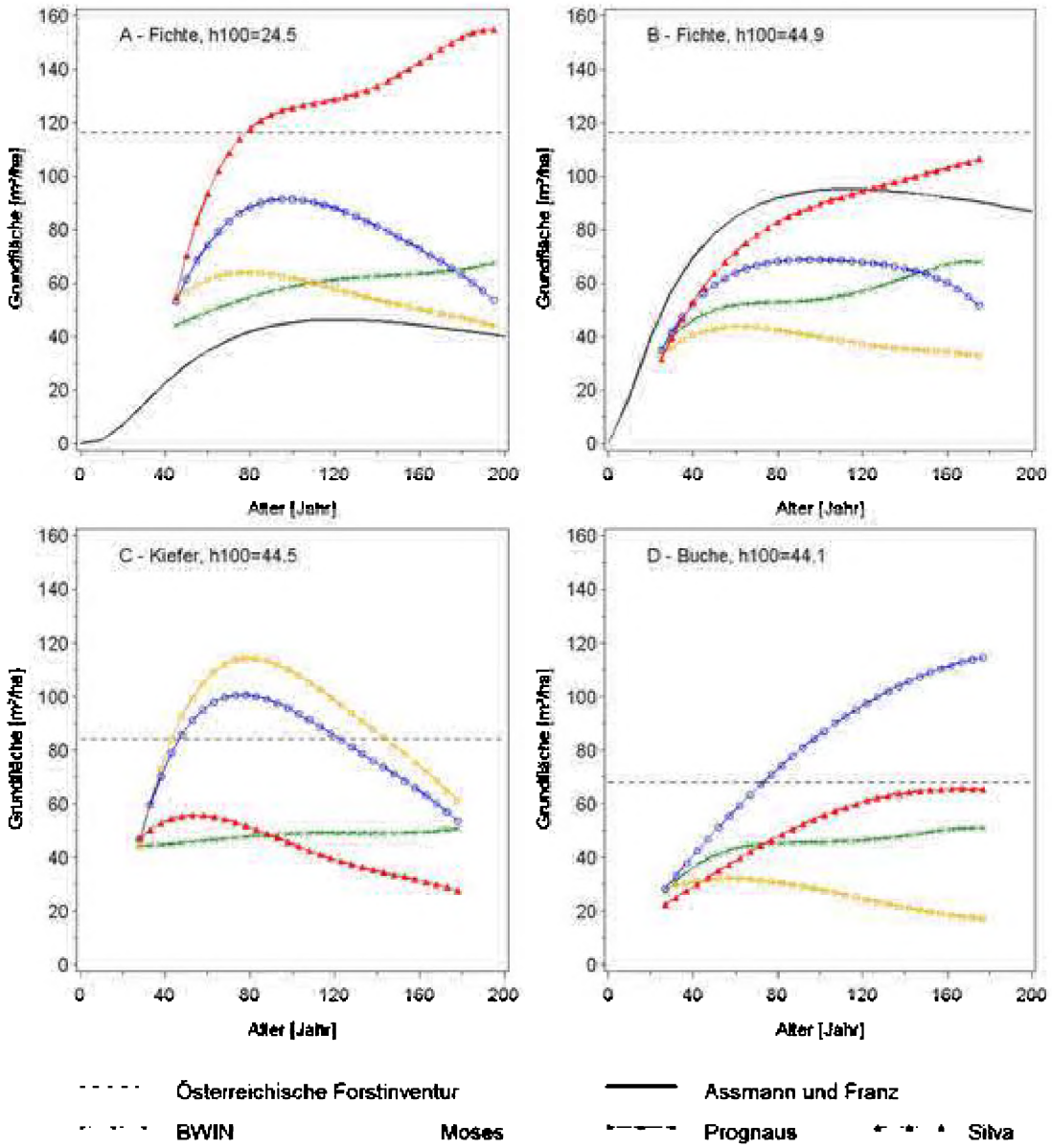


Abbildung 5: Maximale Grundflächen, die sich aus der Simulation mit den vier Waldwachstumssimulatoren ohne Nutzung für 4 Probeflächen ergeben. Die schwarze, strichliert Linie repräsentiert die maximale Grundfläche, die bei der Österreichischen Forstinventur für die entsprechende Baumart beobachtet wurde. Die schwarze, starke Linie repräsentiert die maximale Grundfläche nach den Ertragstafeln von ASSMANN und FRANZ (1965).

In Abbildung 6 ist der relative mittlere Zuwachs über der relativen mittleren Gundfläche für die Probefläche der Fichte schlechter Bonität (Abbildung 5A) dargestellt. Links wurde die maximale Grundfläche aus den Ertragstafeln von ASSMANN und FRANZ (1965) genommen, rechts die maximale Grundfläche, wie sie sich aus Simulation mit den vier Waldwachstumssimulatoren ergibt. Die beiden Varianten unterscheiden sich bei allen vier Simulatoren nur geringfügig, obwohl sehr unterschiedliche absolute Grundfläche unterstellt sind.

Digitized by Google

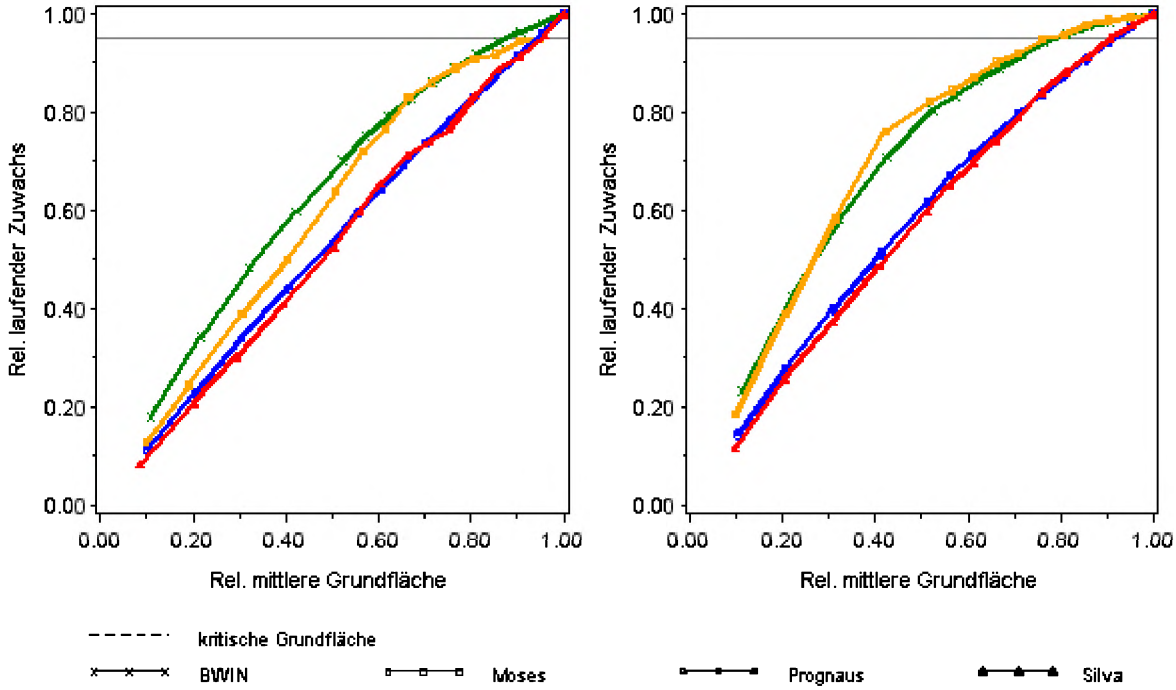


Abbildung 6: Mittlere Grundflächenhaltung und Zuwachs für Fichte schlechter Bonität (h_{100}=24.5). Links: Die maximale Grundfläche wurde von der Ertragstafel ASSMANN und FRANZ (1965) genommen. Rechts: Die maximale Grundfläche ergibt sich aus der Simulation ohne Nutzung.

In Abbildung 7 ist für die Probefläche aus Abbildung 5 der relative laufende Zuwachs über der relativen mittleren Grundfläche dargestellt. Bei der Fichte zeigt sich für alle vier Waldwachstumssimulatoren eine Abnahme des Zuwachses mit der Grundflächenhaltung, jedoch keine Optimum-Beziehung. Die kritischen Grundflächen streuen bei der Fichte je nach Probefläche sehr stark. Im Mittel über alle Probeflächen liegen sie zwischen 0.66 und 0.95 (Tabelle 1). Dabei nehmen bei BWINPro die kritischen Grundflächen mit dem Alter deutlich ab, während sie bei den anderen Simulatoren annähern gleich bleiben oder zunehmen. Bei der Kiefer nimmt der Zuwachs bei allen vier Simulatoren fast linear mit der Grundflächenhaltung ab. Bei allen Simulationen ergeben sich für die Kiefer sehr hohe kritische Grundflächen von 0.93-0.96 (Tabelle 1), die mit dem Alter leicht zunehmen. Bei der Buche gibt es bei BWINPro ein Optimum bei einer Grundfläche von 0.75, bei Moses nimmt der Zuwachs bei der Buche erst sehr spät ab etwa bei einer Grundfläche von 0.25, während Prognaus und Silva wie bei Fichte und Kiefer eine Abnahme des Zuwachses mit der Grundfläche zeigen. Aus den beiden Buchenprobeflächen ergeben sich kritische Grundflächen von 0.46-0.94 (Tabelle 1). Bei Moses nehmen die kritischen Grundflächen mit dem Alter deutlich zu, bei den anderen Simulatoren nehmen sie leicht zu oder bleiben gleich. Insgesamt liegen die kritischen Grundflächen für Moses und BWIN (0.46-0.88) deutlich niedriger als für Prognaus oder Silva (0.88-0.94).

Digitized by Google

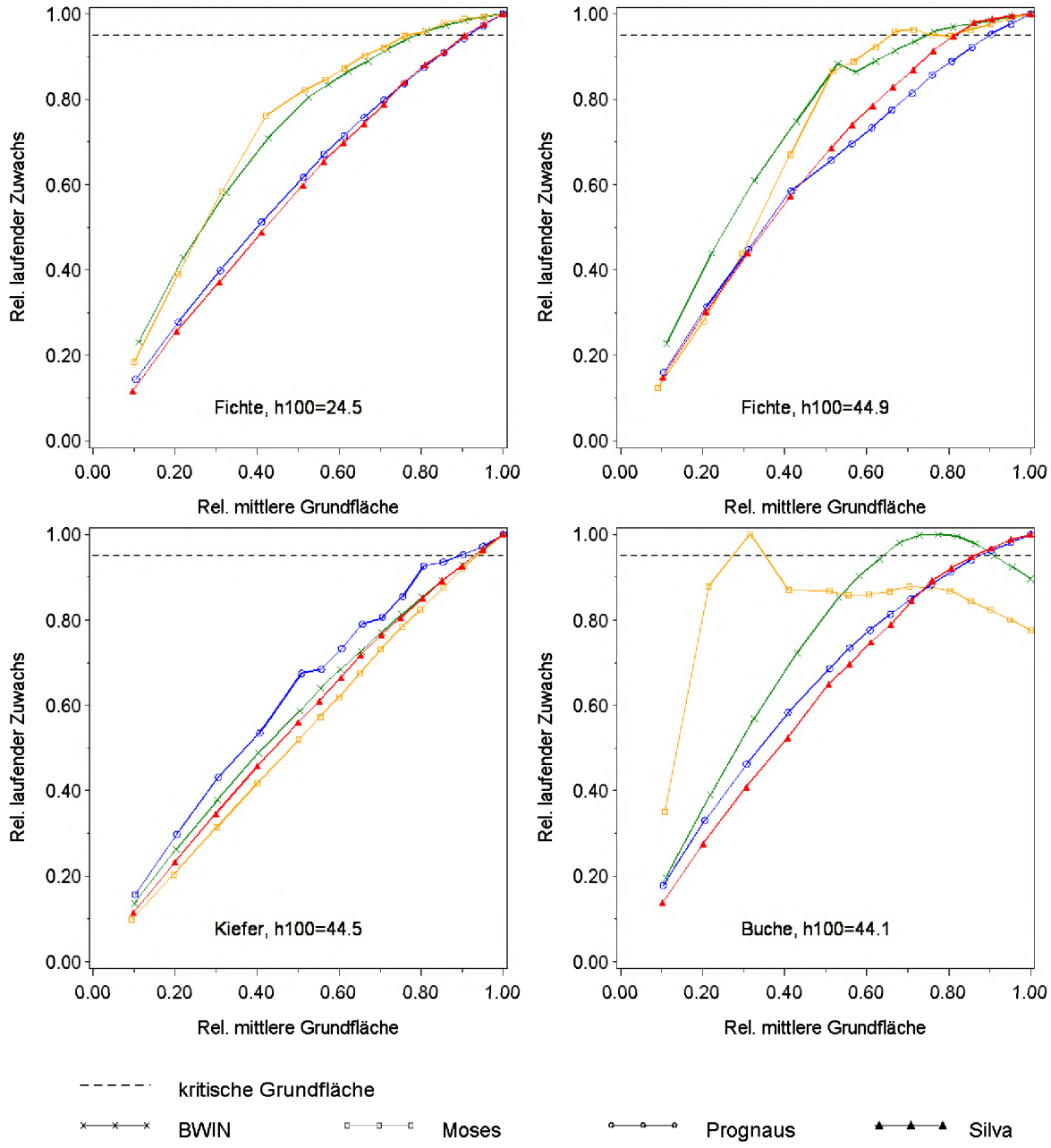


Abbildung 7: Mittlere Grundflächenhaltung und Zuwachs für Fichte auf Standorten geringer und hoher Bonität und für Kiefer und Buche auf Standorten hoher Bonität.

Tabelle 1: Mittlere kritische Grundfläche aus allen Probeflächen nach Baumart und Alter

		Alter			
Baumart	**Simulator**	**30-60**	**60-90**	**90-120**	**>120**
Fichte	BWINPro	0.88	0.85	0.78	0.66
	Moses	0.78	0.83	0.90	0.93
	Prognaus	0.92	0.92	0.93	0.95
	Silva	0.90	0.88	0.90	0.93
Kiefer	BWINPro	0.93	0.93	0.93	0.93
	Moses	0.93	0.95	0.96	0.96
	Prognaus	0.93	0.93	0.94	0.95
	Silva	0.93	0.94	0.95	0.96
Buche	BWINPro	0.83	0.85	0.88	0.85
	Moses	0.50	0.46	0.82	0.94
	Prognaus	0.90	0.88	0.89	0.92
	Silva	0.90	0.90	0.92	0.94

Digitized by Google

Diskussion

Ein Grund für das Auftreten von zum Teil unplausiblen hohen Grundflächen dürfte das Mortalitätsmodell sein. Alle Waldwachstumssimulatoren modellieren nur eine konkurrenzbedingt Mortalität. Bei längeren Simulationen, wie in dieser Studie, sind aber andere Mortalitätsursachsen wie Schneebruch, Windwurf und Borkenkäfer ebenfalls wichtig. Ebenfalls sind die Mortalitätsraten, die auf Dauerversuchsflächen (BWINPro, Moses, Silva) beobachte wurden, gering. Das Mortalitätsmodell von Prognaus wurde nur aus einer einzigen Periode der Österreichischen Forstinventur parameterisiert, in der die Mortaliätsrate ebenfalls gering war. Insbesondere fallen auch die hohen Grundflächen auf schlechten Standorten auf. Dies könnte daran liegen, dass in den Mortalitätsmodellen Standortsvariablen, mit Ausnahme von Silva, fehlen. Im Gegensatz zu den Durchmesserzuwachs (Kreisflächenzuwachs) und Höhenzuwachsmodellen, die Gegenstand zahlreicher Evaluierungen waren (z.B. SCHRÖDER 2004, HALLENBARTER und HASENAUER 2007, STERBA et al. 2001, METTE et al. 2009), wurden die Mortalitätsmodelle kaum analysiert.
Obwohl die Zuwachsmodelle aller Simulatoren an zahlreichen Probeflächen evaluiert wurden, fehlt bisher eine systematische Untersuchung des Zuwachsverhaltens nach Eingrifffsstärke und Alter. Hier könnte der Vergleich von Simulationsergebnissen mit Bäumen, die stark freigestellt wurden neue Erkenntnisse bringen. In dieser Studie wurden ausserdem vorallem junge Bestände verwendet. Hier sind die Zuwachsprognosen noch am unsichersten.
Für die relativen kritische Grundfläche zeigte sich, das sie bei den Simulatoren BWINPro und Moses etwa zwischen 0.75 und 0.80 liegen, wie es auch von ASSMANN (1961) angegeben wird. Bei Prognaus und Silva sind die kritischen Grundflächen > 0.90 und liegen über den Werten von Assmann. Bei BWINPro nimmt bei Fichte die kritische Grundfläche mit dem Alter ab, was im Gegensatz zu ASSMANN's (1961) Theorie steht, die besagt, dass die kritischen Grundflächen mit dem Alter zunehmen. Bei der Kiefer liegen die kritischen Grundflächen bei allen Simulatoren zwischen 0.93 und 0.96. Damit sind sie geringfügig höher als die bei ASSMANN (1961) angegebenen 0.8-0.9. Im Gegensatz dazu sind die Unterschiede bei Buche zwischen Waldwachstumssimulatoren und ASSMANN (1961) sehr deutlich. Hier ergeben sich, mit Ausnahme von Moses in jungen Beständen, mit den Waldwachstumsmodellen kritische Grundflächen die > 0.83 oft sogar > 0.90 sind, während ASSMANN (1961) für die Buche kritische Grundflächen zwischen 0.6 und 0.7 beobachtet. Insgesamt sind in den Waldwachstumsmodellen die kritischen Grundflächen etwas höher als bei ASSMANN (1961).
Bezüglich der Waldwachstumssimulatoren zeigte sich, dass sich die abstandsabhängigen Simulatoren nicht von den abstandsunabhängigen Simulatoren unterscheiden. Vielmehr scheinen sich die Simulatoren, die den Standort über Bonität und Ertragstafel beschreiben (BWINPro, Moses) und die Modelle die den Standort über Standortsvariable beschreiben ähnlich zu verhalten.

Literaturverzeichnis

Assmann, E.: Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien. 490 S., 1961

Assmann, E. und Franz: Vorläufige Fichtenertragstafeln für Bayern, 1965

Dursky, J.: Modellierung der Absterbeprozesse in Rein- und Mischbeständen aus Fichte und Buche. AFJZ **168(6/7)**: 131-134, 1997

Hallenbarter, D. und Hasenauer, H.: Durchforstung in Fichtenbeständen: Eine Analyse mit Hilfe des Waldwachstumsmodells Moses. Austrian Journal of Forest Science **120**, 211-229, 2003

Hasenauer, H.: Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten- Kiefern- und Buchen-Fichtenmischbestände. Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur Wien 8, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung, Wien. 152 S., 1994

Hasenauer, H.: Die simultanen Eigenschaften von Waldwachstumsmodellen. Paul Parey Verlag, Berlin. pp. 131, 2000

Hasenauer, H., und Monserud, R. A.: A Crown Model for Austrian Forests. For. Ecol. and Manage. **84**: 49-60, 1996

Kahn, M.: Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. Forstliche Forschungsberichte München 141, 203 S., 1994

Mette, T., Albrecht, A., Ammer, C., Biber, P., Kohnle, U., and Pretzsch, H.: Evaluation of the forest growth simulator Silva on dominant trees in mature Silver fir-Norway spruce stands in South-West Germany. Ecological Modelling **220**, 1670-1680, 2009

Monserud, R. A. und Sterba, H.: A Basal Area Increment Model for Individual Trees Growing in Even- and Unevenaged Forest Stands in Austria. For. Ecol. and Manage. **80**: 57-80, 1996

Monserud, R. A., und Sterba, H.: Modelling Individual Tree Mortality for Austrian Forest Species. For. Ecol. and Manage. **113**: 109-123, 1999

Nachtmann, G.: Height increment models for individual trees in Austria depending on site and competition. Cbl. ges. Forstw. **123**: 199-222, 2006

Digitized by Google

Nagel, J.: Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachtumskundlichen Simulationssystems für Norddeutschland. Schriften aus der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen 128, Paul Parey, Frankfurt. 122 S., 1999

Nagel, J.: Waldwachstumssimulation mit dem Java Software Paket TreeGross. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, 62 S., 2009

Pretzsch, H.: Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. Forstliche Forschungsberichte München 115, Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, 332 S., 1992

Schröder, J.: Zur Modellierung von Wachstum und Konkurrenz in Kiefern/Buchen-Waldumbaubeständen Nordwestsachsens. Forstwissenschaftliche Beiträg Tharandt 250 S., 2004

Sterba, H., Korol, N., and Rössler, G.: Ein Ansatz zur Evaluierung eines Einzelbaumwachstumssimulators für Fichtenreinbestände. Fw. Cbl. **120**, 406-421, 2001

Digitized by Google

Reaktion von Konkurrenzmodus und Zuwachs auf Kalkung und Beregnung

Eine waldwachstumskundlich-statistische Auswertung des Höglwald-Experiments

Peter Biber[1], Christian Huber[2], Donna Ankerst[3], Wendelin Weis[4]
[1]Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising
[2]Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising
[3]Lehrstuhl für Mathematische Statistik, Parkring, 85748 Garching-Hochbrück
[4]Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising

Zusammenfassung

Die Arbeit berichtet von einer Auswertung des süddeutschen Fichten-Kalkungs- und Versauerungsexperimentes Höglwald nach 21 Jahren Beobachtung. Der Versuch besteht aus sechs Parzellen in einem wüchsigen Altbestand, die fünf Behandlungsvarianten (Kalkung, Beregnung, saure Beregnung, Kalkung mit Beregnung, Kalkung mit saurer Beregnung) und eine unbehandelte Referenzfläche umfassen. Gekalkt wurde einmalig 1984, die Beregnung erstreckte sich auf die Jahre 1984 bis 1990.

Mit Hilfe eines linearen gemischten Modells wurden Behandlungseffekte auf den Durchmesserzuwachs sowie auf den vorherrschenden Konkurrenzmodus untersucht, wobei Varianzinhomogenität, zeitliche Autokorrelation auf Baum- und Zufallseffekte auf Parzellenebene berücksichtigt werden mussten.

Kalkung führte mit Verzögerung zeitlich begrenzt zu deutlichen Zuwachseinbußen und veränderte signifikant den Konkurrenzmodus in Richtung einer mehr größensymmetrischen Konkurrenz, die eine stärkere Limitierung durch bodengebundene Ressourcen anzeigt. In dem durch die Trockenjahre 1997 und 2003 geprägten Beobachtungszeitraum der Vegetationsperioden 1996-2004 lässt sich ein deutlicher Zuwachseinbruch nachweisen, der auf beiden Beregnungsvarianten signifikant stärker auftritt. Für diesen Zeitraum lässt sich auch eine generelle Veränderung des Konkurrenzmodus hin zur Größensymmetrie nachweisen.

Generell reagierten die untersuchten Bestände nur zeitweise auf die Behandlung. Weder führte zusätzliche Beregnung zu Zuwachssteigerungen, noch brachte saure Beregnung anhaltende Zuwachseinbußen mit sich. Jedoch macht zeitweise Beregnung die Bäume offensichtlich anfälliger für Trockenheit. Die Ergebnisse zur Kalkung deuten darauf hin, dass die gekalkten Bestände temporär von eher lichtlimitierten zu mehr nährstoff- und wasserlimitierten Systemen gemacht wurden. Die beobachteten Zuwachsverluste bestätigen Ergebnisse finnischer und norwegischer Studien und zeigen Forschungsbedarf speziell für Deutschland, wo Waldkalkung nach wie vor zur gängigen Praxis gehört.

Die Ergebnisse untermauern die Limitation-Caused-Matter-Partitioning-Hypothese (LCMP), die unterschiedliche Größen-Zuwachsverteilungen innerhalb von Pflanzenpopulationen in Abhängigkeit von der Art der Ressourcenlimitierung (Licht vs. bodengebundene Ressourcen) vorhersagt.

Summary

This study evaluated growth and yield paramters of Norway spruce at the liming and acidification experiment Höglwald 21 years after the start of the experiment. The experiment consists of six plots in a well-growing mature stand. The plots comprise five treatments (liming, irrigation, acid irrigation, liming combined with irrigiation, liming combined with acid irrigation) and one untreated reference. Liming took place once in 1984, both kinds of irrigation were conducted from 1984 until 1990.

We used a linear mixed model for analyzing treatment effects on diameter increment and the prevailing mode of competition. Variance inhomogeneity, temporal autocorrelation on tree level and random effects on parcel level had to be taken into account.

With some delay, liming caused temporarily significant increment losses and significantly changed the mode of competition towards size-symmetry which indicates stronger limitation by soil-bound resources. For the observation period 1996-2004 which contains the extreme dry years 1997 and 2003 we can show a marked increment loss that is most pronounced on both irrigation variantes. For this period we find as well an overall tendency towards a size-symmetric competition mode.

In general, treatment reactions prevailed only temporarily. Neither did the increment increase due to additional irrigation, nor did acid irrigation induce long-lasting increment losses. However, temporary irrigation seems to make trees more vulnerable to drought. The results obtained for liming indicate that the limed stands shifted temporarily from more light-limited to more water-limited systems. The liming-induced increment losses confirm results obtained by studies from Finland and Norvegia. There is need for more research especially for German conditions, where forest liming is a more prominent treatment than in any other country.

Our results corroborate the Limitation-Caused-Matter-Partitioning-Hypothesis (LCMP) which predicts different size-increment distributions dependent on the prevailing kind of resource limitation (light limitation vs. limitation by soil-bound resources).

Digitized by Google

1 Einleitung

Im Zuge der "Waldsterbensdiskussion" der 1970er und 1980er Jahre wurde Waldkalkung neben der Reduktion von Schwefelemissionen als zentrale Gegenmaßnahme zur sogenannten sauren Deposition eingeführt. (ULRICH et al. 1979, ULRICH 1980, 1981, 1982) – bis heute ist etwa ein Drittel der deutschen Waldfläche mindestens einmal gekalkt worden (ANONYMUS, 2003).

Nach wie vor wird jedoch die Kalkung kontrovers diskutiert. Während sie einerseits als Puffer gegen die Versauerung von Böden und als Kompensation von Nährstoffverlusten gilt (HÜTTL und ZÖTTL 1992), wird auch von unerwünschten Wirkungen berichtet. Dazu gehören Verlust an organischem Material und CO_2-Freisetzung (KREUTZER 1995, NOHRSTEDT 2001, HUBER et al. 2006a), erhöhte NO_3^-Auswaschung, Austrag von basischen Kationen (DE BOER et al. 1993, MARSCHNER et al. 1992, GEARY und DRISCOLL 1996, HUBER et al. 2006a), Stamm- und Wurzelfäulen (KREUTZER 1995) reduziertes Baumwachstum (NILSEN 2001, SAARSALMI und MÄLKÖNEN, 2001). Über die Langzeitwirkung der Waldkalkung ist wenig bekannt (BURKE und RAYNAL 1998).

Versauerung kann die Nährstofffreisetzung aus Mineralisierung verringern, die Kationenaufnahme durch Pflanzen erschweren oder über Aluminiumtoxizität direkt auf Feinwurzeln wirken (DELHAIZE und RYAN 1995). Jedoch sind einige Nährstoffe, wie Phosphor und Mangan, unter mäßig sauren Bedingungen sogar besser verfügbar.

Um zur Klärung der Effekte von Bodenversauerung und Waldkalkung auf eine breite Palette von ökologischen und ertragskundlichen Parametern in älteren Fichtenbeständen (*Picea abies* L. KARST.) beizutragen wurde 1983 das Höglwald-Experiment initiiert (KREUTZER und BITTERSOHL 1986, KREUTZER et al. 1991, KREUTZER und WEISS 1998). Seither ist bereits eine Reihe von deskriptiven waldwachstumskundlichen Auswertungen publiziert worden (RÖHLE 1991, 1986, 1987, HUBER et al. 2004a). Allerdings lag bisher keine inferenzstatistische Auswertung der Kalkung und saueren Beregnung auf ertragskundlich relevante Parameter vor. Die vorliegende Studie unternimmt den Versuch, trotz des aus statistischer Sicht nicht unproblematischen Experimentdesigns Signifikanzaussagen zu treffen.

Wichtige Hypothesen dieser Untersuchung sind, dass Wachstumsreaktionen auf Kalkung, Beregnung und künstliche Versauerung von der Zeit nach der Behandlung abhängen und dass die Behandlungseffekte sich nicht nur im Zuwachs der Bäume, sondern auch in dessen Verteilung auf die Bäume im Bestand äußern. Letztere Annahme entspricht der *Limitation-Caused Matter Partitioning* (LCMP) Hypothese (PRETZSCH und BIBER 2010, PRETZSCH und DIELER 2010, WICHMANN 2001, HARA 1993, WEINER 1990). Die LCMP Hypothese postuliert, dass diese Verteilung davon abhängt, ob auf dem gegebenen Standort das Wachstum eher durch bodengebundene (Wasser, Nährstoffe) oder durch Licht limitiert wird (s.u.).

2 Material und Methoden

Der Höglwald-Versuch liegt in Süddeutschland, etwa 70 km nordwestlich von München (11°04'E, 48°17'N) auf einer Seehöhe von 540 m. Die jährliche Mitteltemperatur (1984-2004) beträgt 7,9°C und 13,8°C in den Monaten Mai bis Oktober. Die jährlichen Niederschläge belaufen sich im Durchschnitt auf 940 mm. Der Boden ist eine Parabraunerde, die aus pleistozänen Lössablagerungen auf tertiären schluffigen Sanden entstanden ist. Humusform ist ein typischer Moder. In den stark versauerten oberen 40 cm des Mineralbodens ist die Basensättigung geringer als 10% nimmt aber unterhalb von 60 cm auf etwa 50% zu (KREUTZER und WEISS 1998). Weitere Details zu Bodenchemie, Bodenphysik, Einträgen und Bestandescharakteristika finden sich bei KREUTZER und BITTERSOHL (1986), KREUTZER et al. (1991), WEIS et al. (2007), Ammer und Huber (2007), Röhle (1987, 1986, 1991), HUBER et al. (2004a,b).

2.1 Versuchsdesign

Der Höglwald-Versuch besteht aus sechs 900 m² großen Parzellen in einem bei Versuchsanlage 1983 76 Jahre alten wüchsigen Fichtenbestand (Abbildung 1). Folgende Behandlungsvarianten wurden realisiert: Keine Behandlung (Parzelle A1), Kalkung (A2), Beregnung (C1), saure Beregnung (B1), Kalkung und Beregnung (C2), Kalkung und saure Beregnung (B2). Von 1984 bis einschließlich 1990 wurden zwischen Mai und November 14- bis 16-mal mit je 10-12 mm bewässert. Die Beregnung erfolgte mit destilliertem Wasser, das durch Salzzugabe auf die chemische Zusammensetzung von Freilandniederschlag eingestellt wurde (WEIS et al. 2007). Für die saure Beregnung wurde dasselbe Wasser mit Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 2,6 bis 2,8 gebracht. Gekalkt wurde einmalig im April 1984 durch manuelle Ausbringung von 4 t/ha feingemahlenen Dolomit (KREUTZER 1995, HUBER et al. 2004a, HUBER et al. 2006b).

Digitized by Google

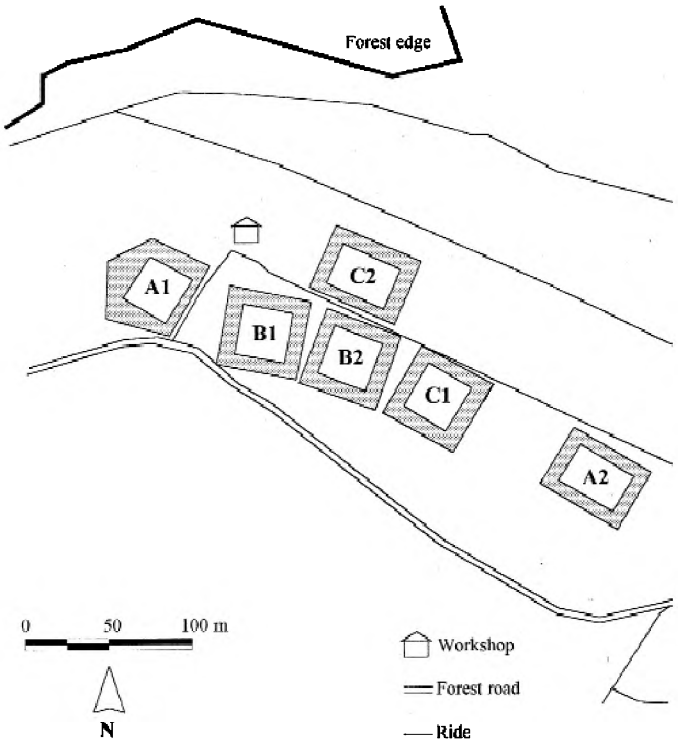


Abbildung 1: Lage der einzelnen Parzellen des Höglwald-Experiments.

Außer einzelnen Ausfällen durch Windwurf und Borkenkäfer blieben die Parzellen seit Beginn des Experimentes ungestört. Bedeutende Reduktionen der Bestandesdichte blieben demzufolge aus. Ertragskundliche Aufnahmen fanden statt im Frühjahr 1983 (1983F), Herbst 1988 (1988H), Frühjahr 1992 (1992F), Herbst 1995 (1995H) und im Frühjahr 2005 (2005F). Jede Aufnahme umfasste eine Vollaufnahme der Brusthöhendurchmesser. Eine Vollaufnahme der Höhen erfolgte 1983; 2005 wurden die Höhen von ca. 60% aller Bäume gemessen, während die anderen Aufnahmen Höhenmessungen nur an kleinen Zufallsstichproben vorsahen.

2.2 Datenanalysen

Ertragskundliche Bestandskennwerte wurden mit den am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde implementierten Standardverfahren berechnet. Kleine Unterschiede zwischen den hier und 1993 und früher publizierten Werten gehen darauf zurück, dass im Rahmen dieser Studie ein neues Höhenkurvensystem angepasst wurde. Für die Volumenberechnung wurden die Schaftholzformzahlgleichungen von KENNEL (1965) verwendet. Die im Vergleich zur Parzellenzahl (6) große Anzahl von Behandlungsvarianten (4, Keine Behandlung, Kalkung, Beregnung, Saure Beregnung) ließ eine inferenzstatistische Analyse von Behandlungseffekten auf Bestandeskennwerte nicht zu.

Eine formale Analyse der einzelbaumweisen Brusthöhendurchmesser *d* und der damit verbundenen Durchmesserzuwächse *id* über das Konzept der Durchmesser-Zuwachsgeraden (PRODAN 1965) kann jedoch unter den Bedingungen des Höglwald-Experiments zu Einsichten über die Bestandesdynamik führen. Die Durchmesserzuwächse *id* verstehen sich als mittlerer jährlicher Zuwachs zwischen einer gegebenen und der nachfolgenden Aufnahme. Tabelle 1 zeigt die Anzahl der verfügbaren Durchmesserzuwächse.

Tabelle 1: Anzahl der verfügbaren Durchmesserzuwächse *id* nach Parzelle und Aufnahme.

Parzelle	**1983 Frühjahr**	**1988 Herbst**	**1992 Frühjahr**	**1995 Herbst**	**Alle**
Unbehandelt (A1)	65	66	61	53	245
Kalkung (A2)	51	51	51	48	201
Saure Beregnung (B1)	58	58	55	52	223
Saure Beregnung mit Kalkung (B2)	54	53	53	49	209
Normale Beregnung (C1)	56	57	52	47	212
Normale Beregnung mit Kalkung (C2)	60	61	58	53	232
Gesamt	344	346	330	302	1322

Digitized by Google

Die Durchmesserzuwachsgerade geht von der Beobachtung aus, dass in homogenen, einschichtigen Beständen, der Zusammenhang zwischen *id* und *d* linear und durch die Parameter β_0 (Intercept) und β_1 (Steigung) beschrieben ist:

$$id = \beta_0 + \beta_1 \cdot d, \quad \beta_1 > 0 \qquad \text{Gleichung 1}$$

Werden die Durchmesser *d* parzellen- und aufnahmeweise durch Subtraktion des jeweiligen Grundflächenmitteldurchmessers d_g zentriert, dann entspricht der Intercept β_0 dem Zuwachs eines Baumes mit dem Durchmesser d_g. Da der d_g den Volumenmittelstamm des Bestandes repräsentiert, besteht ein enger Zusammenhang zwischen seinem Durchmesserzuwachs und dem Volumenzuwachs des gesamten Bestandes. Wir verwenden daher in den folgenden Analysen ausschließlich die zentrierten Durchmesserwerte, die im Folgenden mit der Variablenbezeichnung *d* gemeint sind. Da Konkurrenz und Stammdurchmesser in schwach oder nicht durchforsteten Beständen stark (negativ) miteinander korrelieren, ist *d* ein guter Weiser für die Konkurrenz, der ein Baum in einem gegebenen Bestand ausgesetzt ist. Somit kann die Steigung β_1 als Indikator für die konkurrenzbedingte Verteilung der Ressourcen über die Bäume im Bestand dienen. Wenn sich β_1 signifikant ändert, muss das als Hinweis auf eine Änderung des so genannten Konkurrenzmodus (engl. *mode of competition*) im Sinne von PRETZSCH und BIBER (2010), PRETZSCH und DIELER (2010), WICHMANN (2001), HARA (1993), WEINER (1990) interpretiert werden.

Knapp dargestellt deuten große Steigungen auf *größenasymmetrische* Konkurrenz hin, ein Konkurrenzmodus, der sich einstellt, wenn Licht die das Wachstum limitierende Ressource ist, während flachere Steigungen mehr *größensymmetrische* Konkurrenz anzeigen, die vorherrscht, wenn das Wachstum durch bodengebundene Ressourcen wie Wasser und Nährstoffe limitiert wird. Obwohl die Durchmesserzuwachsgerade von Einzelbauminformationen ausgeht, geben ihre Parameter β_0 und β_1 Auskunft über die Bestandesebene: Wenn sich eine Behandlung auf β_0 auswirkt, dann ändert sie den Zuwachs des gesamten Bestandes, während eine Veränderung von β_1 anzeigt, dass die entsprechende Behandlung die Art der Limitierung des Wachstums geändert hat. So würde man z.B. nach einer wirksamen Düngung oder Bewässerung mit einer Zunahme von β_1 rechnen.

Um das Höglwald-Experiment statistisch auf Behandlungseffekte und Beobachtungsperiodeneffekte im Hinblick auf β_0 und β_1 zu undersuchen, wurde ein gemischtes lineares Modell gewählt. Die genannten Effekte wurden als fixe Effekte in das Modell integriert, wobei allerdings keinerlei Interaktionen von Kalkung und Beregnung berücksichtigt wurden, da diese wegen fehlender Wiederholungen nicht von unbeobachteten Parzelleneffekten unterschieden werden könnten. Parzellenspezifische Zufallseffekte auf Intercept und Steigung wurden in das Modell aufgenommen, das sich wie folgt darstellt:

$$\begin{aligned} id_{ijk} = {} & \beta_{0.1} + \beta_{0.2} \cdot P2_k + \beta_{0.3} \cdot P3_k + \beta_{0.4} \cdot P4_k \\ & + L_j \cdot (\beta_{0.5} + \beta_{0.6} \cdot P2_k + \beta_{0.7} \cdot P3_k + \beta_{0.8} \cdot P4_k) \\ & + IRN_j \cdot (\beta_{0.9} + \beta_{0.10} \cdot P2_k + \beta_{0.11} \cdot P3_k + \beta_{0.12} \cdot P4_k) \\ & + IRA_j \cdot (\beta_{0.13} + \beta_{0.14} \cdot P2_k + \beta_{0.15} \cdot P3_k + \beta_{0.16} \cdot P4_k) \\ & + d_{ijk} \cdot [\beta_{1.1} + \beta_{1.2} \cdot P2_k + \beta_{1.3} \cdot P3_k + \beta_{1.4} \cdot P4_k \\ & + L_j \cdot (\beta_{1.5} + \beta_{1.6} \cdot P2_k + \beta_{1.7} \cdot P3_k + \beta_{1.8} \cdot P4_k) \\ & + IRN_j \cdot (\beta_{1.9} + \beta_{1.10} \cdot P2_k + \beta_{1.11} \cdot P3_k + \beta_{1.12} \cdot P4_k) \\ & + IRA_j \cdot (\beta_{1.13} + \beta_{1.14} \cdot P2_k + \beta_{1.15} \cdot P3_k + \beta_{1.16} \cdot P4_k)] \\ & + b_j + c_j \cdot d_{ijk} + \varepsilon_{ijk}. \end{aligned} \qquad \text{Gleichung 2}$$

Die Indizes *i*, *j*, *k* stehen für Baum *i* auf Parzelle *j* in der Beobachtungsperiode *k*. *k* = 1 zeigt die erste Beobachtungsperiode (1983F-1988H) an, die als Referenz benutzt wird, *k* = *2* die zweite (1988H-1992F), *k* = *3* die dritte (1992F-1995H) und *k* = 4 die vierte Periode (1995H-2005F). Entsprechend sind $P2_k$, $P3_k$, $P4_k$ ein Satz von Indikatorvariablen, die für *k* = 2, 3, 4 jeweils den Wert 1, sonst 0 annehmen. *L* ist eine weitere Indikatorvariable mit dem Wert 1 für gekalkte und 0 für nicht gekalkte Parzellen. IRN ist 1 für (nicht saure) Beregnung, sonst 0, IRA ist 1 für saure Beregnung und sonst 0. Mit β sind alle zu schätzenden Parameter der fixen Effekte bezeichnet, wobei das Subskript 0 ($\beta_{0.}$) das jeweilige β als behandlungs- und zeitspezifische Komponente des Intercept der Durchmesserzuwachsgerade (gemäß Gleichung 1) identifiziert. Das Subskript 1 ($\beta_{1.}$) deutet entsprechend auf eine Komponente der Steigung (gemäß Gleichung 1) hin. Alle (zentrierten) Durchmesser d_{ijk} sind in mm gegeben, und die Durchmesserzuwächse id_{ijk} sind die jährlichen Zuwächse der jeweiligen Beobachtungsperiode mit der Einheit mm/Jahr. Demzufolge haben alle Regressionsparameter, die zum Intercept der Durchmesserzuwachsgerade (Gleichung 1) beitragen ($\beta_{0.1}$, ..., $\beta_{0.16}$) die Einheit mm/Jahr, während alle, die zur Steigung beitragen ($\beta_{1.1}$, ..., $\beta_{1.16}$), die Einheit 1/Jahr haben.

Die parzellenspezifischen Zufallseffekte werden als unabhängig voneinander und normalverteilt angenommen ($b_j \sim N(0, \tau_b^2)$; $c_j \sim N(0, \tau_c^2)$), sie sind unabhängig von den Fehlern auf Baumebene, ε_{ijk}. Da je Baum bis zu vier

Digitized by Google

Durchmesserzuwächse vorliegen, muss für die Fehler eine Kovarianzstruktur angenommen werden, die zeitliche Autokorrelation berücksichtigt (GREGOIRE et al. 1995, PINHEIRO und BATES 2000, FORTIN et al., 2007):

$$Cov(\varepsilon_{ijk}, \varepsilon_{ijk'}) = \sigma^2 \rho^{|t_k - t_{k'}|}$$ Gleichung 3

Dabei sind die Indizes *i*, *j*, *k* ebenso definiert wie in Gleichung 2, wobei k' eine Beobachtungsperiode darstellt, die entweder gleich oder ungleich *k* ist. *t* ist dabei die Zeit am Ende der jeweiligen Beobachtungsperiode, σ^2 ist die Restvarianz und ρ zeigt die Stärke der Autokorrelation an.
Zusätzlich zur Autokorrelation wurde Varianzinhomogenität in Betracht gezogen (PINHEIRO und BATES 2000, FORTIN et al. 2007):

$$Var(\varepsilon_{ijk}) = \sigma^2 \cdot \exp(2\delta \cdot i\hat{d}_{ijk}) \,,$$ Gleichung 4

Dabei steht $i\hat{d}_{ijk}$ für den erwarteten Durchmesserzuwachs von Baum *i* auf der Parzelle *j* in der Periode *k*, und δ ist ein Parameter, der im Zuge der Modellanpassung geschätzt wird. Die Modellannahmen wurden grafisch geprüft.

Auf der Basis des linearen gemischten Modells wurden folgende Hypothesen geprüft:
$H0_1$: Weder Kalkung noch saure noch normale Beregnung beeinflussen den Intercept der Durchmesserzuwachsgerade zu irgendeinem Zeitpunkt.
$H0_2$: Weder Kalkung noch saure noch normale Beregnung beeinflussen die Steigung der Durchmesserzuwachsgerade zu irgendeinem Zeitpunkt.
$H0_3$: Es gibt keine periodenspezifischen Effekte, die den Intercept oder die Steigung der Durchmesserzuwachsgeraden unabhängig von der Behandlung beeinflussen.

Alle hier gezeigten statistischen Auswertungen wurden mit der freien Software R version 2.13.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011), und dem R-package nlme (PINHEIRO et al. 2011) durchgeführt.

3. Ergebnisse

3.1 Bestandeswerte

Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Oberhöhen und der Bestandesvolumina auf allen sechs Parzellen. Außer auf der unbehandelten und der lediglich gekalkten Parzelle folgen die Oberhöhen sehr eng der Ertragstafel von ASSMANN und FRANZ (1963), Bonität 40. Die unbehandelte Parzelle weist eine deutlich geringere, die lediglich gekalkte Parzelle eine etwas höhere Bonität auf. Die Bestandesvolumina zeigen deutliche Unterschiede auf den verschiedenen Parzellen, die allerdings schon vor der experimentellen Behandlung manifest waren. Die Volumina beginnen zwischen 947 VfmD/ha (unbehandelt) und 1213 VfmD/ha (lediglich gekalkt) und enden zwischen 1196 VfmD/ha (unbehaldelt) und 1615 VfmD/ha (lediglich gekalkt). Alle Parzellen zeigen höhere Volumina als die Ertragstafelreferenz.
Auch die Bestandeszuwächse übersteigen zumeist die Ertragstafelreferenz (Abbildung 3). Sie beginnen zwischen 17,6 VfmD/ha/Jahr (unbehandelt) und 22,7 VfmD/ha/Jahr (lediglich gekalkt und gekalkt mit normaler Beregnung). Sie enden zwischen 13,4 VfmD/ha/Jahr (gekalkt mit normaler Beregnung) und 17,8 VfmD/ha/Jahr (lediglich gekalkt). Bis zum Alter 89 zeigen die Zuwächse keinen klaren Alterstrend, fallen aber während der letzten Beobachtungsperiode auf Werte nahe der Ertragstafelreferenz. Die ungekalkten Parzellen zeigen in den ersten drei Perioden tendenziell zunehmende Zuwächse, die aber in der vierten Periode auf untereinander sehr ähnliche Werte zurückgehen. Demgegenüber weisen die Zuwächse der gekalkten Parzellen Minima in der zweiten Beobachtungsperiode auf, am deutlichsten auf der nicht und der sauer beregneten Variante.

Digitized by Google

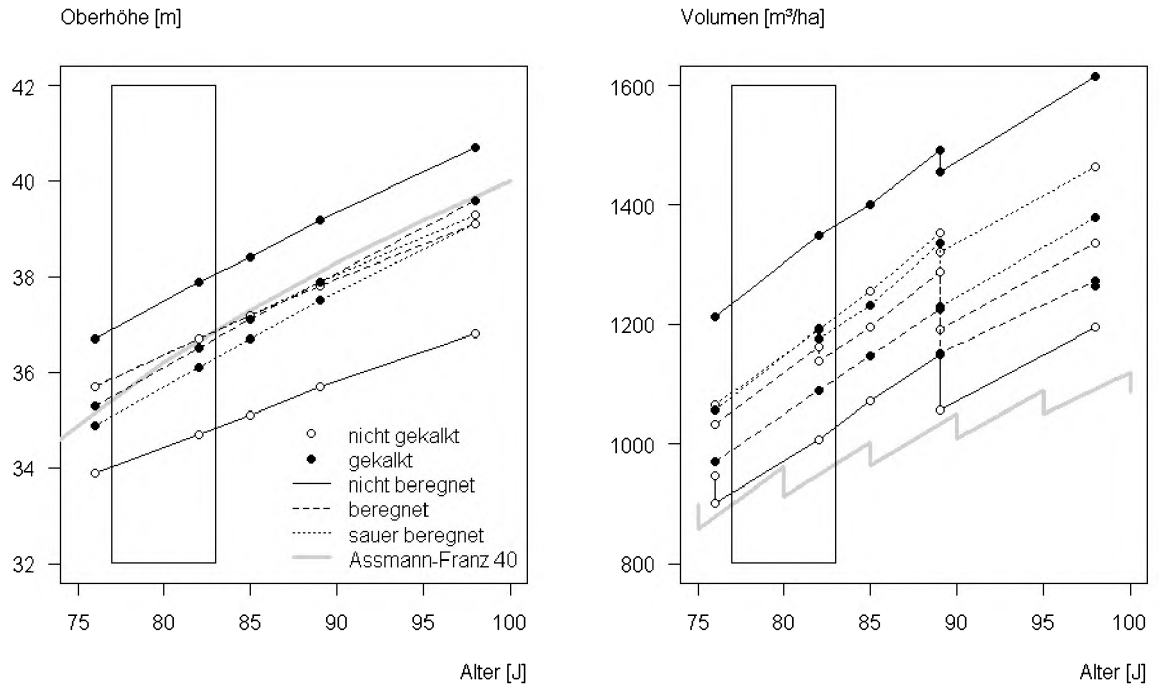


Abbildung 2: Entwicklung der Oberhöhen und Volumina auf den einzelnen Parzellen des Höglwald-Experiments im Vergleich mit der Oberhöhenbonität 40 (mittleres Ertragsniveau) nach ASSMANN und FRANZ (1963). Das Rechteck zeigt den eigentlichen Behandlungszeitraum. Dessen linke Kante markiert den Zeitpunkt der einmaligen Kalkung und den Beginn der Beregnung, die horizontale Ausdehnung des Rechtecks repräsentiert den Beregnungszeitraum.

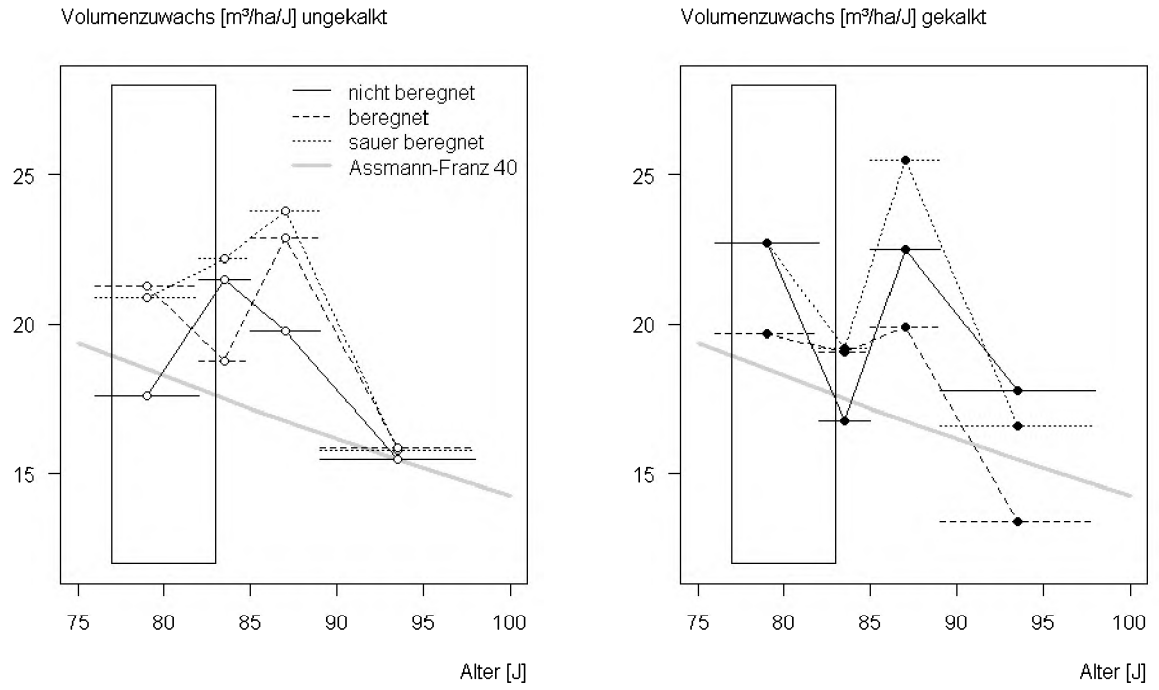


Abbildung 3: Entwicklung der Volumenzuwächse auf den einzelnen Parzellen (links die ungekalkten, rechts die gekalkten Varianten). Das Rechteck zeigt den eigentlichen Behandlungszeitraum analog zu Abbildung 2.

3.2 Durchmesserzuwachsgerade

In den Tabellen 2 und 3 werden die fixen Effekte (β_0, β_1) des linearen gemischten Modells nach Gleichung 2 gezeigt; sie werden zur Prüfung der Hypothesen dieser Arbeit benötigt. Ergänzend zeigt Tabelle 4 die Schätzer für

Digitized by Google

die Zufallseffekte und die Parameterschätzer für Varianzfunktion und Autokorrelation. Tabelle 2 führt die Parameterschätzer für $\beta_{0.1} - \beta_{0.16}$ aus Gleichung 2 an – sie repräsentieren die Behandlungs- und Periodeneffekte auf den Intercept der Durchmesserzuwachsgeraden ($H0_1$ und $H0_3$). $\beta_{0.1}$, das den Durchmesserzuwachs des Grundflächenmittelstammes unter unbehandelten Bedingungen in der ersten Beobachtungsperiode schätzt beträgt 2,71 mm/Jahr ($p < 0{,}001$). In den darauf folgenden Perioden ist keine signifikante Abweichung von diesem Zuwachs festzustellen ($\beta_{0.2}$, $\beta_{0.3}$) während in der letzten Beobachtungsperiode (1995H-2005F) ein signifikanter Abfall um 0,55 mm/Jahr ($\beta_{0.4}$, $p < 0{,}01$) stattfindet, was im Einklang mit den deskriptiven Darstellungen der Bestandeszuwächse steht (Abbildung 3).

In der ersten Beobeachtungsperiode zeigen sich keine signifikanten Behandlungseffekte ($\beta_{0.5}$, $\beta_{0.9}$, $\beta_{0.13}$), was bemerkenwert ist, weil diese Periode den größten Teil der Zeitspanne abdeckt, in der tatsächlich behandelt wurde. In der zweiten Periode reduziert Kalkung jedoch den Zuwachs signifikant um 0,83 mm/Jahr ($\beta_{0.6}$, $p < 0{,}001$), was nahezu einem Drittel des Zuwachses der unbehandelten Variante in der ersten Periode entspricht ($\beta_{0.1}$).

Darüber hinaus gibt es nur zwei signifikante Behandlungseffekte, die für die vierte Periode (1995H-2005F) nachgewiesen werden können. Zusätzlich zu dem generellen Zuwachseinbruch in dieser Periode ($\beta_{0.4}$ = -0,56 mm/Jahr) führen normale und saure Beregung zu einer weiteren Reduktion von 0,47 mm/Jahr bzw. 0,56 mm/Jahr ($\beta_{0.12}$, $\beta_{0.16}$). Das heißt, dass in Periode 4 beide Beregnungsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Referenz in Periode 1 ($\beta_{0.1}$) mehr als ein Drittel an Zuwachs einbüßen. Somit müssen wegen der Behandlungseffekte auf den Intercept der Durchmesserzuwachsgeraden und wegen periodenspezifischer Effekt $H0_1$ und $H0_3$ abgelehnt werden.

Die Parameterschätzer $\beta_{1.1} - \beta_{1.16}$ (Gleichung 2), die analog die Behandlungs- und Periodeneffekte auf die Steigung β_1 der Durchmesserzuwachsgeraden (Gleichung 1) darstellen, werden in Tabelle 3 gezeigt. Der Schätzer $\beta_{1.1}$ für unbehandelte Verhältnisse in der ersten Periode beträgt 0,017 l/Jahr und zeigt somit an, dass für jeden Millimeter, um den ein Baum vom Grundflächenmitteldurchmesser d_g abweicht, sich der Zuwachs des d_g um 0,017 mm/Jahr erhöht bzw. senkt, je nachdem, ob die Abweichung des Baumdurchmessers vom d_g positiv oder negativ ist. Beispielsweise ergibt sich für einen Baum, der 100 mm dicker ist als der d_g des Bestandes, in Periode 1 unter unbehandelten Bedingungen ein geschätzter Durchmesserzuwachs von $\beta_{0.1} + \beta_{1.1} * 100 = 2{,}71 + 1{,}70 = 4{,}41$ mm/Jahr. Auf dieselbe Weise resultiert ein Durchmesserzuwachs von $2{,}71 - 1{,}70 = 1{,}01$ mm/Jahr für einen Baum, der um 100 mm dünner ist als der d_g.

Tabelle 2: Schätzwerte aller fixen Effekte des linearen gemischten Modells nach Gleichung 2, die den Intercept einer Durchmesserzuwachsgeraden (Gleichung 1) beschreiben. Fett gedruckte Zahlen: signifikante ($p < 0.05$) Schätzwerte (*, **, ***: $p < 0.05, 0.01, 0.001$).

Behandlung	Beobachtungsperiode	Parameter	Schätzwert	Std.Fehler	p	Signifikanz
Unbehandelt	1 (1983F-1988H)	$\beta_{0.1}$	**2.7074**	0.2372	0.000	***
Unbehandelt	2 (1988H-1992F)	$\beta_{0.2}$	0.1767	0.1372	0.198	
Unbehandelt	3 (1992F-1995H)	$\beta_{0.3}$	0.0800	0.1762	0.650	
Unbehandelt	4 (1995H-2005F)	$\beta_{0.4}$	**-0.5511**	0.1829	0.003	**
Kalkung	1	$\beta_{0.5}$	-0.0635	0.2426	0.818	
Kalkung	2	$\beta_{0.6}$	**-0.8304**	0.1442	0.000	***
Kalkung	3	$\beta_{0.7}$	-0.2045	0.1870	0.274	
Kalkung	4	$\beta_{0.8}$	-0.2469	0.1874	0.188	
Normale Beregnung	1	$\beta_{0.9}$	0.2186	0.2947	0.536	
Normale B.	2	$\beta_{0.10}$	0.1376	0.1729	0.426	
Normale B.	3	$\beta_{0.11}$	-0.0551	0.2228	0.805	
Normale B.	4	$\beta_{0.12}$	**-0.4722**	0.2268	0.038	*
Saure Beregnung	1	$\beta_{0.13}$	0.3716	0.2967	0.337	
Saure Beregnung	2	$\beta_{0.14}$	-0.0906	0.1742	0.603	
Saure Beregnung	3	$\beta_{0.15}$	0.1576	0.2297	0.493	
Saure Beregnung	4	$\beta_{0.16}$	**-0.5578**	0.2293	0.015	*

Nur zwei signifikante Abweichungen von $\beta_{1.1}$ lassen sich nachweisen. Von 1988H-1992F reduziert Kalkung die Steigung um 0,004 l/Jahr ($\beta_{1.6}$, $p < 0{,}05$), nahezu ein Viertel im Vergleich zur unbehandelten Referenz in Periode 1 ($\beta_{1.1}$), was mit dem siginifikanten Zuwachsverlust durch Kalkung ($\beta_{0.6}$, Tabelle 2) zusammenfällt. Auf ähnliche Weise begleitet eine statistisch signifikante Reduktion der Steigung ohne Behandlung um 0,005 l/Jahr in Periode 4 (1995H-2005F) ($\beta_{1.4}$, $p < 0{,}05$) den Zuwachsverlust in derselben Periode ($\beta_{0.4}$, Tabelle 2). Aufgrund dieser Ergebnisse müssen $H0_2$ und $H0_3$ zurückgewiesen werden.

Zusammengefasst zeigt sich, dass die einmalige Kalkung mit einer Verzögerung von fünf bis sieben Jahren zu signifikanten temporären Zuwachseinbußen führte. Gleichzeitig zeigt die signifikante Reduktion der Steigung der

Digitized by Google

Durchmesserzuwachsgeraden, dass Kalkung zu einem mehr symmetrischen Konkurrenzmodus führte, was wiederum auf eine stärkere Wachstumslimitierung durch bodengebundene Ressourcen hinweist. Im Zeitraum 1995H-2005F konnte ein ähnlich signifikanter Zuwachsrückgang nachgewiesen werden, wiederum begleitet von einer stärkeren Limitierung durch bodengebundene Ressourcen. Der generelle Zuwachsrückgang in diesem Zeitraum fällt auf beiden beregneten Parzellen nahezu doppelt so groß aus.

Tabelle 3: Schätzwerte aller fixen Effekte des linearen gemischten Modells nach Gleichung 2, die die Steigung einer Durchmesserzuwachsgeraden (Gleichung 1) beschreiben. Fett gedruckte Zahlen: signifikante ($p < 0.05$) Schätzwerte (*, **, ***: $p < 0.05, 0.01, 0.001$).

Behandlung	Beobachtungsperiode	Parameter	Schätzwert	Std.Fehler	p	Signifikanz
Unbehandelt	1 (1983S-1988A)	$\beta_{1.1}$	**0.0172**	0.0033	0.00	***
Unbehandelt	2 (1988A-1992S)	$\beta_{1.2}$	-0.0008	0.0019	0.66	
Unbehandelt	3 (1992S-1995A)	$\beta_{1.3}$	-0.0031	0.0024	0.19	
Unbehandelt	4 (1995A-2005S)	$\beta_{1.4}$	**-0.0053**	0.0024	0.03	*
Kalkung	1	$\beta_{1.5}$	-0.0004	0.0033	0.91	
Kalkung	2	$\beta_{1.6}$	**-0.0038**	0.0019	0.04	*
Kalkung	3	$\beta_{1.7}$	0.0008	0.0024	0.74	
Kalkung	4	$\beta_{1.8}$	0.0000	0.0024	0.99	
Normale Beregnung	1	$\beta_{1.9}$	-0.0007	0.0040	0.86	
Normale B.	2	$\beta_{1.10}$	0.0035	0.0023	0.12	
Normale B.	3	$\beta_{1.11}$	0.0013	0.0028	0.64	
Normale B.	4	$\beta_{1.12}$	-0.0001	0.0029	0.98	
Saure Beregnung	1	$\beta_{1.13}$	-0.0015	0.0040	0.71	
Saure Beregnung	2	$\beta_{1.14}$	-0.0001	0.0022	0.96	
Saure Beregnung	3	$\beta_{1.15}$	0.0023	0.0028	0.42	
Saure Beregnung	4	$\beta_{1.16}$	0.0001	0.0028	0.97	

Tabelle 4: Schätzer für Autokorrelation und Streuung (wie in den Gleichungen 2, 3 und 4 definiert) des linearen gemischten Modells.

Parameter		Estimate
τ_1	$[b_j \sim N(0, \tau_1^2)]$, Zufallseffekt des Intercepts auf Parzellenebene	0.239
τ_2	$[c_j \sim N(0, \tau_2^2)]$ Zufallseffekt der Steigung auf Parzellenebene	0.003
σ	Standardabweichung der Residuen	0.689
ρ	Autocorrelationsparameter	0.785
δ	Parameter der Varianzfunktion	0.205

4 Diskussion

Aus theoretischer Sicht stellen die Ergebnisse dieser Untersuchung eine weitere Bestätigung der Limitation-Caused Matter Partitioning (LCMP) Hypothese dar (PRETZSCH und BIBER 2010, WICHMANN 2001, HARA 1993, WEINER 1990). Alle im Höglwald-Experiment durchgeführten Behandlungsvarianten hatten letztlich zum Ziel, die Verfügbarkeit von bodengebundenen Ressourcen zu beeinflussen. Ebenso wirkt Trockenheit, die während der letzten Beobachtungsperiode häufiger auftrat. Insofern war zu erwarten, dass die durch Kalkung und Trockenheit hervorgerufenen Zuwachsverluste mit einer Veränderung des Konkurrenzmodus in Richtung Symmetrie gekoppelt sind.

Die allgemein sehr gute Wuchsleistung im Höglwald-Experiment wird trotz standörtlicher Bedingungen – niedrige pH-Werte in der Humusschicht und im oberen Mineralboden - erreicht, die als eher ungünstig für das Wadlwachstum gelten. Auch zusätzlicher Säureeintrag im Experiment beeinträchtigte das Wachstum nicht. Nach Marschner (1991) wirkt sich Bodenversauerung vor allem über H^+- und Al-Toxizität, verminderte Nährstoffversorgung durch erhöhte Auswaschung, gehemmte Kationenaufnahme, geringere P- und Mo-Löslichkeit und gestörtes Wurzelwachstum auf das Pflanzenwachstum aus.

Im Höglwald wurden nach saurer Beregnung hohe Protonenkonzentration im Sickerwasser mit vermehrter Auswaschung von Ca und Mg beobachtet (WEIS et al. 2007), einhergehend mit verlangsamtem Feinzwurzelwachstum (HAHN und MARSCHNER 1998a), zeitweise geringeren Ca- und Mg-Konzentrationen in Kurzwurzeln (HAHN und MARSCHNER 1998b) und geringeren interzellulären Mn-, K- und P-Konzentrationen in mykorrhizierten Wurzeln (NOWOTNY et al. 1998).

Digitized by Google

Die genannten Beinträchtigungen durch künstliche Versauerung wurden jedoch nur im bereits stark versauerten oberen Mineralboden untersucht, was die Tatsache außer Acht lässt, dass das Wurzelsystem von Fichten im Höglwald in Tiefen von bis zu zwei Metern vordringt, wobei ca. 30% der Feinwurzelbiomasse unterhalb von 0,4 m gefunden werden (KREUTZER et al. 1991). Zudem blieb die Basensättigung unterhalb von 0,6 m sogar nach sechs Jahren saurer Beregnung größer als 30% (WEIS et al. 2007). Im gesamten Untersuchungszeitraum zeigte saure Beregnung kaum Auswirkungen auf die Elementkonzentrationen in den Nadeln (HUBER et al. 2006a). Dies trotz deutlicher Hinweise auf Al-Stress durch die Parameter Ca:Al sowie Mg:Al, vgl. ROST-SIEBERT (1984) sowie CRONAN und GRIGAL (1995). Zusammen mit der Abwesenheit von Wasserstress durch die Beregnung könnte dies erklären, warum weder das Wachstum noch der Konkurrenzmodus signifikant auf die Versauerung reagiert haben. Lediglich in der letzten Beobachtungsperiode (1995H-2005F) zeigte die saure Beregnung einen statistisch signifikanten Effekt, der jedoch nicht von dem der normalen Beregnung zu unterscheiden war.

Die Kalkung hatte in der zweiten Beobachtungsperiode (1988H-1992F), etwa vier bis acht Jahre nach der Kalkung, einen starken und höchst signifikant negativen Einfluss auf den Durchmesserzuwachs (Intercept der Durchmesserzuwachsgeraden). Die Ergebnisse des Regressionsmodells (Gleichung 2) passen gut zu den in Abbildung 3 gezeigten Volumenzuwächsen. Letztere deuten darauf hin, dass der Kalkungseffekt ohne irgendwelche Beregnung am stärksten war, das Design des Experiments läßt jedoch keinen Test auf solche Wechselwirkungen zu. Die signifikant negative Wirkung der Kalkung auf die Steigung der Durchmesserzuwachsgeraden in derselben Periode (1988H-1992F) zeigt an, dass dadurch die Limitierung durch bodengebundene Ressourcen zeitweise verstärkt wurde.

KREUTZER (1995) vermutet, dass die Trockenheitsanfälligkeit nach Kalkung erhöht ist. Im Höglwald steigerte Kalkung signifikant das Wachstum von Fein- und mittleren Wurzeln in der Humusschicht, was aber mit einer Abnahme der Feinwurzelbildung im mineralischen Oberboden gekoppelt war (HAHN und MARSCHNER 1998a, KREUTZER 1995). Auch auf anderen Standorten wurde dies beobachtet (Kern et al. 1961, Schneider und Zech 1990). Ursache könnte ein Närstoffeffekt sein, da sich nach der Kalkung die Mg- und Ca-Versorgung verbessert hatte. In allen Beobachtungsperioden außer 1983F-1988H traten häufig Trockenphasen auf, die möglicherweise in 1988H-1992F auf den gekalkten Flächen zu erhöhtem Trockenstress und damit zu den beobachteten Reationen von Zuwachs und Konkurrenzmodus beigetragen haben.

Auch chemische Auswirkungen der Kalkung können Änderung von Zuwachs und Konkurrenzmodus mitverursacht haben: Nach KREUTZER (1995) war der im Experiment verwendete Dolomit innerhalb von sechs Jahren nach der Ausbringung vollständig aufgelöst. Maximale pH-Werte im Humusausfluss wurden zwischen 1989 und 1991 beobachtet; HCO_3^- zeigte erhöhte Konzentrationen während es vor der Kalkung nicht nachgewiesen werden konnte (KREUTZER 1995). Die Fichte ist allerdings gut an saure Böden angepasst und verfügt über verschiedene Stressvermeidungs- und Stresstoleranzstrategien (KREUTZER 1995). Kalkung führte durchweg zu erhöhten Ca-Konzentrationen in den Nadeln, in den meisten Fällen allerdings ohne statistische Signifikanz (HUBER et al. 2006a). Jedoch haben Koniferen einen relativ geringen physiologischen Bedarf an Ca (Gülpen et al. 1995) und ein großer Teil des in Koniferennadeln gefundenen Ca ist in Calciumoxalatkristalle umgewandelter Überschuss (FINK 1991).

Aus Nadelanalysen kann auch auf eine Behinderung der P-Aufnahme durch Kalkung geschlossen werden (HUBER et al. 2006a). Während die P-Konzentrationen in diesjährigen Nadeln praktisch unverändert blieben, fanden sich niedrigere Werte in älteren Nadeln, die in erster Linie auf Veränderungen in der Humusschicht zurückgeführt werden konnten. HUBER (1997) beobachtete auf den gekalkten Flächen einen Rückgang der Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung unterhalb der Humusauflage. Zusätzlich kann das vermehrte Ca aus der Kalkung zusammen mit Al- und Fe-Einlagerung in der Humusschicht durch erhöhte Regenwurmaktivität (Huber et al. 2006a, Ammer und HUBER 2007) zu einer Fixierung von P in stabilen Verbindungen geführt haben (Pare und Bernier 1989, GERKE und HERMANN 1992), die für die Baumwurzeln schwer verfügbar sind. Ein Vergleich von Nährstoffkonzentrationen in der oberirdischen Biomasse von gekalkten und nicht gekalkten Fichten im Höglwald erbrachte Hinweise darauf, dass Kalkung ungünstig für die K- und P-Aufnahme sein könnte (WEIS et al. 2009). Signifikant geringere K-Konzentrationen fanden sich in den Nadeln gekalkter Bäume; P-Konzentrationen waren in deren Borke signifikant niedriger. Deshalb erscheint eine mäßige Einschränkung des Wachstums aufgrund reduzierter K- und P-Verfügbarkeit realistisch, die auf den gekalkten Flächen zu den beobachteten Reaktionen von Intercept und Steigung der Durchmesserzuwachsgeraden führte.

Aus der Sicht des Praktikers stellt sich die Frage inwieweit der nachgewiesene Rückgang des Durchmesserzuwachses sich im Volumenzuwachs auf Bestandesebene niederschlägt. Wie PRODAN (1965, S. 450-456) zeigt, beträgt der relative Volumenzuwachs eines Baumes etwa das Dreifache seines relativen Durchmesserzuwachses: $id/d \approx 3 \cdot iv/v$, wobei id und iv der periodische jährliche Durchmesser- bzw. Volumenzuwachs sind und d und v den Durchmesser bzw. das Volumen zu Beginng der Zuwachsperiode darstellen. Wenn id' und iv' der durch Kalkung reduzierte Durchmesser- bzw. Volumenzuwachs sind, dann gilt $\frac{id'/d}{id/d} \approx \frac{3 \cdot iv'/v}{3 \cdot iv/v}$, was sich zu $id'/id \approx iv'/iv$ vereinfacht. Mit anderen Worten ist der relative Verlust an Volumenzuwachs näherungsweise gleich dem relativen Verlust an Durchmesserzuwachs. Nun ist der Schritt von der Baum- zur Bestandesebene umkompliziert, da der Intercept der Durchmesserzuwachsgeraden, dem

Digitized by Google

Durchmesserzuwachs des Grundflächenmittelstammes entspricht, der wiederum das durchschnittliche Volumen und den durchschnittlichen Volumenzuwachs eines Baumes im Bestand repräsentiert (PRODAN 1965). Daher ist der relative Durchmesserzuwachsverlust des Grundflächemittelstammes ein guter Näherungswert für den relativen Verlust des Volumenzuwachses auf Bestandesebene.

Nehmen wir 2,71 mm/Jahr ($\beta_{0.1}$, Tabelle 2) als den normalen id und 2,71 mm/Jahr – 0,83 mm/Jahr ($\beta_{0.1} + \beta_{0.6}$, Tabelle 2) als id', dann ergibt sich $id'/id \approx iv'/iv \approx 70\%$, was eine temporäre (1988H-1992F) Einbuße von 30% des Volumenzuwachses auf Bestandesebene, ausgelöst durch eine einige Jahre vorhergehende Kalkung anzeigt.

Die letzte Zuwachsperiode (1995H-2005F) stellt einen Sonderfall dar – sie enthält mit den Jahren 1997 und 2003 zwei der drei ausgeprägtesten Trockenjahre der gesamten Laufzeit des Experimentes. Dies spricht für Wasserlimitierung als die offensichtliche Ursache für die ohne Behandlung auftretende Reduktion von Intercept und Steigung der Durchmesserzuwachsgeraden in dieser Periode. Ein Alterstrend erscheint weniger wahrscheinlich, da es dafür in den vorhergehenden Perioden kein Anzeichen gibt. Beide Beregnungsvarianten zeigen jedoch eine zusätzliche signifikante Verringerung des Intercept. Die Ergebnisse von HAHN und MARSCHNER (1998a) lassen den Schluss zu, dass Beregnung zu einer Verlagerung der Feinwurzelverteilung nach oben führte. So verschob sich die Wasseraufnahme der beregneten Bestände in die obere Bodenschicht, die in Trockenperioden schnell austrocknet. Verglichen mit unberegneten Flächen nutzen beregnete Bäume somit ein kleineres Bodenvolumen für ihre Wasseraufnahme, was in klimatischen Normaljahren keine Beschränkung darstellt, in Trockenjahren jedoch zu Stress führen kann.

5 Folgerungen

Die Ergebnisse dieser Studie erscheinen übertragbar auf wüchsige wenig durchforstete ältere Fichtenreinbestände unter dem Höglwald vergleichbaren Standortbedingungen. Die beobachteten Reaktionen auf experimentelle Behandlung waren lediglich temporär. Weder steigerte Beregnung den Zuwachs noch führte künstliche Versauerung zu dessen Reduktion. Jedoch kann auf längere Sicht Bewässerung Bäume anfälliger auf Trockenheit machen. Die Untersuchung zeigte auch, dass Kalkung zeitweise das Wachstum beeinträchtigen kann. Arbeiten von SAARSALMI und MÄLKONEN (2001) sowie NILSEN (2001) zeigen, dass in Norwegen und Finnland das Baumwachstum nach Kalkung für längere Zeit reduziert war. Nach wie vor besteht jedoch ein Mangel an Information über die Auswirkungen von Kalkung auf das Waldwachstum unter verschiedenen Standortbedingungen, speziell für deutsche Verhältnisse, wo Waldkalkung häufiger als in den meisten anderen Ländern zur Anwendung kommt.

Neben den genannten Befunden untermauern die Ergebnisse dieser Studie die LCMP–Hypothese, nach der die Steigung der Größen-Zuwachsbeziehung in einem Bestand von der Art der Ressourcenlimitierung abhängt.

Literaturverzeichnis

AMMER S.,HUBER, C. 2007. Die Regenwurmlebensgemeinschaft im Höglwaldexperiment 21 Jahre nach Kalkung - The earthworm community of the Höglwald experiment 21 years after liming. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 178:11-12.

ANONYMUS 2003. Bericht über den Zustand des Waldes. Ergebnisse des Forstlichen Umweltmonitorings. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Berlin.

ASSMANN E., FRANZ F. 1963. Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Selbstverlag München.

BURKE M. K., D. J. RAYNAL. 1998. Liming influences growth and nutrient balances in sugar maple (Acer saccharum) seedlings on an acidic forest soil. Environmental and Experimental Botany 39:105-116.

CRONAN C. S., D. F. GRIGAL. 1995. Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. Journal of Environmental Quality 24:209-226.

DE BOER W., M. P. J. HUNDSCHEID, J. M. T. SCHOTMAN, S. R. TROELSTRA, and H. J. LAANBROEK. 1993. In situ net N transformations in pine, fir, and oak stands of different ages on acid sandy soil, 3 years after liming. Biology and Fertility of Soils 15:120-126.

DELHAIZE E, P. R. RYAN. 1995. Aluminum Toxicity and Tolerance in Plants. Plant Physiol. 107, 31 5-321.

FINK, S. 1991. Comparative microscopial studies on the patterns of calcium oxalate distribution in the needles of various conifer species. Botanica Acta 104, 306-315.

FORTIN, M., G. DAIGLE, C-H UNG, J. BÉGIN, and L. ARCHAMBAULT. 2007. A variance-covariance structure to take into account repeated measurements and heteroscedasticity in growth modelling. Eur J Forest Res 126:573-585.

GEARY R. J., C. T. DRISCOLL. 1996. Forest soil solutions: Acid/base chemistry and response to calcite treatment. Biogeochemistry 32:195-220.

GERKE J., HERMANN R. 1992. Adsorption of orthophosphate to humic Fe-complexes and to amorphous Fe-oxide, Z. Pflanzenernär. Bodenkund. 155: 233–236.

GREGOIRE T.G., SCHABENBERGER O. and BARRETT J.P., 1995. Linear modelling of irregularly spaced, unbalanced, longitudinal data from permanent-plot measurements. Canadian Journal of Forest Research 25: 137-156.

Digitized by Google

Gülpen, M., Türk, S., Fink, S., 1995. Ca nutrition of conifers. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, 519-527.

Hahn G., H. Marschner. 1998a. Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. Plant and Soil 199: 11-22.

Hahn G., H. Marschner. 1998b. Cation concentrations of short roots of Norway spruce as affected by acid irrigation and liming. Plant and Soil 199: 23-27.

Hara, T. 1993. Mode of Competition and Size-structure Dynamics in Plant Communities. Plant Species Biol., 8. pp. 75-84.

Huber C. 1997. Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem stickstoffgesättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Hieronymus, München (German with English abstract).

Huber C., K. Kreutzer, H. Röhle, and A. Rothe. 2004a. Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilization on elemental concentrations in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. Forest Ecology and Management 200:3-21.

Huber C., R. Baier, A. Göttlein, and W. Weis. 2006a. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 to 2004 after liming an N saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. Forest Ecology and Management 233:11-20.

Huber C., W. Weis, and A. Göttlein. 2006b. Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. Annals of Forest Science 63:861-869.

Huber C., W. Weis, M. Baumgarten und A. Göttlein. 2004b. Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after femel and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. Plant and Soil 267:23-40.

Hüttl R. F., H. W. Zöttl. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests - Reviewing results from former and recent trials. Forest Ecology and Management 61:325-338.

Kennel R. 1965. Schaftholzgleichung für die Fichte. Implementiert im Standardprogramm WWVOLUM des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde, Technische Universität München.

Kern K G, W Moll und H J Braun. 1961 Wurzeluntersuchungen in Rein- und Mischbeständen des Hochschwarzwaldes. Allg. Forst. Jagdztg. 132, 241-260.

Kreutzer K., A. Göttlein, P. Pröbstle, and M. Zuleger. 1991. Höglwaldforschung 1982-1989 Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. Pages 11-21 In K. Kreutzer and A. Göttlein, editors. Ökosystemforschung Höglwald, Paul Parey, Hamburg.

Kreutzer K., J. Bittersohl. 1986. Investigations about the effects of acid deposition and compensative liming on the forest. Forstwissenschaftliches Centralblatt 105:273-282.

Kreutzer K., T. Weiss. 1998. The Höglwald field experiments - Aims, concept and basic data. Plant and Soil 199:1-10.

Kreutzer, K., 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168–169, 447–470.

Kreutzer, K., Weiss, T., 1998. The Höglwald field experiment – aims, concept and basic data. Plant and Soil 199, 1-10.

Marschner H. 1991. Mechanisms of adaption of plants to acid soils. Plant and Soil 134: 1-20.

Marschner B., K. Stahr, and M. Renger. 1992. Lime effects on pine forest floor leachate chemistry and element fluxes. Journal of Environmental Quality 21:410-419.

Nilsen, P. 2001. Fertilization experiments on forest mineral soils: a review of the Norwegian results. Scand. J. For. Res. 16, 541-554.

Nohrstedt, H-Ö., 2001. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: a review of Swedish Experiences. Scand. J. For. Res 16, 555-573.

Nowotny I., J. Dähne, D. Klingelhöfer and G. M. Rothe. 1998. Effect of soil acidification and liming on growth and nutritional status of mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Plant and Soil 199, 29-40.

Pare D., B. Bernier. 1989. Origin of the phosphorus deficiency observed in declining sugar maple stands in the Quebec Appalachians, Can. J. For. Res. 19 , 24–34.

Pinheiro, JC and DM Bates, 2000. Mixed-effects models in S and S-Plus. Springer, New York, 528 p.

Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. and the R Development Core team, 2011. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-101.

Pretzsch H., Biber P. 2010. Size symmetric versus size asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in Central Europe. Canadian Journal of Forest Research, 40(2): 370-384.

Pretzsch, H., Dieler, J. 2010. The dependency of the size-growth relationship of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) and European beech (Fagus sylvatica [L.]) in forest stands on long-term site conditions, drought events, and ozone stress. Trees, DOI 10.1007/s00468-010-0510-1.

Prodan, M., 1965. Holzmesslehre. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 644 p.

Digitized by Google

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna Austria. ISBN} 3-900051-07-0. http://www.R-project.org.

RÖHLE, H., 1991. Entwicklung der wichtigsten ertragskundlichen Kenngrößen des Fichtenaltbestands im Höglwald in der 6jährigen Beobachtungsperiode zwischen 1983 und 1988. Kreutzer, K., Göttlein, A. (editors). Ökosystemforschung Höglwald. Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand. Forstwissenschaftliche Forschung 39, Parey, Hamburg, Berlin: 30-34.

RÖHLE, H. 1986. Ertragskundliche Zustandserfassung und Zuwachs des Fichtenaltbestandes im Höglwald vor der experimentellen Behandlung, Forstwissenschaftliches Centralblatt. (105): 283 - 287.

RÖHLE, H. 1987. Entwicklung von Vitalität, Zuwachs und Biomassenstruktur der Fichte in verschiedenen bayerischen Untersuchungsgebieten unter dem Einfluß der neuartigen Walderkrankungen, Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 83, 122 p.

ROST-SIEBERT, K. 1984. Untersuchungen zu den toxischen Wirkungen von Al-Ionen auf Keimpflanzen von Picea abies (Karst.) und Fagus sylvatica (L.). Diss. Univ. Göttingen.

SAARSALMI, A., MÄLKÖNEN, E., 2001. Forest fertilisation research in Finland: A literature review. Scand. J. For. Res. 16, 514-535.

SCHNEIDER, B.U. UND W. ZECH. 1990. The influence of Mg fertilization on growth and mineral contents of fine roots in (*Picea abies* [karst] L.) stands at different stages of decline in NE-Bavaria. Water, Air, & Soil Pollution 54, 469-476,

ULRICH, B., 1980. Die Wälder in Mitteleuropa: Meßergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung, Vortrag vor dem Deutschen Forstverein am 24.9.1980, Allg. Forst Zeitschr. 35, 1198–1202.

ULRICH, B., 1981. Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernahr. Bodenkd. 144, 647-659.

ULRICH, B., 1982 Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge LOLF-Mitt. Sonderheft. Landesanstalt für ÖkologieNordrbein-Westfalen, 9-25.

ULRICH, B., Mayer R., Khanna P.K., 1979 Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Band 58, Sauerländer, Frankfurt am Main.

WEINER, J., 1990. Asymmetric competition in plant populations. Trends in Ecology and Evolution 5, 360-364.

WEIS W., R. BAIER, C. HUBER, and A. GÖTTLEIN. 2007. Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 7:211-223.

WEIS, W., GRUBER A., HUBER C., GÖTTLEIN A. 2009. Element contents and storage in the above ground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. European Journal of Forest Research 128:437 - 445.

WICHMANN, L. 2001. Annual Variations in Competition Symmetry in Even-aged Sitka Spruce. Annals of Botany, 88. pp. 145-151.

Digitized by Google

Signifikanz dynamischer Interaktionen zwischen dem jährlichen Radial- und Höhenzuwachs und jährlichen Nadelspiegelwerten von Kiefern unter dem Einfluss von Klima und Witterung

Hans-Peter Kahle
Institut für Waldwachstum, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Tennenbacher Straße 4, 79106 Freiburg

Einleitung

Die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen der Ernährung und Produktionsleistung von Waldbeständen ist ein zentrales Thema der waldwachstumskundlichen Forschung. Auf Standorten mit größerem Wasserspeichervermögen und höherer Nährstoffausstattung des durchwurzelbaren Bodens ist unter sonst gleichen Bedingungen in der Regel die Produktivität höher (ASSMANN 1961, ERTELD und HENGST 1966, MITSCHERLICH 1978). Dieser Befund untermauert die Hypothese der Ressourcenlimitierung der Biomasseproduktion, stellen Wasser und Nährstoffe doch essentielle Grundstoffe für den Betriebs- und Aufbaustoffwechsel der Bäume dar. Während es in der Literatur zahlreiche Beispiele für die allgemeinen Zusammenhänge zwischen dem standörtlich bedingten Ressourcenangebot und der Produktivität von Waldbeständen gibt (z.B. EVERS und MOOSMAYER 1980, FERRAZ 1985, KRAUß et al. 1986, SPIECKER et al. 1992, RIEK 1998, LEMBCKE et al. 2000, LOCKOW 2007, BECK et al. 2007), sind Untersuchungen zu den Zusammenhängen zwischen jährlichen Zuwachsgrößen und jährlichen Nadel- bzw. Blattspiegelwerten von Waldbäumen selten (z.B. HEINSDORF 1973, MELLERT et al. 2008a und 2008b). Dies liegt unter anderem an der mangelnden Verfügbarkeit geeigneter langfristiger Messreihen.
In der vorliegenden Studie wird anhand waldwachstums- und ernährungskundlicher Daten von langfristig beobachteten Kiefern-Versuchsflächen in Brandenburg (HEINSDORF und BRANSE 2002) geprüft, ob sich mit dem statistischen Modell der Vektor-Autoregressiven-Prozesse (VAR-Modell) (LÜTKEPOHL und KRÄTZIG 2004) statistisch signifikante, dynamische Wechselbeziehungen zwischen Wachstum und Ernährung unter dem Einfluss von Klima und Witterung aufdecken lassen. Die ernährungskundlichen Daten zu dieser Studie wurden von Prof. Emeritus Dr. Dieter Heinsdorf, Eberswalde, zur Verfügung gestellt. Die waldwachstumskundlichen Daten wurden im Rahmen des EU-Projekts RECOGNITION erhoben (KAHLE et al. 2008a).

Problemstellung

Nährstoffkonzentrationen in den Blättern und Nadeln (Blatt- bzw. Nadelspiegelwerte) der Waldbäume sind das Ergebnis eines dynamischen Wechselspiels zwischen der Verfügbarkeit der Nährstoffe und deren Aufnahme, Transport und Allokation im Baum (FIEDLER et al. 1973, MARSCHNER 1986, HEINZE und FIEDLER 1992). Demzufolge weisen Nadelspiegelwerte (da in dieser Studie nur Nadelbäume untersucht werden, wird im Folgenden nur noch der Begriff 'Nadelspiegelwert' verwendet) eine ausgeprägte zeitliche und auch große standörtliche Variabilität auf (EVERS 1972, HEINSDORF 1973, EVERS und MOOSMAYER 1980, SAUTER 1991, PRIETZEL et al. 1997, RIEK und WOLFF 1999, DUQUESNAY et al. 2000). Über zeitlich variable Verwitterungs- und Mineralisierungsvorgänge werden kontinuierlich Teile des im Boden und Humus vorhandenen Nährstoffreservoirs in pflanzenverfügbare Form überführt. Die Akquisition von Nährstoffen über die Wurzeln ist abhängig von Nährstoffangebot und -verfügbarkeit und wird über die Wachstumsrate der Bäume gesteuert. Bäume nehmen die Nährstoffe in bestimmten Mengenrelationen auf, so dass bezüglich der Aufnahme auch Wechselwirkungen zwischen den verfügbaren Nährelementen bestehen (FIEDLER et al. 1973, MARSCHNER 1986, HEINZE und FIEDLER 1992). Die bodenbürtigen Nährstoffe werden von den Bäumen in gelöster Form aufgenommen und über den Xylemwasserstrom an die Orte des Bedarfs transportiert, so dass der Versorgung mit Wasser als Lösungs- und Transportmedium eine große Bedeutung für die Nährstoffversorgung zukommt. Schließlich ist die Konzentration der Nährstoffe in den Blättern und Nadeln von dem Verhältnis zwischen Nährstoffaufnahme und Biomasseproduktion sowie dem jeweiligen Allokationsmuster abhängig.
Die dargestellten Wirkungszusammenhänge legen nahe, die Variablen jährlicher Radialzuwachs (ir_t), jährlicher Höhenzuwachs (ih_t), sowie die Nadelspiegelwerte der Makronährelemente Stickstoff ($[N]_t$), Phosphor ($[P]_t$) und Kalium ($[K]_t$) als endogene Variablen, und die klimatische Wasserbilanz während der Wachstumsperiode ($CWB_{04\text{-}09,t}$) als exogene Variable in einem simultanen System dynamischer Interaktionen darzustellen, und zu analysieren (der Index *t* in der Variablenbezeichnung bedeutet, dass es sich jeweils um Zeitreihen handelt). Abbildung 1 stellt ein solches System dynamischer Wechselwirkungen schematisch als Flussdiagramm dar.
Eine Klasse statistischer Modelle zur Analyse zeitgleicher und zeitverzögerter Zusammenhänge in multivariaten Zeitreihen stellen die Vektor-Autoregressiven-Modelle, kurz VAR-Modelle, dar (LÜTKEPOHL und KRÄTZIG 2004). Mit Hilfe von VAR-Modellen lassen sich statistische Hypothesen über dynamische Beziehungen zwischen und innerhalb multivariater Datensätze simultan testen. Das geschätzte VAR-Modell ist über die gesetzte bzw. identifizierte Modellstruktur und die geschätzten Modellkoeffizienten bestimmt. Das VAR-Modell kann damit auf biologische Plausibilität geprüft und auf der Grundlage einer schlüssigen fachwissenschaftlichen Theorie als Wirkungsmodell interpretiert werden.

Digitized by Google

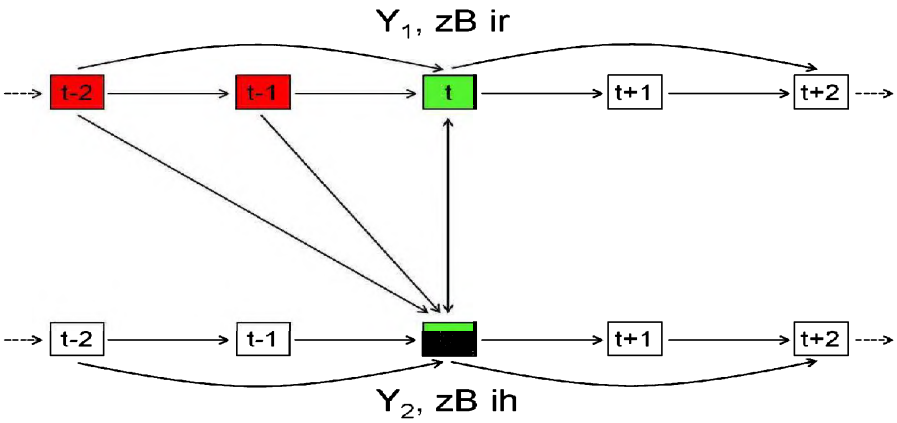


Abbildung 1: Flussdiagramm zur schematischen Darstellung autoregressiver Beziehungen innerhalb der Zeitreihen zweier Variablen (Y_1 und Y_2, z.B. jährlicher Radialzuwachs: ir und jährlicher Höhenzuwachs: ih) und möglicher zeitversetzter und zeitgleicher wechselseitiger Beziehungen zwischen den Variablen im Zeitablauf (t-2, … , t+2).

In der vorliegenden Studie werden mit Hilfe von VAR-Modellen die folgenden Fragestellungen untersucht:

1. Besteht ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem jährlichen Radial- und dem jährlichen Höhenzuwachs?
2. Besteht ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem jährlichen Zuwachs (Radial- und Höhenzuwachs) und den jährlichen N-, P-, und K-Nadelspiegelwerten?
3. Übt die klimatische Wasserbilanz einen signifikanten Einfluss auf die unter 1. und 2. genannten Zusammenhänge aus?

Material

Die ernährungs- und waldwachstumskundlichen Daten stammen von sieben Kiefern-Versuchsflächen auf charakteristischen pleistozänen Standorten Brandenburgs (HIPPELI und BRANSE 1992, HEINSDORF und BRANSE 2002). Die Versuchsflächen wurden 1964 in 44 bis 59 Jahre alten Kiefernbeständen angelegt. Die Lage der Versuchsflächen ist Abbildung 2 zu entnehmen. Tabelle 1 stellt ausgewählte Standorts- und Bestandesmerkmale der Versuchsflächen dar.

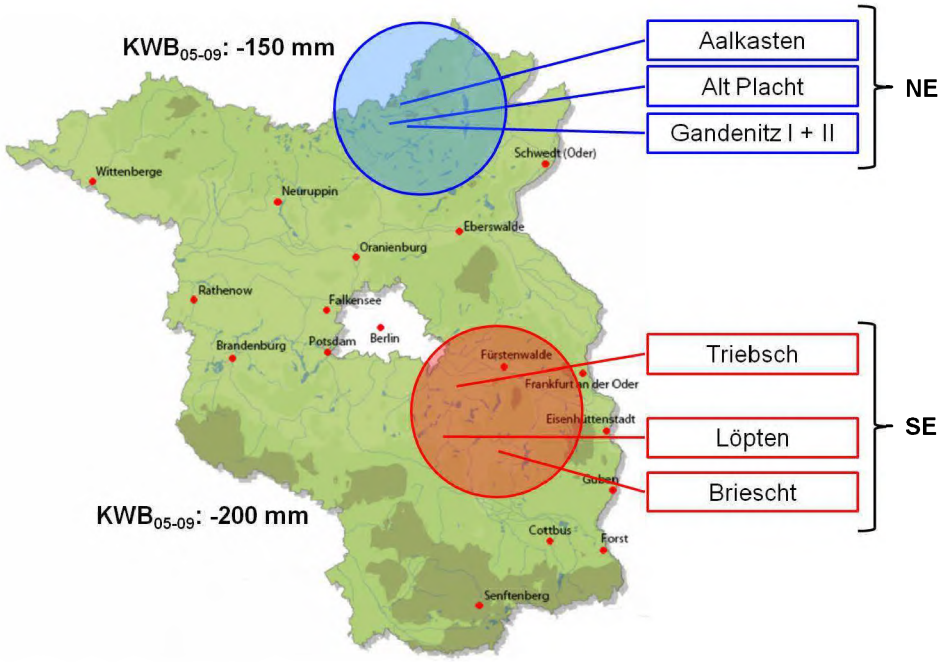


Abbildung 2: Lage der Untersuchungsstandorte in Brandenburg und Zusammenfassung zu den Standortsgruppen Nordost (NE) und Südost (SE). Angaben zur mittleren klimatischen Wasserbilanz in den Monaten Mai-September (KWB_{05-09} in mm) nach RIEK und STÄHR (2004).

Digitized by Google

Tabelle 1: Standorts- und Bestandescharakteristika der Kiefern-Versuchsflächen (im Anhalt an HEINSDORF und BRANSE 2002).

Versuchsflächen	NE			SE		
	Alt Placht	Gandenitz I+II	Aalkasten	Löpten	Briescht	Triebsch
Höhe üNN (m)	65-88 / 73			37-44 / 41		
Tp (°C) (1964-1999)	8,4			8,6		
Nd (mm) (1964-1999)	555-594 / 568			518-567 / 551		
Standortsgruppe	mittel bis kräftig			ziemlich arm		
Bodenform	S-Braunerde			S-Braunpodsol		
Humusform 1999	typ. Rohhumus bis Moder			typ. Rohhumus		
Wasserhaushaltsstufe	mäßig frisch			trocken	frisch	
Humusauflage 1964 pH_{KCl}	3,3	3,0	4,0	3,2	3,1	3,7
Humusauflage 1999 pH_{KCl}	3,0	3,2	3,3	3,0	3,0	3,3
Humusauflage 1964 C:N	34	31	30	31	35	32
Humusauflage 1999 C:N	30	25	22	29	27	23
C:N-Änderung (%)	**-13,0**	**-19,0**	**-25,0**	**-9,4**	**-22,9**	**-28,1**
Alter 1964	49	59	44	58	54	59
Bonität (h_{g100}) 1964 (m)	26,4	25,4	29,4	16,2	25,0	23,2
Bonität (h_{g100}) 1999 (m)	28,6	28,6	29,2	18,9	27,6	26,2
Bonitätsänderung (%)	**8,3**	**12,6**	**-0,7**	**16,7**	**10,4**	**12,9**

Gemäß der forstlichen Standortansprache sind die Standorte der Standortsgruppe SE im Mittel ärmer als die der Standortsgruppe NE (vgl. Tab. 1). Die Wasserversorgung während der Hauptwachstumsperiode ist in der Standortsgruppe SE ebenfalls angespannter (klimatische Wasserbilanz Mai bis September, vgl. Abb. 2). Dies schlägt sich auch in den mittleren Oberhöhenbonitäten der Kiefernbestände nieder, diese sind in der Standortsgruppe SE mit 24.2 m deutlich geringer als in der Standortsgruppe NE mit 28.8 m (Bezugsjahr 1999). Mit einer Oberhöhenbonität von 18.9 m weist die Versuchsfläche Löpten mit großem Abstand die geringste Bonität auf. Zwischen 1964 und 1999 hat sich das C:N-Verhältnis auf allen Standorten verengt, und gleichzeitig haben sich die Oberhöhenbonitäten der Kiefernbestände im Mittel erhöht.

Für die ernährungskundlichen Analysen wurden von den ungedüngten Kontrollvarianten der Düngungsversuchsflächen (je drei Parzellen pro Versuch) jeweils zwölf, den Kreisflächenmittelstamm repräsentierende Probebäume ausgewählt und jährlich im Spätjahr (Zeitraum Oktober bis Dezember) beprobt. Die Nadelproben (halbjährige Nadeln) wurden durch Zapfenpflücker aus den oberen Kronenbereichen (3. bis 5. Quirl) entnommen. In den Jahren 1964 bis 1988 wurden die Nadelproben jeweils von den gleichen nummerierten Bäumen gewonnen. In den Folgejahren wurden auch benachbarte Kiefern beerntet, um größere durch das Besteigen verursachte Rindenschäden zu reduzieren bzw. auszuschließen. Von den vier Bäumen je Parzelle wurden Mischproben gebildet, und für die chemische Analyse vorbereitet. Die angewendeten Laboranalyseverfahren sind in HIPPELI und BRANSE (1992) und HEINSDORF und BRANSE (2002) beschrieben. Bis 1985 wurde auch das Trockengewicht von 100 Nadelpaaren bestimmt. HIPPELI und BRANSE (1992) berichten über die Entwicklung der Nährelementgehalte in den Jahren 1964 bis 1988. Die Datenserien wurden von HEINSDORF und BRANSE (2002) bis zum Jahr 1999 weitergeführt und zusammenfassend ausgewertet (Auswertungszeitraum: 1964-1999). MELLERT et al. (2004, 2008) haben anhand der ernährungskundlichen Daten Trendanalysen durchgeführt.

Die waldwachstumskundlichen Analysen wurden Ende 1999 im Rahmen des EU-Forschungsprojekts RECOGNITION durchgeführt (KAHLE et al. 2008). Je Versuchsfläche wurden dazu neun vorherrschende und herrschende Untersuchungsbäume (drei Untersuchungsbäume je Parzelle) ausgewählt und stammanalytisch erfasst (insgesamt 63 Untersuchungsbäume) (vgl. BOROWSKI 2001, KAHLE et al. 2008b). Die jährlichen Radialzuwächse wurden im Jahrringlabor des Instituts für Waldwachstum der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg auf Stammscheiben aus Brusthöhe entlang von acht Radien vermessen und quadratisch gemittelt. Die jährlichen Höhenzuwächse wurden im Gelände am liegenden Stamm anhand der Knospenspuren und Astquirle vermessen. Unter Verwendung multipler linearer Regressionsmodelle haben MELLERT et al. (2008) Trendanalysen der ernährungs- und waldwachstumskundlichen Daten unter Einbeziehung von Klimavariablen durchgeführt.

Bei den in der vorliegenden Studie verwendeten Zeitreihen monatlicher Lufttemperatur- und Niederschlagsdaten handelt es sich um 1 km x 1 km Rasterdaten die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) aus den Stationsdaten des DWD-Messnetzes mittels räumlicher Interpolation abgeleitet wurden (vgl. MÜLLER-WESTERMEIER 1995, 1999). Für jeden Untersuchungsstandort wurden die entsprechenden Datensätze anhand der Lagekoordinaten extrahiert, und die monatliche klimatische Wasserbilanz nach THORNTHWAITE und MATHER (1955, 1957) berechnet.

Digitized by Google

Vektorautoregressive-Modelle (VAR-Modelle)

VAR-Modelle sind in der Ökonometrie weit verbreitete stationäre Zeitreihenmodelle zur simultanen Schätzung multivariater Gleichungssysteme (LÜTKEPOHL 2007). Die vom Modell zu erklärenden (endogenen) Variablen werden dabei sowohl durch ihre eigenen Vergangenheitswerte, als auch durch die Vergangenheitswerte der anderen endogenen Variablen bestimmt. VAR-Modelle lassen sich jedoch auch um „echte" exogene stochastische Variablen erweitern. Damit wird in dem VAR-Modell die strikte Unterscheidung in endogene und exogene Variablen weitgehend aufgehoben. Gleichung 1 stellt ein solches VAR-Gleichungssystem mit zwei endogenen Variablen (Y_1 und Y_2), einer exogenen Variable (X_1), einer Konstanten (c), einem Zufallsrauschen für jede endogene Variable (Z) und den dazugehörigen Koeffizienten (Φ, β, α) mit einer maximalen Länge der Zeitverzögerung (Lag) von p-Jahren dar (Gl. 1):

$$\begin{pmatrix} Y_{1,t} \\ Y_{2,t} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \phi_{11,1}\, \phi_{12,1} \\ \phi_{21,1}\, \phi_{22,1} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} Y_{1,t-1} \\ Y_{2,t-1} \end{pmatrix} + \cdots + \begin{pmatrix} \phi_{11,p}\, \phi_{12,p} \\ \phi_{21,p}\, \phi_{22,p} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} Y_{1,t-p} \\ Y_{2,t-p} \end{pmatrix}$$
$$+ \begin{pmatrix} \beta_{11,0} \\ \beta_{21,0} \end{pmatrix} (X_{1,t}) + \begin{pmatrix} \beta_{11,1} \\ \beta_{21,1} \end{pmatrix} (X_{1,t-1}) + \cdots + \begin{pmatrix} \beta_{11,p} \\ \beta_{21,p} \end{pmatrix} (X_{1,t-p}) + \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \end{pmatrix} (c) + \begin{pmatrix} Z_{1,t} \\ Z_{2,t} \end{pmatrix}$$

Gleichung 1 verdeutlicht, dass die Anzahl der Koeffizienten der Φ- und β-Systemmatrizen in einem VAR-Modell mit der Anzahl k der Y-Variablen und Anzahl l der X-Variablen sowie der Lag-Länge p rasch ansteigen ($k^2 \cdot p$ bzw. $k \cdot l \cdot p$). Zur Reduktion der Dimension des zu schätzenden VAR-Modelles, ist es daher sinnvoll, dieses möglichst „sparsam" zu formulieren und theoriegestützte, das heißt fachwissenschaftlich begründete Modellrestriktionen a priori einzubauen. Da wir im vorliegenden Fall Wirkungszusammenhänge aufdecken wollen, soll der Zustand einer Variable zum Zeitpunkt t nicht aus der eigenen Vergangenheit erklärt, sondern als das Ergebnis der Wirkung einer oder mehrerer anderer Variablen zum Zeitpunkt t-p dargestellt werden. Aus Gründen der inhaltlichen Logik und Sparsamkeit des Modells wurden die Hauptdiagonalen der quadratischen Φ-Systemmatrizen deshalb gleich null gesetzt.

Die Aufhebung der Unterscheidung in endogene und exogene Variablen erzeugt ein Identifikationsproblem, so dass Wirkungszusammenhänge anhand der Systemmatrizen nur unter Beachtung von Kausalitätsprinzipien identifiziert werden können. Eine immanente Eigenschaft von Kausalität ist, dass ein kausales Ereignis eine feste zeitliche Richtung hat: die Ursache geht der Wirkung zeitlich voraus. Anhand der Systemmatrizen lassen sich verschiedene Kausalbeziehungen aufdecken: (i) Monokausalität: genau ein Ereignis verursacht ein anderes Ereignis oder mehrere andere Ereignisse, (ii) Multikausalität: mehrere Ereignisse verursachen zusammen ein oder mehrere andere Ereignisse, sowie (iii) Kausalketten: ein Ereignis verursacht ein anderes, das selbst wiederum ein weiteres Ereignis bewirkt (indirekte Wirkung). Im VAR-Modell erfolgt der Test auf Kausalität anhand der Überprüfung der Signifikanz der Φ- und β-Modellkoeffzienten. Zum Beispiel liegt dem Test der Kausalität für Y_2 auf Y_1 folgende Hypothese zugrunde (Gl. 2):

$$H_o: \phi_{12,1} = \phi_{12,2} = \cdots = \phi_{12,p} = 0$$

Für den Test auf indirekte Wirkungen, ist die in Gl. 2 formulierte Nullhypothese zu einem Test auf Blockexogenität zu erweitern. Die Nullhypothese für den Test der indirekten Wirkung von Y_2 auf Y_1 über Y_3 lautet (Gl. 3):

$$H_o: \phi_{12,1} = \phi_{12,2} = \cdots = \phi_{12,p} = \phi_{13,1} = \phi_{13,2} = \cdots = \phi_{13,p} = 0$$

Für den Nachweis zeitgleicher Kausalität ist das zeitliche Ordnungsprinzip nicht anwendbar. Hier kommt das von GRANGER (1969) eingeführte erweiterte Kausalitätsprinzip zur Anwendung: Y_2 ist kausal zu Y_1 wenn die Vorhersage von $Y_{2,t+1}$ die Vorhersage von $Y_{1,t+1}$ verbessert (Test auf Granger-Kausalität, LÜTKEPOHL 2004).

Die VAR-Modelle wurden mit der Software JMulTi Version 4.24 (vgl. KRÄTZIG 2004) auf der Basis des verallgemeinerten Regressionsmodells (GLS) geschätzt. Die Prüfung der Modellvoraussetzungen und die diagnostischen Tests wurden ebenfalls mit JMulTi durchgeführt.

Explorative Analyse der waldwachstumskundlichen und ernährungskundlichen Daten

Abbildung 3 stellt die Verläufe der mittleren jährlichen Radial- und Höhenzuwächse für die Untersuchungsbäume nach Standortsgruppen dar. Im Zeitraum 1964-1999 beträgt der mittlere jährliche Radialzuwachs (± SD) bei den Standortsgruppen NE und SE 1.76 ± 0.046 mm bzw. 1.50 ± 0.045 mm, der mittlere jährliche Höhenzuwachs 0.31 ± 0.009 m bzw. 0.25 ± 0.009 m. Die Interserienkorrelation zwischen den Zeitreihen der mittleren Radial- bzw. Höhenzuwächse der beiden Standortsgruppen im Zeitraum 1964-1999 beträgt 0.693 bzw. 0.707 (jeweils signifikant auf dem 1% Niveau).

Digitized by Google

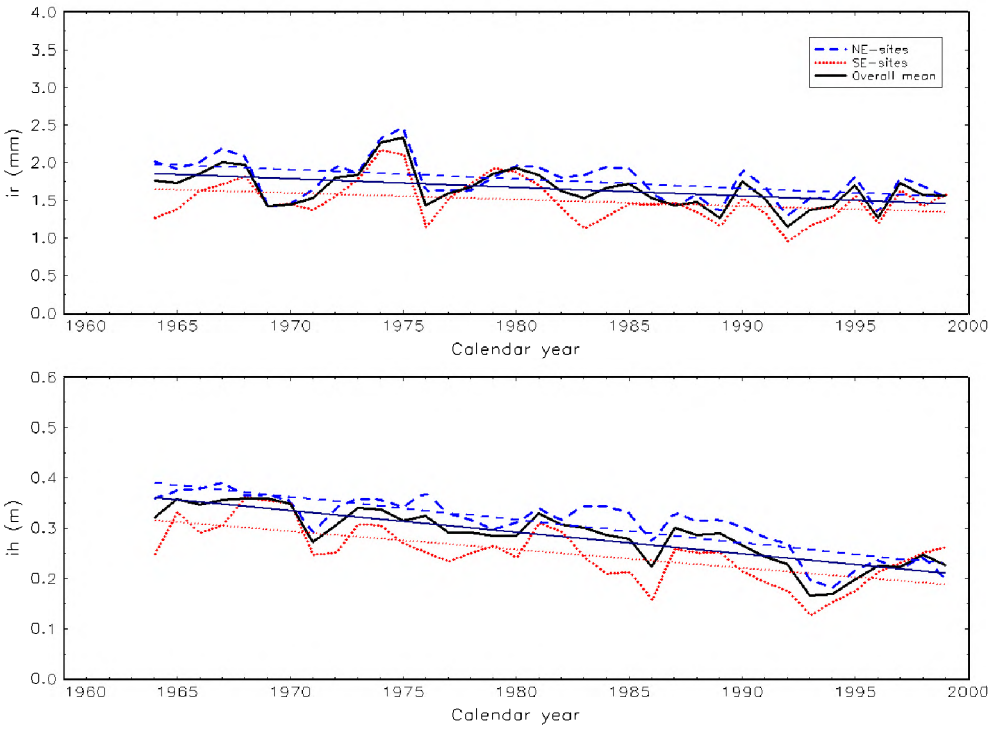


Abbildung 3: Verlauf der mittleren jährlichen Radial- und Höhenzuwächse (ir oben, ih unten) der Untersuchungsbäume nach Standortsgruppen (NE und SE) sowie Gesamtmittelwert. Zeitraum 1964-1999. Zur Darstellung langfristiger Trends ist zu jeder Kurve eine Ausgleichsgerade eingezeichnet.

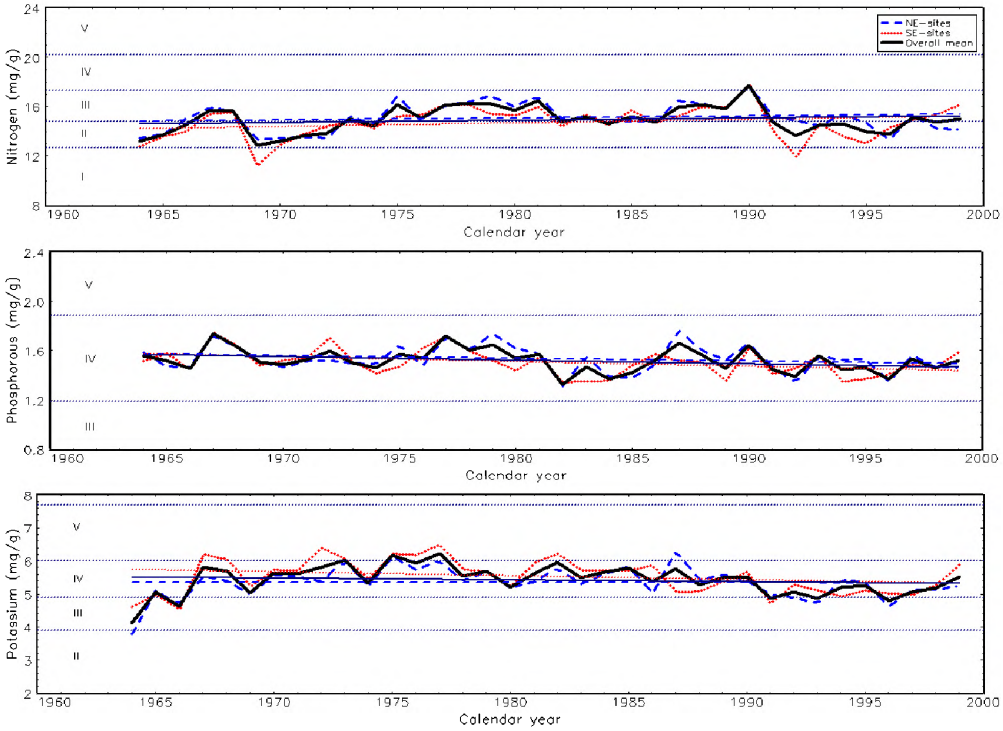


Abbildung 4: Verlauf der mittleren jährlichen N-, P-, und K-Nadelspiegelwerte (oben, Mitte, unten) der Untersuchungsbäume nach Standortsgruppen (NE und SE) sowie Gesamtmittelwert. Als gepunktete horizontale Linien sind die Rahmenwerte der Ernährungsstufen für Kiefer nach KRAUß et al. (1986) eingezeichnet: I: sehr niedrig, II: niedrig, III: mittelmäßig, IV: hoch, V: sehr hoch. Zeitraum 1964-1999. Zur Darstellung langfristiger Trends ist zu jeder Kurve eine Ausgleichsgerade eingezeichnet.

Die mittleren Zeitreihen der ernährungskundlichen Daten sind in Abbildung 4 nach Standortsgruppen dargestellt. Im Zeitraum 1964-1999 betragen die mittleren jährlichen N-, P-, und K-Nadelspiegelwerte (± SD) für die Unter-

Digitized by Google

suchungsbäume der Standortsgruppe NE: 15.09 ± 0.192 mg/g, 1.53 ± 0.018 mg/g, bzw. 5.35 ± 0.080 mg/g. Für die Untersuchungsbäume der Standortsgruppe SE ergeben sich die folgenden Werte: 14.71 ± 0.218 mg/g, 1.51 ± 0.018 mg/g, bzw. 5.53 ± 0.087 mg/g.
Bezüglich der Charakterisierung der Ernährungssituation wird auf die umfassende Darstellung von HEINSDORF und BRANSE (2002) verwiesen, weshalb hier nur eine kurz gefasste Besprechung erfolgt. Die mittleren N-Nadelspiegelwerte liegen in der Standortsgruppe NE im mittleren N-Ernährungsbereich (III), die der Standortsgruppe SE knapp im N-Mangelbereich (II). In einzelnen Jahren sinken die N-Nadelspiegelwerte sogar auf einen extremen Mangelbereich (I) ab, in der Standortsgruppe SE zum Beispiel in den Jahren 1969 und 1992. Die mittleren P-Nadelspiegelwerte liegen in beiden Standortsgruppen dauerhaft im Bereich der Ernährungsstufe IV und zeigen somit einen guten P-Ernährungszustand an. Dasselbe gilt für den K-Ernährungszustand, in einzelnen Jahren wird hier sogar die Ernährungsstufe V (sehr hoch) erreicht.
Die Interserienkorrelation der jährlichen N-, P-, K-Nadelspiegelwerte zwischen den beiden Standortsgruppen beträgt im Zeitraum 1964-1999 0.682, 0.485, bzw. 0.626 (jeweils signifikant auf dem 1% Niveau). Damit wird für die jährlichen Schwankungen der N-Spiegelwerte das höchste, für die der P-Nadelspiegelwerte das geringste Ausmaß an synchroner Variation angezeigt.
Eine wichtige Voraussetzung für die Anwendung des VAR-Modellansatzes ist die Stationarität der betrachteten Zeitreihen. Ein Prozess wird dann als stationär bezeichnet, wenn er zeitinvariante erste und zweite Momente aufweist. Das heißt, Mittelwert und Varianz sind unabhängig von der Zeit und Zeitperiode, und damit konstant (LÜTKEPOHL 2004). Die stochastische Instationarität der untersuchten Variablen wurde mit dem Augmented Dickey-Fuller Test (ADF-Test) überprüft (siehe Tab. 2).

Tabelle 2: Ergebnisse des ADF-Tests. Angegeben sind die ADF-Teststatistiken. Die kritischen Werte sind *** 1%:-2.56, ** 5%: -1.94, * 10%: -1.62. Getestet wurden die mittleren Zeitreihen der Standortsgruppen Nordost (NE) und Südost (SE) der Variablen ir: jährlicher Radialzuwachs, ih: jährlicher Höhenzuwachs, und der jährlichen Nadelspiegelwerte von [N]: Stickstoff, [P]: Phosphor, [K]: Kalium. Die Auswertung bezieht sich auf den maximalen Überlappungszeitraum abzüglich der getesteten maximalen Lag-Länge ([1969, 1999], T = 31 Jahre).

Variable	NE	SE
ir	-1.2140	-2.1800 **
ih	-0.0920	-1.1994
[N]	-2.1735 **	-2.2978 **
[P]	-3.1497 ***	-3.2437 ***
[K]	-1.5256	-1.7403 *

Der ADF-Test auf stochastische Instationarität hat ergeben, dass für sechs der zehn getesteten Zeitreihen die Nullhypothese mindestens auf dem 10%-Niveau verworfen werden kann (Tab. 2), d.h. die Zeitreihen können als stationär angesehen werden. Für vier Zeitreihen (ir-NE, ih-NE, ih-SE, [K]-NE) ergeben sich Hinweise auf schwache Instationarität. Die Auswirkungen dieser Verletzung der Stationaritätsannahme auf die Ergebnisse der VAR-Modellschätzungen werden als geringfügig eingeschätzt und deshalb für den hier präsentierten Modellierungsansatz toleriert. Auf eine Transformation bzw. Trendbereinigung der Variablen wird deshalb an dieser Stelle verzichtet.

Ergebnisse der VAR-Modellschätzung

Die Ergebnisse der VAR-Modellschätzung sind in Abbildung 5 getrennt für die Standortsgruppen NE (oben) und SE (unten) dargestellt. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde die Matrixdarstellung gegenüber der Tabellendarstellung gewählt.
Es besteht ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen dem (jährlichen) Höhenzuwachs und dem (jährlichen) Radialzuwachs der beiden Vorjahre (Standortsgruppe NE). Bei der Standortsgruppe SE ist nur der Radialzuwachs mit zweijähriger Verzögerung signifikant für den Höhenzuwachs. Die (jährlichen) P-Nadelspiegelwerte tragen signifikant zur Vorhersage des Höhenzuwachses bei (für NE bei Lag 1 und 2, für SE nur bei Lag 2). Die P- und K-Nadelspiegelwerte sind wiederum signifikant von dem Radial- und Höhenzuwachs des Vorvorjahres beeinflusst. Für die N-Nadelspiegelwerte ergeben sich keine signifikanten Zusammenhänge.
Das VAR-Modell weist für beide Standortsgruppen einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Radialzuwachs und der klimatischen Wasserbilanz (Monate April bis September) des laufenden Jahres und des Vorjahres nach. Der Test auf Granger-Kausalität weist für keine der endogenen Variablen einen signifikanten zeitgleichen Einfluss auf die jeweils anderen endogenen Variablen nach.

Digitized by Google

NE-Standorte (1966-1999, n=34):

$$
\begin{bmatrix} IRNEM(t) \\ IHNEM(t) \\ FNNEM(t) \\ FPNEM(t) \\ FKNEM(t) \end{bmatrix} =
\begin{bmatrix} --- & 0.264 & 0.003 & -0.126 & 0.049 \\ 0.726 & --- & -0.199 & 0.342 & 0.075 \\ -0.684 & -0.127 & --- & 0.136 & 0.137 \\ -1.303 & -0.409 & 0.037 & --- & 0.044 \\ -0.355 & -0.273 & -0.206 & 0.277 & --- \end{bmatrix}
\begin{bmatrix} IRNEM(t-1) \\ IHNEM(t-1) \\ FNNEM(t-1) \\ FPNEM(t-1) \\ FKNEM(t-1) \end{bmatrix} +
\begin{bmatrix} --- & -0.126 & -0.110 & 0.011 & -0.096 \\ 0.878 & --- & -0.354 & 0.366 & 0.060 \\ 0.737 & -0.016 & --- & 0.070 & -0.081 \\ 1.010 & 0.555 & -0.296 & --- & 0.083 \\ 1.049 & 0.211 & -0.184 & -0.051 & --- \end{bmatrix}
\begin{bmatrix} IRNEM(t-2) \\ IHNEM(t-2) \\ FNNEM(t-2) \\ FPNEM(t-2) \\ FKNEM(t-2) \end{bmatrix}
$$

$$
+ \begin{bmatrix} 0.174 \\ 0.085 \\ 0.129 \\ 0.271 \\ -0.258 \end{bmatrix} CWB49NE(t) +
\begin{bmatrix} 0.167 \\ -0.166 \\ 0.337 \\ 0.377 \\ 0.094 \end{bmatrix} CWB49NE(t-1) +
\begin{bmatrix} 0.059 \\ -0.151 \\ -0.219 \\ -0.010 \\ -0.172 \end{bmatrix} CWB49NE(t-2) +
\begin{bmatrix} -0.359 \\ 0.241 \\ 0.062 \\ -0.017 \\ 0.348 \end{bmatrix} CONST +
\begin{bmatrix} u1(t) \\ u2(t) \\ u3(t) \\ u4(t) \\ u5(t) \end{bmatrix}
$$

SE-Standorte (1966-1999, n=34):

$$
\begin{bmatrix} IRSEM(t) \\ IHSEM(t) \\ FNSEM(t) \\ FPSEM(t) \\ FKSEM(t) \end{bmatrix} =
\begin{bmatrix} --- & 0.403 & 0.028 & -0.120 & 0.053 \\ 0.150 & --- & -0.058 & 0.090 & 0.090 \\ 0.058 & -0.086 & --- & -0.279 & 0.210 \\ -0.059 & -0.344 & -0.047 & --- & -0.213 \\ 0.172 & -0.624 & -0.009 & -0.086 & --- \end{bmatrix}
\begin{bmatrix} IRSEM(t-1) \\ IHSEM(t-1) \\ FNSEM(t-1) \\ FPSEM(t-1) \\ FKSEM(t-1) \end{bmatrix} +
\begin{bmatrix} --- & 0.285 & 0.053 & 0.055 & -0.071 \\ 0.347 & --- & -0.037 & 0.217 & -0.144 \\ 0.385 & 0.072 & --- & -0.164 & -0.255 \\ 0.661 & 1.101 & -0.023 & --- & -0.291 \\ 0.691 & 1.022 & -0.146 & -0.048 & --- \end{bmatrix}
\begin{bmatrix} IRSEM(t-2) \\ IHSEM(t-2) \\ FNSEM(t-2) \\ FPSEM(t-2) \\ FKSEM(t-2) \end{bmatrix}
$$

$$
+ \begin{bmatrix} 0.359 \\ 0.018 \\ 0.234 \\ 0.368 \\ 0.015 \end{bmatrix} CWB49SE(t) +
\begin{bmatrix} 0.405 \\ 0.137 \\ 0.134 \\ 0.077 \\ 0.020 \end{bmatrix} CWB49SE(t-1) +
\begin{bmatrix} 0.014 \\ -0.019 \\ -0.108 \\ -0.152 \\ -0.038 \end{bmatrix} CWB49SE(t-2) +
\begin{bmatrix} 0.103 \\ -0.371 \\ 0.228 \\ 0.636 \\ 0.589 \end{bmatrix} CONST +
\begin{bmatrix} u1(t) \\ u2(t) \\ u3(t) \\ u4(t) \\ u5(t) \end{bmatrix}
$$

Abbildung 5: Ergebnisse der VAR-Modell-Schätzung in Matrixdarstellung. Signifikante (5%) Koeffizienten der Φ- und β-Systemmatrizen sind dunkel unterlegt. Variablen (NEM, SEM: jeweils Mittelwerte für NE bzw. SE): IR: jährlicher Radialzuwachs, IH: jährlicher Höhenzuwachs, jährliche Nadelspiegelwerte FN: Stickstoff, FP: Phosphor, und FK: Kalium. CWB49: mittlere klimatische Wasserbilanz der Monate April bis September. Die Auswertungen beziehen sich auf den maximalen Überlappungszeitraum abzüglich der getesteten maximalen Lag-Länge [1966, 1999], T = 34 Jahre.

Diskussion und Ausblick

Zur statistischen Analyse und Identifikation dynamischer Interaktionen zwischen dem jährlichen Radial- und Höhenzuwachs und den jährlichen Nadelspiegelwerten der Makronährelemente Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) wurden Vektor-Autoregressive-Modelle (VAR-Modelle) an Daten von Kiefern-Versuchsflächen in Brandenburg angepasst. Die 7 Kiefern-Versuchsflächen wurden dazu nach ihrer geographischen Lage in 2 Standortsgruppen (NE: Nordost, mit 4 Versuchsflächen und SE: Südost, mit 3 Versuchsflächen) eingeteilt. Der lückenlose Datensatz erstreckt sich über einen 36-jährigen Zeitraum (1964-1999).

Diskussion des Materials

Bezüglich der Charakterisierung der Standorte und Bestände ist die Standortsgruppe NE homogener zusammengesetzt als die Standortsgruppe SE (vgl. Tab. 1). In der Standortsgruppe SE unterscheidet sich vor allem die Versuchsfläche Löpten wegen des sehr armen Standorts und der geringen Bonität von den anderen beiden Versuchsflächen in der Standortsgruppe. Der Standort Löpten ist durch starke Degradationserscheinungen gekennzeichnet, verursacht durch vormalige Ackernutzung und langjährige Streunutzung (HEINSDORF und BRANSE 2002). Entsprechend wird dort die geringste Bonität aller untersuchten Kiefernbestände verzeichnet.

Die Beurteilung der Stärke des gemeinsamen Signals in den waldwachstumskundlichen und ernährungskundlichen Zeitreihen anhand der Interserienkorrelation zwischen den beiden Standortsgruppen zeigt folgende Reihung (Zeitraum 1964-1999): ih: 0.707 ≈ ir: 0.693 ≈ [N]: 0.682 > [K]: 0.626 > [P]: 0.485 (alle Korrelationskoeffizienten sind signifikant auf dem 1%-Niveau). Überregional synchronisierte kurzfristige Variationen treten demnach am stärksten in den Zeitreihen des jährlichen Höhen- und Radialzuwachses sowie der N-Nadelspiegelwerte ([N]) in Erscheinung.

Die Analyse langfristiger Trends mit linearer Regressionsanalyse weist im Zeitraum 1964-1999 für die Verläufe der mittleren jährlichen Radial- und Höhenzuwächse (vgl. Abb. 3) signifikant abnehmende Entwicklungen auf. Keine trendhaften Änderungen wurden für die mittleren Verläufe der N-, P-, und K-Nadelspiegelwerte (vgl. Abb. 4) nachgewiesen. Der ADF-Test auf stochastische Instationarität stellt für die Zeitreihe der mittleren jährlichen Radialzuwächse der Untersuchungsbäume der Standortsgruppe SE keine Instationarität fest, diagnostiziert aber eine schwache Instationarität für die K-Nadelspiegelwerte in der Standortsgruppe NE (vgl. Tab. 2). Die Unterschiede im Ergebnis der beiden Tests auf Stationarität lassen sich dadurch erklären, dass bei der linearen Regressionsanalyse auf Trendstationarität getestet wird, während der ADF-Test auf Differenzstationarität testet.

Digitized by Google

Diskussion der Methode

VAR-Modelle stellen die multivariate Weiterentwicklung des Modellierungsansatzes der simultanen Gleichungssysteme von Zeitreihen dar (LÜTKEPOHL und KRÄTZIG 2004). In VAR-Modellen steht jede Variable mit jeder anderen Variablen in einer dynamischen Beziehung, so dass jede Variable nicht nur von der eigenen Vergangenheit, sondern auch von jener aller anderen Variablen abhängt. In der Praxis der Zeitreihenanalyse wird die Dimensionalität der VAR-Modelle dadurch eingeschränkt, dass eine Konzentration auf wenige, aber relevante Variablen erfolgt.

Stationarität ist eine wichtige Voraussetzung für die Analyse dynamischer Beziehungen in VAR-Modellen. Die Verletzung der Stationaritätsannahme kann zu „Scheinregression" (GRANGER und NEWBOLD 1974) führen. Scheinregression ist dann gegeben, wenn die Regressionsanalyse zweier Zeitreihen signifikante t-Werte und hohe Bestimmtheitsmaße ergibt, obwohl die beiden Zeitreihen unabhängig voneinander sind. Doch selbst wenn der Test auf Stationarität für die untersuchten Variablen Nicht-Stationarität diagnostiziert, kann es sein, dass eine Regression zwischen den Variablen Sinn macht; dann nämlich, wenn die Variablen kointegriert sind (LÜTKEPOHL 2007). Variablen gelten als kointegriert, wenn sie einen gemeinsamen stochastischen Trend aufweisen (ENGLE und GRANGER 1987). Ein in der angewandten Zeitreihenanalyse etablierter Test auf Kointegration ist der Johansen-Test (JOHANSEN 1988). Für die Parametrisierung kointegrierter Strukturen werden Fehlerkorrektur-Modelle (*vector error correction models*, kurz VEC-Modelle) empfohlen (LÜTKEPOHL 2007).

Linearität der Zusammenhänge zwischen den zu untersuchenden Variablen ist eine weitere Voraussetzung für die Parametrisierung von VAR-Modellen. Sind die Zusammenhänge nicht-linear, können die geschätzten Modellkoeffizienten fehlerhaft sein (LÜTKEPOHL 2007). Dies kann sich vor allem auf die Güte der Vorhersage bei Extrapolation über den durch die Daten abgedeckten Wertebereich hinaus negativ auswirken. Nicht-Linearität kann über die Analyse der Modellresiduen diagnostiziert werden. Eine linearisierende Transformation der betreffenden Variablen stellt eine Möglichkeit dar, nicht-lineare Zusammenhänge mit linearen Systemen zu schätzen (LÜTKEPOHL 2007).

Diskussion der Ergebnisse

Einige der mit dem VAR-Modell geschätzten Modellkoeffizienten sind signifikant. Ein erster Hinweis auf eine Konsistenz der ermittelten Zusammenhänge ist dann gegeben, wenn für beide Standortsgruppen übereinstimmende Ergebnisse erzielt werden. Dies ist der Fall für den zeitverzögerten positiven Effekt des jährlichen Radial- auf den jährlichen Höhenzuwachs. Da der jährliche Höhenzuwachs stärker von den im Vorjahr bzw. in den Vorjahren angelegten Reservestoffen abhängig ist (MITSCHERLICH 1978), wird dieser Befund auch durch eine biologisch fundierte Hypothese gestützt. Der positive Effekt der klimatischen Wasserbilanz in den Monaten April bis September des laufenden und des Vorjahres auf den jährlichen Radialzuwachs wird vom VAR-Modell ebenfalls für beide Standortsgruppen diagnostiziert. Angesichts der im Mittel angespannten Wasserversorgung auf den untersuchten Standorten ist es deshalb auch biologisch plausibel, von einer Wasserlimitierung des Dickenwachstums der Kiefern auszugehen (vgl. HEINSDORF 1973, BECK 2007, MELLERT et al. 2008a). Damit lässt sich auch eine Kausalkette bezüglich des indirekten Effekts der Wasserversorgung auf den jährliche Höhenzuwachs konstatieren.

Für beide Standortsgruppen konnte ein signifikanter zeitverzögerter Effekt der P-Nadelspiegelwerte auf den jährlichen Höhenzuwachs nachgewiesen werden. Da sich die mittleren P-Nadelspiegelwerte in beiden Standortsgruppen jedoch dauerhaft im Bereich eines günstigen P-Ernährungszustandes bewegen, kann dieser Zusammenhang nicht durch eine fachwissenschaftlich begründete Hypothese gestützt werden. Eine Wachstumslimitierung wäre dagegen bezüglich der N-Ernährung zu erwarten. Für die N-Nadelspiegelwerte konnten jedoch keine signifikanten Zusammenhänge aufgedeckt werden.

Wirkungszusammenhänge zwischen jährlichen Nadelspiegelwerten und dem jährlichen Dicken- und Höhenzuwachs können durch Verdünnungs- und Anreicherungseffekte verschleiert werden. Eine Abnahme der Nadelspiegelwerte (der Nährelementkonzentrationen in mg/g) kann eintreten, wenn die Nadelmasse zunimmt und der Nährelementgehalt (mg/Nadel) gleich leibt (Verdünnungseffekt). Umgekehrt nehmen bei gleichem Nährelementgehalt die Nadelspiegelwerte zu, wenn die Nadelmasse abnimmt (Anreicherungseffekt).

Ausblick

Es ist geplant, die beschriebenen Untersuchungsansätze fortzusetzen, und dabei inhaltlich zu erweitern und methodisch zu verfeinern. Dazu sollen die zu untersuchenden ernährungskundlichen Variablen um die Nährelementgehalte, und die waldwachstumskundlichen Parameter um den jährlichen Grundflächen- und Volumenzuwachs ergänzt werden. Neben der klimatischen Wasserbilanz in den Monaten April bis September sollen weitere wachstumsrelevante Klimavariablen in die Auswertungen einbezogen werden. Weiteres Erkenntnispotenzial wird darin gesehen, die Auswertungen auf der Basis der einzelnen Versuchsflächen und nicht anhand von Standortsgruppen durchzuführen.

Dosis-Wirkungs-Beziehungen zwischen Nährelementgehalten und Wachstum sind in der Regel nicht-linear. Dies soll bei der Variablen- bzw. Modellformulierung zukünftig berücksichtigt werden.

Die Parametrisierung von VEC-Modellen soll dem Phänomen der Kointegration Rechnung tragen. Mit Hilfe von VEC-Modellen ist es möglich, die langfristige Gleichgewichtsbeziehung zwischen kointegrierten Variablen von der kurzfristigen wechselseitigen Dynamik getrennt zu erfassen, und simultan zu parametrisieren (LÜTKEPOHL 2004).

Digitized by Google

Danksagung

Prof. Emeritus Dr. Dieter Heinsdorf, Eberswalde, hat die Kernfragestellung initiiert und die ernährungskundlichen Daten für diese Untersuchung zur Verfügung gestellt. Für die vertrauensvolle Überlassung dieses in seiner Länge und Vollständigkeit einzigartigen Datensatzes gebührt ihm mein größter Dank.

Literaturverzeichnis

Assmann, E.: Waldertragskunde: Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München: 490 S., 1961

Beck, W.: Analyse des Wachstumsverhaltens von Kiefern-Beständen auf unterschiedlichen zeitlichen Skalenebenen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXXII: 341-356, 2007

Beck, W. und Heinsdorf, D.: Dendromassevorräte, Nährelementspeicherung und Nettoprimärproduktion in Kiefern-Ökosystemen des nordostdeutschen Tieflandes. Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXXII: 357-362, 2007

Borowski, M.: Stickstoffernährungszustand und Wachstum von gemeiner Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) auf Düngungsversuchsflächen in Brandenburg. Diplomarbeit an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg: 81 S. + Anhang, 2001

Duquesnay, A., Dupouey, J.L., Clement, A., Ulrich, E., und Le Tacon, F.: Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. Tree Physiology 20: 13-22, 2000

Engle, R.F. und Granger, C.W.J.: Co-integration and error correction: representation, estimation, and testing. Econometrica 55: 251-276, 1987

Erteld, W. und Hengst, E.: Waldertragslehre. Neumann Verlag, Radebeul: 332 S., 1966

Evers, F.H.: Die jahrweisen Fluktuationen der Nährelementkonzentrationen in Fichtennadeln und ihre Bedeutung für die Interpretation nadelanalytischer Befunde. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 143: 68-74, 1972

Evers, F.H. und Moosmayer, H.U.: Zusammenhänge zwischen Standortseinheiten, Nährstoffverhältnissen des Bodens und Wachstum von Fichtenbeständen im regionalen Vergleich. Forstwissenschaftliches Centralblatt 99: 137-146, 1980

Ferraz, J.B.S.: Standortsbedingungen, Bioelementversorgung und Wuchsleistung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) des Südschwarzwaldes. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen: 224 S., 1985

Fiedler, H.J., Nebe, W., und Hoffmann, F.: Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. Gustav Fischer, Stuttgart: 481 S., 1973

Granger, C.W.J. und Newbold, P.: Spurious regressions in econometrics. Journal of Econometrics 2: 111-120, 1974.

Heinsdorf, D.: Der Einfluss der Jahreswitterung auf den Nährstoffgehalt der Nadeln und das Wachstum ungedüngter Kiefernjungwüchse. Beiträge für die Forstwirtschaft Heft 2: 75-83, 1973

Heinsdorf, D. und Krauss, H.H.: Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung 18: 77 S., 1990

Heinsdorf, D. und Branse, C.: Entwicklung der Nährelementgehalte in den Nadeln von Kiefernbeständen auf charakteristischen pleistozänen Standorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1999. Forst und Holz 57: 421-428, 2002

Heinze, M. und Fiedler, H.J.: Ernährung der Gehölze. In: Lyr, H., Fiedler, H.J., und Tranquillini, W. (Eds.), Physiologie und Ökologie der Gehölze. G. Fischer, Jena: 43-115, 1992

Hippeli, P. und Branse, C.: Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. Forstwissenschaftliches Centralblatt 111: 44-60, 1992

Hofmann, G., Heinsdorf, D., und Krauss, H.H.: Wirkungen atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beiträge für die Forstwirtschaft 24: 59-73, 1990

Johansen, S.: Statistical analysis of cointegrating vectors. Journal of Economic Dynamics and Control 12: 231-254, 1988

Kahle, H.P., Karjalainen, T., Schuck, A., Ågren, G.I., Kellomäki, S., Mellert, K.H., Prietzel, J., Rehfuess, K.E. und Spiecker, H. (Eds.): Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe - Results of the Recognition Project. European Forest Institute Research Report 21: 261 S., 2008a

Kahle, H.P., Spiecker, H., Unseld, R., Pérez-Martínez, P.J., Prietzel, J., Mellert, K.H., Straussberger, R., und Rehfuess, K.E.: Sampling, measurement and analysis methods. In: Kahle, H.P. et al. (Eds.), Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe. European Forest Institute Research Report 21: 35-45, 2008b

Krätzig, M.: The software JMulTi. In: Lütkepohl, H. und Krätzig, M. (Eds.): Applied Time Series Econometrics. Cambridge University Press, Cambridge: 289-299 S., 2004

Krauss, H.H., Heinsdorf, D., Hippeli, P., und Tölle, H.: Untersuchungen zu Ernährung und Wachstum wirtschaftlich wichtiger Nadelbaumarten im Tiefland der DDR. Beiträge für die Forstwirtschaft 20: 156-164, 1986

Digitized by Google

LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O., UND LOCKOW, K.W.: Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, Landesforstanstalt Eberswalde, Land Brandenburg, 2. erg. Auflage, 2000

LOCKOW, K.W.: Wachstum und Entwicklung, Bestandesbehandlung und Ertragsleistung der Kiefer im Reinbestand. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXXII: 311-334, 2007

LÜTKEPOHL, H.: New Introduction to Multiple Time Series Analysis. Springer, Berlin: 764 S., 2007

LÜTKEPOHL, H. UND KRÄTZIG, M. (EDS.): Applied Time Series Econometrics. Cambridge University Press, Cambridge: 323 S., 2004

LÜTKEPOHL, H.: Vector autoregressive and vector error correction models. In: LÜTKEPOHL, H. UND KRÄTZIG, M. (EDS.): Applied Time Series Econometrics. Cambridge University Press, Cambridge: 86-158 S., 2004

MARSCHNER, H.: Mineral Nutrition in Higher Plants. Academic Press: 674 S., 1986

MELLERT, K.H., PRIETZEL, J., STRAUSSBERGER, R., UND REHFUESS, K.E.: Long-term nutritional trends of conifer stands in Europe: results from the RECOGNITION project. European Journal of Forest Research 123: 305-319, 2004

MELLERT, K.H., PRIETZEL, J., STRAUSSBERGER, R., DORSCH, B., KAHLE, H.P., PÉREZ-MARTÍNEZ, P.J., REHFUESS, K.E., UND SPIECKER, H.: Historical development of nutrition and climate and their relationships with tree growth for three European tree species. In: KAHLE, H.P. ET AL. (EDS.), Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe. European Forest Institute Research Report 21: 83-125, 2008a

MELLERT, K.H., PRIETZEL, J., STRAUSSBERGER, R., REHFUESS, K.E., KAHLE, H.P., PEREZ, P., UND SPIECKER, H.: Relationships between long-term trends in air temperature, precipitation, nitrogen nutrition and growth of coniferous stands in Central Europe and Finland. European Journal of Forest Research 127: 507-524, 2008b

MITSCHERLICH, G.: Wald, Wachstum und Umwelt. 1. Bd.: Form und Wachstum von Baum und Bestand. Sauerländer's Verlag, Frankfurt, 2., überarb. Aufl. 144 S., 1978

MÜLLER-WESTERMEIER, G.: Numerisches Verfahren zu Erstellung klimatologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes: 12 S. + Anhang, 1995

MÜLLER-WESTERMEIER, G.: Numerical production of climatic maps for parameters with significant correlation to topography. Klimastatusbericht: 82-85, 1999

PRIETZEL, J., KOLB, E., UND REHFUESS, K.E.: Langzeituntersuchung ehemals streugenutzter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. Forstwissenschaftliches Centralblatt 116: 269-290, 1997.

RIEK, W.: Wirkungszuammenhänge zwischen Standortsfaktoren und Wuchsleistung in den stadtnahen Berliner Forsten. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 169: 149-156, 1998

RIEK, W. UND STÄHR, F.: Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XIX: 180 S., 2004

RIEK, R. UND WOLFF, B.: Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 99/2: 141 S., 1999

SAUTER, U.: Zeitliche Variationen des Ernährungszustandes nordbayerischer Kiefernbestände. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110: 13-33, 1991.

SPIECKER, H., HILDEBRAND, E.E., UND EVERS, F.H.: Ernährung und Zuwachs von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) in einem langfristig beobachteten Düngungsversuch im Buntsandstein-Schwarzwald. Forst und Holz 47: 181-185. 1992

THORNTHWAITE, C.W. UND MATHER, J.R.: The water balance. Publ. in Climatology - Drexel Inst. of Tech., Lab. of Clim Vol 8, No 1: 104 S., 1955

THORNTHWAITE, C.W. UND MATHER, J.R.: Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Publ. in Climatology - Drexel Inst. of Tech., Lab. of Clim Vol 10, No 3: 308 S., 1957

Digitized by Google

Waldbewirtschaftung und Bodenkohlenstoffspeicherung

Elisabeth Pötzelsberger und Hubert Hasenauer
Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur Wien
Peter-Jordan Str. 82, 1190 Wien

Einleitung

Waldwirtschaft beeinflusst den Kohlenstoffhaushalt am Standort. Eine moderne nachhaltige Waldwirtschaft wird aus ökologischen und ökonomischen Gründen darauf Rücksicht nehmen. Degradierungseffekte, also Boden- und damit Kohlenstoff- und Nährstoffverlust und Verringerung der Wasserspeicherfähigkeit durch flächige Bewirtschaftung spielen neben der Lenkung der Baumartenzusammensetzung eine wichtige Rolle und beeinflussen so die vielfältigen Funktionen von Wäldern. In dieser Arbeit untersuchen wir den Einfluss der Waldbewirtschaftung auf den Bodenkohlenstoffverrat im Vergleich zwischen Waldbeständen, die aus dem schlageweise Altersklassenwald in einen mittels Zielstärkennutzung bewirtschafteten Dauerwald umgewandelt werden. Die Untersuchungsbestände sind Teil des 'Waldbetriebes Ligist' des Souveränen Malteser-Ritter-Ordens in der Südsteiermark. Die Dauerwaldflächen entstanden nach der Entscheidung des Betriebes Anfang der 1970er vom Altersklassenwald abzugehen. 22 Bestände (jeweils 11 je Bewirtschaftungsform) werden im direkten paarweisen Vergleich untersucht, um die Veränderung der Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Waldwirtschaft feststellen zu können.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in den Randgebirgen der Weststeiermark, Österreich, im Wuchsgebiet 5.4 Weststeirisches Bergland (KILIAN et al. 1993). In dieser Mittelmontanen Höhenstufe (900 - 1300 m) ist der Fichten-Tannen-Buchenwald die potentiell natürliche Waldgesellschaft. An frisch-feuchten Hängen, auch auf Schutt, können bei lokalklimatisch bedingter hoher Luftfeuchtigkeit Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche, Bergulme und Sommerlinde auftreten. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt gut 1000 mm und zeigt ein deutliches Maximum in den Monaten Juni-August. Relativ hohe Monatsniederschläge treten auch noch im Mai und September auf, was auf eine Zwischenstellung zwischen temperatem und mediterranem Klima hinweist. Typisch für das Gebiet sind eine hohe Gewitter- und Starkregenhäufigkeit. Die Seehöhenamplitude der Untersuchungsbestände beträgt 300 m, mit den tiefst gelegenen Beständen auf 850 m. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 6,5 °C. Die Wachstumsperiode, definiert als die Summe der Tage mit mehr als 5 °C Mitteltemperatur (HASENAUER et al. 1999), dauert 200 Tage.
Das Gebiet zählt geomorphologisch zum „Kristallin der Koralpe“ (GIS Steiermark 2012). Das altkristalline Grundgesteinen besteht vor allem aus Gneisen, Glimmerschiefer und Amphibolit. Beim anstehenden Grundgestein der Probeflächen handelt es sich um Plattengneise vom Typus Stainz (+/- blastomylonitischer, ebenflächiger Augengneis), den Hirschegger Gneis (linsig-lagig pegmatoider Gneis), Glimmerschiefer und um Hangschutt (teilweise Würm) (GIS Steiermark 2012). Podsolige Braunerden und Pseudogley sind die dominanten Bodentypen.

Versuchsdesign

Die Probeflächen wurden nach ihrer Eignung für den Paarvergleich (gleiche Standortsbedingung, unterschiedliche Bewirtschaftungsform) im Revier Sommereben des 'Waldbetriebes Ligist' ausgewählt. 11 Paare mit je einer Dauerwald- und einer Altersklassenwaldfläche (Abb. 1), d.h. insgesamt 22 Bestände wurden beprobt. Das Aufmessen der Bestände sowie die Bodenprobennahme erfolgten zeitgleich in den Monaten Juli-September.

Abbildung 1: Bestände eines Paares: Altersklassenwald (links) und Dauerwald (rechts) (MATZER 2010)

Die Dauerwald Bestände sind aus Altersklassenwäldern hervorgegangen, werden jedoch seit mehr als 40 Jahren sukzessive in Richtung Plenterwald bewirtschaftet. Noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden die Fichten

Digitized by Google

dominierten Wälder im Großkahlschlag mit bis zu mehr als 20 ha genutzt. Später wurden kleinere Saumkahlschläge durchgeführt. Die heutigen Dauerwälder stellen hinsichtlich ihrer Struktur eine Übergangsform zwischen Altersklassenwald und Plenterwald dar. Sie sind 2 bis 3 schichtig aufgebaut, ihre Durchmesserverteilung entspricht aber noch nicht der für den Plenterwald typischen verkehrten J-Kurve.

Bei der Auswahl der Bestände waren eine ausreichende Flächengröße sowie die Abwesenheit von Rückewegen durch die Fläche wichtige Voraussetzungen. Die je 4 Probepunkte wurden im eingenordeten Quadrat mit einer horizontalen Seitenlänge von 15m angeordnet (Abb. 2). Dabei wurde der erste Probepunkt zufällig im Bestand festgelegt, als der nordwestliche Eckpunkt verpflockt und seine GPS Koordinaten bestimmt. Die Eckpunkte dienten als Mittelpunkt für Winkelzählproben zur Ermittlung des stehenden Holzes (Zählbreite vier) und wurden mittels Relaskop (Biterlich 19xx) ermittelt. Die Baumhöhen wurden mit einem Vertex erfasst.

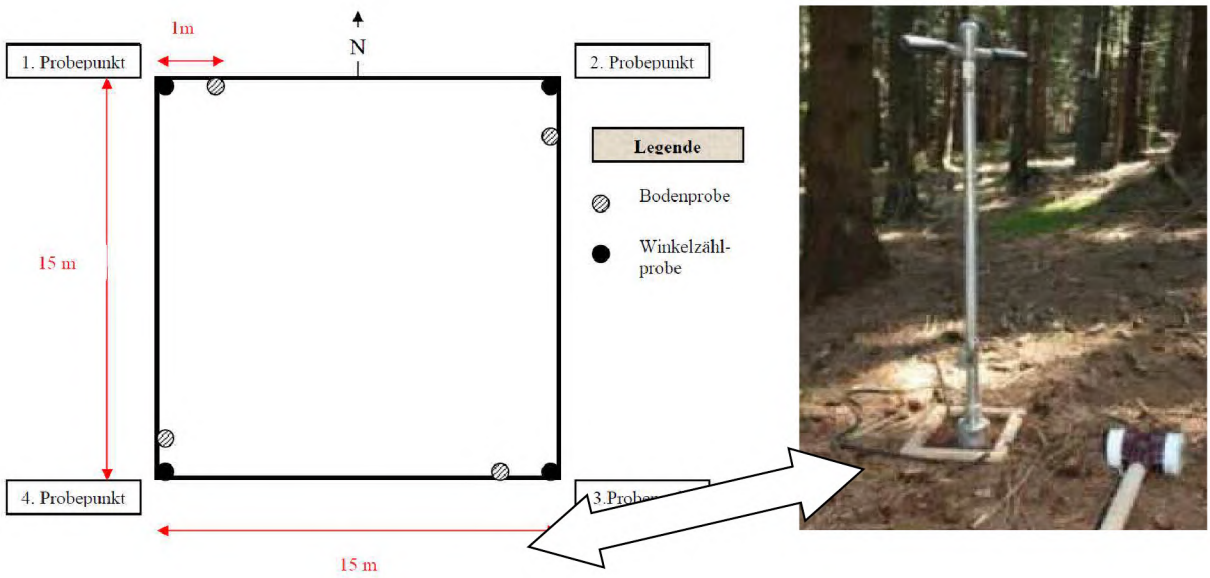


Abbildung 2: Anordnung der Probepunkte eines Bestandes (links) und Gewinnung der Bodenproben mit Wurzelbohrer, Holzrahmen für die Gewinnung der Humusauflage (rechts) (MATZER 2011)

Die Bodenproben wurden jeweils einen Meter weiter im Uhrzeigersinn geworben. Erlaubten an dieser Stelle Wurzeln oder große Steine die Probennahme nicht, so wurde um einen Meter weiter gerutscht, fallweise zusätzlich um ca. 50 cm nach innen. Die Bodenvegetation (Gräser, Kräuter, Zwergsträucher wie Heidelbeere) wurde an dieser Stelle vorsichtig entfernt. Die Humusauflage wurde auf einer Fläche von 25,5 x 17,5 cm, abgegrenzt mit einem Holzrahmen, vollständig eingesammelt. Ein Eijkelkamp® Wurzelbohrer mit einer Zylinderlänge von 15 cm und einem Durchmesser von 8cm wurde zum Werben der Bodenproben verwendet (Abb. 2). Die Aufteilung der Proben des Mineralbodens fand nach Tiefenstufen statt: Stufe 1: 0-20 cm, Stufe 2: 20-50 cm, Stufe 3: >50 cm. Die Probenlänge aus Stufe 3 variierte dabei mit der Bodentiefe, genauer mit der Tiefe der Oberkannte des C-Horizonts. Auflage und Bodenproben wurden bis zur Weiterverarbeitung im Labor im Kühlraum gelagert.

Die Aufbereitung der Proben im Labor fand getrennt für die Auflage und den Mineralboden statt. Der Auflagehumus wurde für 24 h bei 60 °C getrocknet, anschließend mit der Messermühle grob zerkleinert, mit einer Kugelmühle fein zermahlen. Der Mineralboden wurden für einige Stunden bis höchstens drei Tage bei Zimmertemperatur soweit getrocknet, bis sie eine für die Weiterverarbeitung geeignete Feuchte hatten (nicht zu nass aber auch nicht vollständig lufttrocken). Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt und erkennbare Pflanzenteile bis ca. 1 mm aussortiert. Ein kleiner Teil (in etwa 20 ml) des Feinbodens wurde für die C/N Analyse mit der Kugelmühle feingemahlen und auf 60 °C getrocknet. Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltsbestimmung wurde mit einem Perkin-Elmer PE 2400 Series-II CHNS/O Analysator durchgeführt. Zwischen 25 und 35 mg gemahlenen Feinbodens wurden in die dafür vorgesehenen Zinn Kapseln gefüllt, auf 1/1000 mg genau gewogen und mit dem Autosampler der Verbrennung im Analysator zugeführt. Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt werden ultimativ mittels Gaschromatographie bestimmt und als Gewichtsprozent vom Gerät ausgegeben. Mit zunehmender Bodentiefe und abnehmendem erwarteten Kohlenstoffgehalt wurde für ein stärkeres Messsignal mehr Probe eingewogen. Anorganischer Kohlenstoff wird bei der verwendeten Analysenart genauso gemessen, doch dieser spielt beim kalkfreien Ausgangsgestein der Untersuchungsregion keine Rolle.
Zusätzlich wurde bei der Hälfte der Dauerwald und Altersklassenwald Bestände der pH-Wert in den obersten 20cm des Mineralbodens gemessen. Für die Messung wurde zufällig die Probe einer der vier Probepunkte eines Bestandes ausgewählt. Der ÖNORM L 1083-89 - Bestimmung der Acidität in Calciumchloridlösung folgend,

Digitized by Google

wurde eine 0,01 M $CaCl_2$-Suspension (1l Aqua dest., 1,47 g $CaCl_2$. 2 H_2O) hergestellt. 10 g lufttrockener Feinboden wurden mit 25 ml Suspension vermischt und nach 24 Stunden erneut durchmischt. Den Schwebstoffen wurde kurz Zeit gegeben um sich abzusetzen, dann wurde die Messung mit dem zuvor auf pH 3 und 7 geeichten pH-Meter „pH 192“ der Firma WTW durchgeführt.
Für die Berechnung der Baum- bzw. Bestandesvolumina wurden gemessener Brusthöhendurchmesser, Baumhöhe sowie die baumartenspezifischen Formzahlfunktionen von POLLANSCHÜTZ (1974) verwendet. Die repräsentierte Stammzahl eines Baumes je Hektar wurde über den Quotienten aus verwendeter Zählbreite des Relaskops und der Stammgrundfläche bestimmt.

Ergebnisse
Die Bestandesanalysen ergaben sich ein mittlerer Holzvorrat für den Altersklassenwald (AK) von knapp 500 m^3 und für den Dauerwald (DW) von 580 m^3. Das Bestandesvolumen, errechnet als Mittelwert der vier Winkelzählproben, liegt beim Altersklassenwald zwischen 340 und 640 m^3, beim Dauerwald zwischen 340 und 720 m^3 (Abb. 3, links). Wichtig zu betonen ist allerdings, dass die Auswahl der Bestände nicht nach einem systematischen Designe erfolgt und somit willkürlich war. Es ging im wesentlichen darum Pärchenbestände mit einer möglichst gleichen Ausgangssituation für den Vergleich auszuwählen um eine eventuelle Veränderung der Kohlenstoffvorräte im Boden auf Grund einer Umstellung der Bewirtschaftung zu erfassen.
Die Baumartenverteilung zeigt der Altersklassenwald eine etwas höhere Diversität gemessen in Anzahl der verschiedenen Baumarten. Zu Fichte, Tanne, Kiefer, Lärche und Buche im Dauerwald kommt im Altersklassenwald noch der Ahorn hinzu. Beim Holzvorrat sind die einzelnen Baumarten jedoch im Dauerwald gleichmäßiger repräsentiert (Abb. 3, rechts). Der Anteil der Fichte sinkt von 62 auf 49% und speziell die Buche spielt eine größere Rolle mit 14 anstatt 4%.

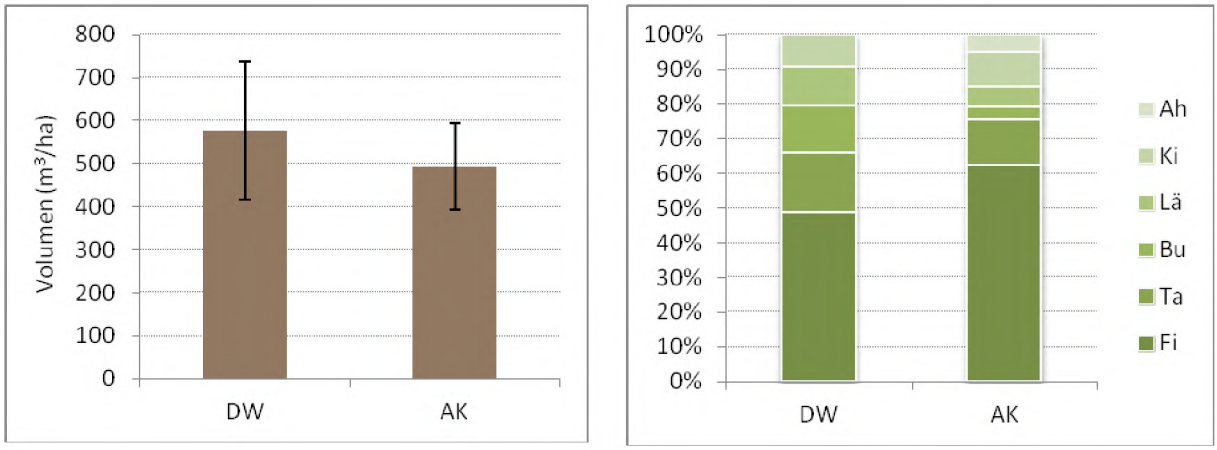


Abbildung 3: Links: Mittlerer Holzvorrat und Standardabweichung im Dauerwald (DW) und im Altersklassenwald (AK); **Rechts:** Mittlere Baumartenverteilung nach Volumsprozent im DW und im AK; Fi...Fichte, Ta...Weißtanne, Bu...Buche, Lä...Lärche, Ki...Rotkiefer, Ah...Bergahorn

Vom Waldboden wurden die Humusauflage und Proben des Mineralbodens in den Schichten 0-20 cm, 20-50 cm und tiefer als 50 cm gewonnen. Die dritte Bodenschicht, >50 cm fällt in Abhängigkeit von der Bodentiefe (bis zum C-Horizont) variabel aus. Die gesamte beprobte Bodentiefe liegt zwischen 52 und 60 cm im DW (Mittelwert 57,2 cm) und zwischen 49 und 72,5 cm im AK (Mittelwert 57,8 cm).
Der mittlere Kohlenstoffgehalt (Abb. 4) in der Humusauflage beträgt im Dauerwald 46,1% C (Gewichtsprozent) und im Altersklassenwald 47,1% C. In den obersten 20cm des Mineralbodens finden sich im Dauerwald 6,1% C und im Altersklassenwald 5,5% C. Der Kohlenstoffgehalt nimmt mit zunehmender Tiefe ab. In 20-50 cm Tiefe hat der DW im Mittel 6,06% C und der AK 5,5% C, in >50 cm Tiefe betragen die Werte 1,5% C und 1,4% C. Die Unterschiede sind in keiner Bodenschicht signifikant.

Die Kohlenstoffvorräte (Abb. 5) in der Humusauflage und in den oberen Bodenschichten bis 50 cm sind im Dauerwald höher. In der Humusauflage betragen die Kohlenstoffvorräte im DW 1,1 und im AK 0,9 kg C/m^2. In Summe speichert der Boden (0 - >50 cm Tiefe) unter DW 15,3 und unter AK 14,7 kg C/m^2. Die Unterschiede in den Kohlenstoffvorräten sind weder in der Auflage noch im Boden signifikant.

Digitized by Google

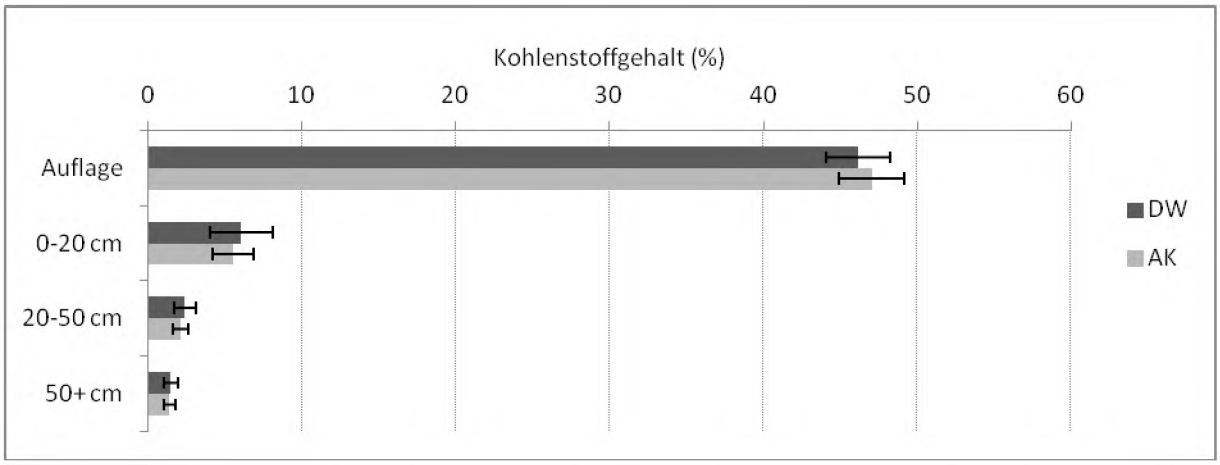


Abbildung 4: Mittlerer Kohlenstoffgehalt (Gewichts-%) im Auflagehumus und in den drei Bodenschichten mit Standardabweichung im Dauerwald (DW) und im Altersklassenwald (AK)

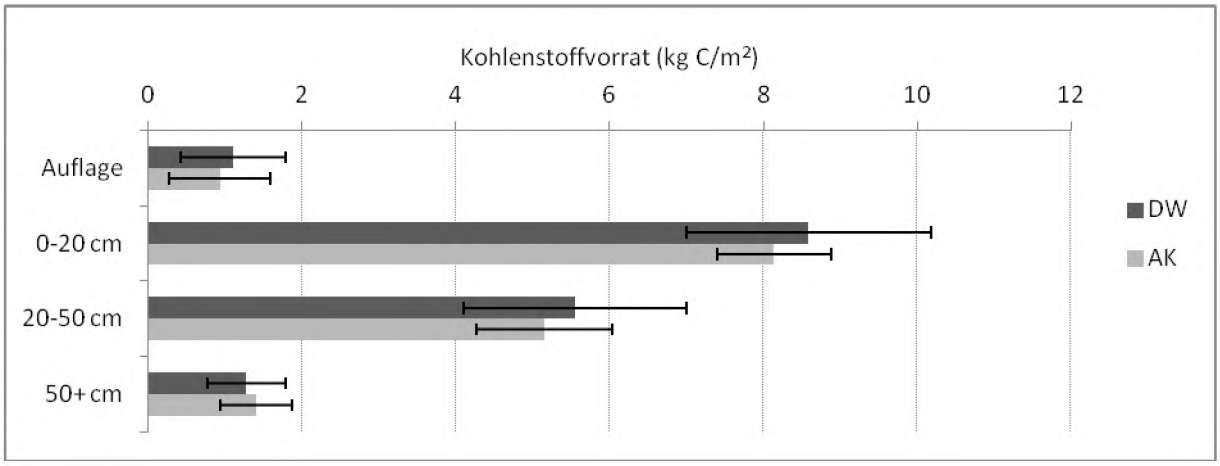


Abbildung 5: Mittlerer Kohlenstoffvorrat (kg C/m^2) im Auflagehumus und in den drei Bodenschichten mit Standardabweichung im Dauerwald (DW) und im Altersklassenwald (AK)

Der pH-Wert der obersten 20 cm im Boden beträgt beim Dauerwald im Mittel 3,5 (Standardabweichung 0,3) und im Altersklassenwald 3,7 (Standardabweichung 0,2). Somit liegen die Böden der Einteilung von SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (2002) folgend allesamt im sehr stark sauren Bereich.

Diskussion

Die Kohlenstoffspeicherung im Boden ist eine zentrale Funktion von terrestrischen pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften und besonders auch von Waldökosystemen. Der Aufbau und die Stabilisierung von Bodenkohlenstoff in Huminstoffen und Kohlenstoff-Mineralbodenkomplexen bestimmt die Fähigkeit des Bodens zum einen Nährstoffe zu speichern und so die Produktivität zu gewährleisten und zum anderen der Erhöhung der atmosphärischen Treibhausgaskonzentration entgegenzuwirken. Dauerwald Bewirtschaftung gilt als Möglichkeit die Kohlenstoffspeicherfähigkeit von Wäldern zu erhöhen, so u.a. vom Europäische Programm für den Klimaschutz (ECCP-Working group on forest sinks 2003) geäußert. Die Zeiträume stellen dabei jedoch einen zentralen Faktor dar. In dieser Studie werden Dauerwälder mit Altersklassenwäldern im unmittelbaren Paarvergleich einander gegenübergestellt. Dabei sind die Dauerwälder nach einer Umstellung der Bewirtschaftung vor nunmehr 40 Jahren aus den gleichen Altersklassenwäldern hervorgegangen.

In einer Bodentiefe von 0-50 cm wird im Mittel über die 22 untersuchten Bestände (11 je Bewirtschaftungsform) im Dauerwald mit 140 t C je Hektar um 7 t mehr C gespeichert als im Altersklassenwald. Der Unterschied ist nicht signifikant, aber dennoch deutlich. Mit den festgestellten Kohlenstoffvorräten liegen diese Wälder zwischen den Werten in einem von Menschenhand unberührtem Wald und einem jahrhunderteland intensivst genutztem Mittelwald. Der Urwald Rothwald in Niederösterreich speichert in den obersten 50 cm Boden ca. 170 t C/ha (PIETSCH und HASENAUER 2006), ein Eichenmittelwald nahe Wien 60-80 t C/ha (GAUTAM et al. 2010). Zum Bewirtschaftungseffekt reihen sich dabei Effekte der Baumartenzusammensetzung, der Art des Mineralanteils des

Digitized by Google

Bodens (Tonart und -gehalt, Textur), des Nährstoffgehalts und des pH-Wertes (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002).
Die Böden in der Untersuchungsregion sind mit einem pH-Wert sowohl im AK als auch im DW von weniger als 4 als sehr stark sauer zu bezeichnen. Als (mögliche) Gründe dafür können zum einen das basenarme Ausgangsgestein als auch die historische Landnutzung in Form von Streunutzung, Waldweide, Großkahlschlägen und Fichten-Monokulturen angeführt werden. Da der pH-Wert sich nicht wesentlich zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen unterscheidet, kann er nicht zur Erklärung von Unterschieden in den Kohlenstoffvorräten beitragen.
Eine Dauerwaldbewirtschaftung mit gezielten Stammentnahmen ähnelt Durchforstungen im Altersklassenwald im Hinblick auf die Effekte auf den Bodenkohlenstoff (JANDL 2007). Zum Aufbau von mehrschichtigen Beständen mit einer größeren Durchmesserspreitung sind zumindest am Beginn mehr Eingriffe nötig. Dadurch sind möglicherweise während der Umstellungsphase von Altersklassenwald auf Dauerwald stärkere 'Durchforstungseffekte' spürbar. Die Effekte von Durchforstungen sind vielfältig und können für die Auflage und den Mineralboden in unterschiedliche Richtungen zeigen. Der Auflagehumus wird verstärkt abgebaut auf Grund veränderter mikroklimatischer Bedingungen (stärkere Sonneneinstrahlung und damit Temperaturzunahme, Erhöhung der Bodenfeuchtigkeit) und auch ein reduzierter Streueintrag kann zur Abnahme der Auflagemächtigkeit führen. Bei langjährigen Fichten Durchforstungsexperimenten in Dänemark wurde eine Abnahme des Auflagehumus mit der Durchforstungsstärke beobachtet, jedoch auch tendenzielle Erhöhung des Kohlenstoffs im Mineralboden mit der Stärke der Eingriffe (SKOVSGAARD et al. 2006). Als mögliche Erklärung wird eine Zunahme des abgestorbenen organischen Materials im Boden in Form von toter Wurzelmasse angesehen. Die Zeiträume in denen anhaltende Veränderungen im Mineralboden stattfinden sind so ausgedehnt, als dass eine Rotationsperiode als noch zu kurz für dahingehende Beobachtungen angesehen werden kann. Wie in dieser Studie festgestellt, ist der positive Effekt einer Dauerwaldbewirtschaftung zwar nach 40 Jahren schon tendenziell beobachtbar, aber erst in Zeiträumen von mehr als einer Rotationsperiode, wenn auf den Vergleichsflächen ein erneuter Kahlschlag stattgefunden hat, sind signifikante Unterschiede zu erwarten.
Eine sanftere, naturnähere weil nicht mehr auf den Kahlschlag aufgebaute und mehr an der natürlichen Baumartenzusammensetzung orientierten Waldbewirtschaftung dient dem Erhalt der Produktionskraft des Standorts durch eine dauerhafte Bestockung und einer damit einhergehenden Schonung des Bodens. Mit der reduzierten Störungsintensität verfolgt man aber auch den Zweck des Erhalts und Aufbaus der Kohlenstoffspeicher. Dies leistet nicht nur einen wertvollen Beitrag zur Klimaschonung sonder ist auch Teil eines zukunftsorientierten Geschäftsmodells in dem mehr Verdienstmöglichkeiten als die bloße Holzproduktion vielleicht sogar nur einer dominierenden Baumart vertreten sind. Auf diese Weise werden auch die zwei großen Themenbereiche der Klimawandelsdiskussion - "Mitigation" und "Adaptation" / "Eindämmung" und "Anpassung" - auf gewinnbringende Weise vereint.

Literatur

ECCP-Working group on forest sinks: Conclusions and Recommendations Regarding Forest Related Sinks and Climate Change Mitigation. Tech. Rep., EC-DG Environment, 2003

GAUTAM, S., PIETSCH, S.A., HASENAUER, H.: Modelling Thinning Response in Coppice versus High Oak Forests in Austria. Centralblatt für das gesamte Forstwesen. 127(3-4):179-201, 2010

GIS Steiermark: http://gis2.stmk.gv.at/atlas/%28S%28bpa54a55rj1vohibjl4hsv55%29%29/init.aspx?karte=erdwiss&ks=das&cms=da&massstab=800000 (zuletzt aufgerufen am 31.5.2012)

HASENAUER, H., NEMANI, R.R., SCHADAUER, K., RUNNING, S.W.: Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990 in Austria. Forest Ecology and Management 122:209-219, 1999

KILIAN, W., MÜLLER, F., STARLINGER, F.: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Wien: Forstliche Bundesversuchsanstalt Waldforschungszentrum. 60 S., 1994

MATZER, M.: Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Kohlenstoffvorräte im Boden. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien. 81 S., 2011

PIETSCH, S.A., HASENAUER, H.: Evaluating the self-initialization procedure of large scale ecosystem models. Global Change Biology 12: 1658-1669, 2006

POLLANSCHÜTZ, J.: Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs. Allgem. Forstzeitung 85:341-343, 1974

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL P.: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 593 S., 2002

SKOVSGAARD, J.P., STUPAK, I., VESTERDAL, L.: Distribution of biomass and carbon in evenaged stands of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. Scand. J. For. Res. 21:470-488, 2006

JANDL, R., LINDNER, M., VESTERDAL, L., BAUWENS, B., BARITZ, R., HAGEDORN, F., JOHNSON, D.W., MINKKINEN, K., BYRNE, K.A.: How strongly can forestmanagement influence soil carbon sequestration? Geoderma 137:253-268, 2007

Digitized by Google

Ertragskundliche Projektionen für die Treibhausgasbilanzierung von Wäldern

Joachim Rock, Karsten Dunger, Thomas Riedel, Wolfgang Stümer
Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Einleitung

Derzeit verlangt die Klimarahmenkonvention (KRK) von den Unterzeichnerstaaten die Erfassung von und die jährliche Berichterstattung über Treibhausgasvorräte im Wald. Das 5 Jahre nach der KRK beschlossene Protokoll von Kyoto (KP) hat diese Berichtspflichten konkretisiert und mit Reduktionsverpflichtungen für Industrienationen ergänzt. Diesbezügliche Definitionen und Detailregelungen sind in den sog. Marrakesh Accords enthalten. Die Inventarisierung im Waldbereich richtet sich derzeit nach den IPCC Good Practice Guidance 1996, 2000 und den GPG – Land Use, Land Use Change and Forestry (IPCC2003). Für die erste Verpflichtungsperiode nach KP ist die Berichterstattung und Anrechnung von Aktivitäten (Aufforstung, Wiederbewaldung, Entwaldung, ggf. auch Wald-, Acker- und Grünlandbewirtschaftung) rein retrospektiv und auf gemessene Änderungen der Treibhausgaspools ausgerichtet. In den Klimaverhandlungen in Kopenhagen und Durban wurde jedoch beschlossen, zu untersuchen, ob man die Bezugsgröße für die Berichterstattung im Wald auf eine Referenzlinie, also z.B. auch eine Projektion der derzeitigen und beabsichtigten Bewirtschaftung und ihrer Auswirkungen, ausrichten kann.

Treibhausgasbilanzierung von Wäldern – Status quo in Deutschland

Deutschland berichtet die Treibhausgasemissionen aus dem Wald nach der sogenannten „stock change-method", basierend auf der Änderung der Vorräte an Treibhausgasen bzw. deren Vorstufen (Kohlenstoff) im Wald. Hierfür werden die Bundeswaldinventuren, die Bodenzustandserhebung im Wald sowie Sonderinventuren (Projekt „BIOSOIL", Inventurstudie 2008) verwendet. Jährliche Werte werden durch Interpolation über die entsprechenden Intervalle berechnet. Die Berichterstattung erfolgt getrennt nach den Speichern (pools) lebende Biomasse (ober- und unterirdisch), Totholz, Streu und Boden.

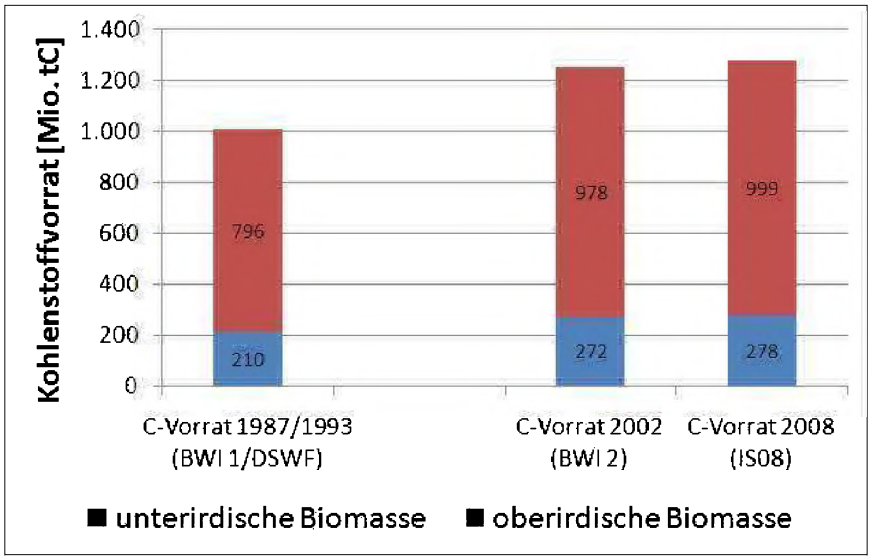


Abbildung 1: Vorräte an Kohlenstoff in der lebenden Biomasse zu den Stichjahren 1990, 2002 und 2008 als Eingangsgrößen in die Treibhausgasberichterstattung (aus NIR 2011)

Derzeit bestehen bei der Berichterstattung noch mehrere Probleme, bei deren Lösung unterschiedliche Ansätze verfolgt werden. Berichtet werden sollen „direkt vom Menschen verursachte Änderungen", aber wie sind diese abzugrenzen von z. B. natürlichen Erholungsvorgängen an vormals devastierten Standorten? Ebenfalls ungeklärt ist die Zurechnung von Störungen. Es ist nach wie vor unklar, welchen Anteil anthropogene Emissionen an z. B. Stürmen haben , welchen Beitrag die Bewirtschaftung zur Exposition und zur Vulnerabilität insgesamt leistet und was als Störung die Grenze des „beherrschbaren", im Rahmen der allgemeinen Bewirtschaftung, überschreitet und deshalb aus den normalen Änderungen herausgerechnet werden müsste. Die gewählte Methode läuft zudem Gefahr, bei zunehmendem durchschnittlichem Alter der Bestände den Wald als Quelle zu erfassen, auch wenn die Nutzung der alten Bestände in einem Abbaubetrieb forstlich und wirtschaftlich sinnvoll und nachhaltig ist.
Ein weiterer, bisher nicht der Waldbewirtschaftung zugerechneter Aspekt sind die Substitutionseffekte, d.h. die indirekten Effekte der Holznutzung. So kann z. B. auch die Nutzung über den Nachhaltshiebsatz hinaus klimapositiv sein. Die Einbeziehung von Holzprodukten, die für eine zweite Verpflichtungsperiode nach dem Protokoll von Kyoto angestrebt wird, ist als zusätzlicher Speicher diesbezüglich noch nicht ausreichend.

Digitized by Google

Referenzlinienansatz

Der Referenzlinienansatz stammt aus der Diskussion um Tropenwaldvernichtung und –degradierung. Er basiert auf der Idee, dass positive Veränderungen z. B. der Entwaldungsrate ebenfalls angerechnet werden sollten, auch wenn absolut die Entwaldung weiter fortschreitet. Auf diese Weise sollte dem Entwicklungsbedürfnis von Schwellen- und Entwicklungsländern Rechnung getragen werden, ohne diese zu einem sofortigen kompletten Verzicht auf Entwaldung etc. zu zwingen. Hierfür sollen bestehende Trends und Planungen fortgeschrieben werden und Abweichungen hiervon entsprechend positiv oder negativ angerechnet werden. Im Prinzip gibt es zwei Ansätze für die Erstellung von Referenzlinien: den historischen Ansatz (z. B. Mittelwert der Emissionen ab einem Stichjahr) und modellbasierte Verfahren. Verschiedene Möglichkeiten sind in Abbildung 2 dargestellt: Der historische Ansatz ab z. B. 1990 würde die höchsten Emissionen als Referenz ausweisen, eine lineare Extrapolation als einfaches Modell die geringsten.

Vor diesem Hintergrund erfolgte Anfang des letzten Jahres der Auftrag an das vTI, kurzfristig eine Referenzlinie für die Waldbewirtschaftung in Deutschland für den Zeitraum 2013 – 2020 zu berechnen. Genauere Vorgaben hierzu sind nicht existent, aber im Rahmen der Verhandlungen in Cancun wurden einige Rahmenvorgaben vereinbart, die 2012 in Durban konkretisiert und ergänzt wurden. So enthält die 2/CMP.6 die Aufforderung zur Erstellung des „Forest Management Reference Levels“ (FMRL) und gibt im Anhang allgemeine Richtlinien für die Erstellung sowie den nachfolgenden Review. Decision 12/CP.17 greift die allgemeine Vorgaben auf, z. B. transparente und in sich konsistente Bereitstellung der verwendeten Informationen und Decision 2/CMP.7 enthält die bereits in einer Fußnote aufgelisteten detaillierteren Anforderungen in leicht veränderter Form wiederum in einer Fußnote zu Punkt C – 12 der Anlage.

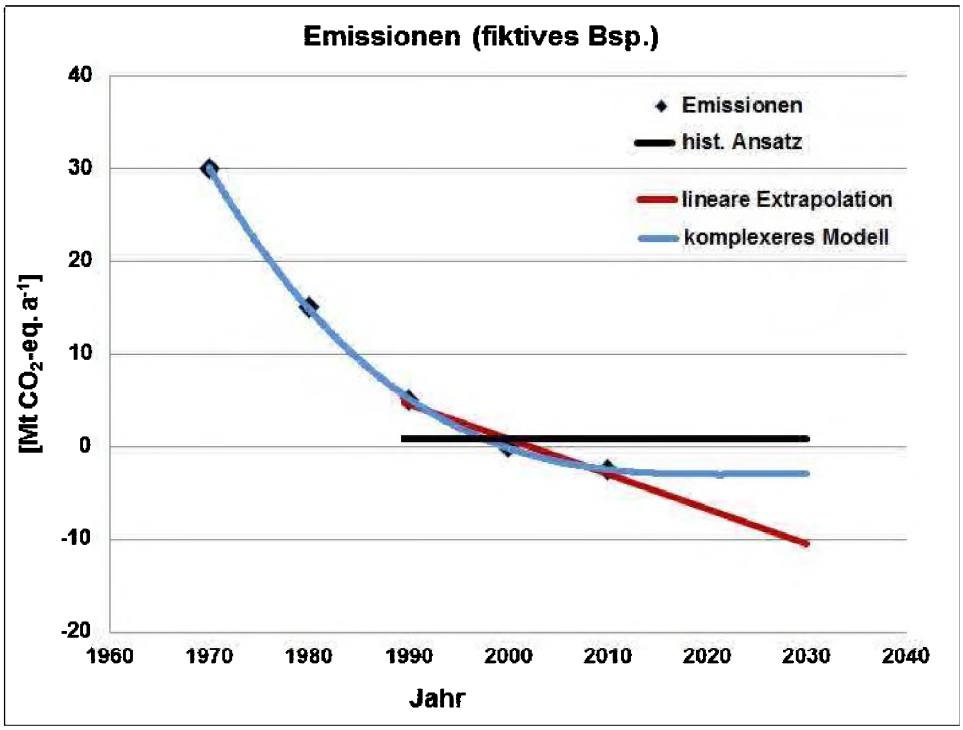


Abbildung 2: Mehrere mögliche Referenzlinienansätze (Details siehe Text)

Als formale Anforderungen sind transparente, komplette, widerspruchsfreie, vergleichbare und genaue Beschreibung von Datenquellen, Verfahren, einbezogenen Politiken und Abweichungen zu bisherigen Berichten aufgeführt. Inhaltlich soll das berichtete FMRL die folgenden Punkte abdecken:

- Waldfläche,
- Emissionen und Aufnahmen aus Waldbewirtschaftung
- Waldcharakteristika (was wird unter „Wald“ verstanden und generelle Beschreibung)
- Altersklassenstruktur, Zuwächse, Umtriebszeiten, Bewirtschaftungsverfahren unter „business as usual“
- historische + absehbare Erntemengen
- Holzproduktspeicher („harvested wood products“, HWP)
- Störungen („force majeure“, Stürme, Kalamitäten, …)
- „factoring out“ (wie wird der anthropogene Anteil der Änderungen bestimmt)
- alle „irgendwie wichtigen und einbezogenen Informationen“ (Generalklausel)
- Bezug zur Berichterstattung (National Inventory Report, NIR)
- berücksichtigte Politiken (bis 2009)

Digitized by Google

Diese Anforderungen wurden von dem bearbeitenden Team wie folgt umgesetzt: Die Fläche wurde, da Änderungen nachweislich gering sind, als konstant angenommen, Informationen zum derzeitigen Waldzustand und damit zusammenhängenden Aspekten (Zuwächse, Altersklassenstruktur) wurden aus der Inventurstudie 2008 bzw. dem aktuellen NIR entnommen. Die Projektion in die Zukunft erfolgte mit WEHAM unter Verwendung des „Basisszenarios", welches auch für die Projektionen anlässlich der zweiten Bundeswaldinventur 2002 genutzt worden war. Die extrem kurze zur Verfügung stehende Bearbeitungszeit erlaubte keinerlei Überarbeitung dieses Szenarios. Da bisher niemand einen überzeugenden Ansatz zur Behandlung des „factoring out" vorgelegt hat wurde dies ebenfalls ausgeklammert. Aus den WEHAM-Projektionen des oberirdischen Derbholzvolumens wurden die ober- und unterirdische Biomasse und C-Vorräte berechnet (unter Verwendung der auch für die Treibhausgasberichterstattung verwendeten Funktionen und Algorithmen, siehe NIR 2011). Neben den Änderungen in der Biomasse müssen z. B. noch Emissionen von CO_2 und anderer Gase aus den mineralischen Böden und der Streuschicht (derzeit als „0" berichtet und deshalb auch hier herausgenommen), aus organischen Böden, Totholz, Waldbränden, Kalkung und Düngung (letztere ist in Deutschland irrelevant) berücksichtigt werden. Für die Entwicklung der Speicher Streu, Boden und Totholz wurden die Entwicklungen der letzten 10 Jahre linear fortgeschrieben (für zunehmende Emissionen) bzw., für abnehmende oder gleich bleibende Emissionen, der Mittelwert dieses Zeitraums verwendet („historischer Ansatz", siehe Krug et al. 2011). Auf diese Weise wurde die Forderung nach möglichst konservativer Schätzung der Emissionen entsprochen (Tabelle 1). Das so entstehende FMRL ist eine plausible Projektion, aber keine Prognose.

Tabelle 1: In die Referenzlinienerstellung einbezogene Speicher und Treibhausgasquellen

Speicher	Methode	jährliche Änderung 2013 – 2020 [Gg CO_2-eq.]
lebende Biomasse, oberirdisch	WEHAM	- 0,848
andere Speicher (unterird. Biomasse, Totholz, Streu, Boden, …)	lineare Extrapolation, Mittelwerte	- 1,219
Summe		**- 2,067***

* < 0 → Senke!

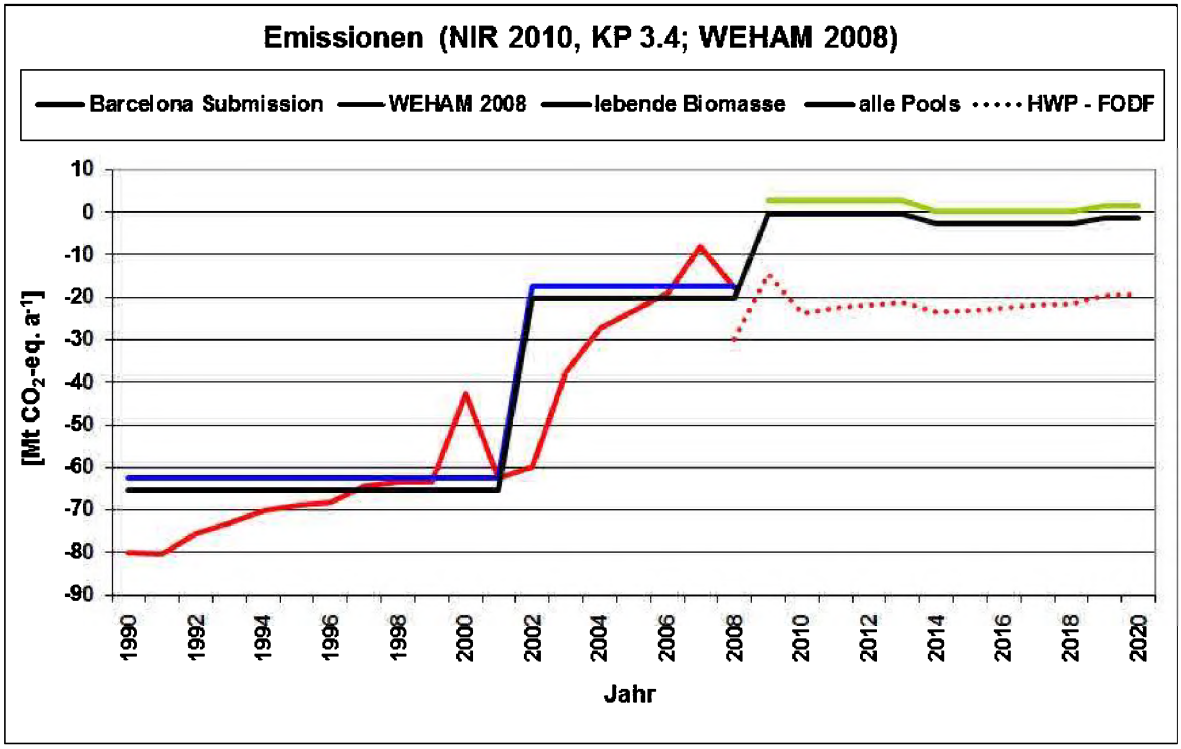


Abbildung 3: Historische Emissionen und verschiedene Referenzlinien. Das berichtete FMRL ist als schwarze Linie dargestellt. Die „lebende Biomasse" wurde in den Bundeswaldinventuren und der IS08 erhoben. Die „Barcelona Submission" war ein Vorläufer der FMRL und enthielt HWP. Die Sprünge bei „lebender Biomasse" und „alle Pools" sind die Stichjahre der Inventuren. HWP – FODF bezeichnet ein FMRL unter Einbeziehung der Holzprodukte.

Digitized by Google

Die Darstellung in Abbildung 3 zeigt die historischen Emissionen und verschiedene Referenzlinien. Die rote Linie („Barcelona Submission") stellt einen Vorläufer des jetzt eingereichten FMRL dar. Die historischen Emissionen aus dem Wald sind in ihrer gesamten Höhe über die BWI 2 und BWI 1 erfasst, wurden jedoch analog zur Höhe der jährlichen Flüsse in die Holzproduktspeicher (entnommen z. B. der Holzerntestatistik) variiert und nicht konstant über die Periode angesehen, wie es bei den blauen und schwarzen Linien der Fall ist. Holzprodukte werden wie in der derzeitigen Berichterstattung berücksichtigt: sie werden nicht angerechnet und Kohlenstoff, der in fester Form aus dem Wald exportiert wird gilt als „sofort oxidiert". Werden HWP gemäß der für eine zweite Verpflichtungsperiode vorgeschlagenen „exponentiellen Zersetzung" (first-order decay function, FODF) berücksichtigt liegt die Referenzlinie für Deutschland bei -21,0582 Gg CO_2-eq. pro Jahr (rot gepunktete Linie HWP – FODF).

Ansätze anderer Staaten

Die Aufforderung zur Einreichung eines FMRL erging an alle sog. Annex I-Staaten, d. h. alle Industrieländer, die das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben. Innerhalb der EU haben sich einige Länder eines Ansatzes des Joint Research Centre (JRC) bedient. Dieser benutzt einen Modellcluster aus einem Wirtschaftsmodell (PRIMES), welches für die Staaten Wirtschaftsleistung und Bevölkerungszahl projiziert, diese Daten an ein globales Landnutzungsmodell (GLOBIOM) liefert, welches die Landnutzung in verschiedenen Regionen alloziert und wiederum als Treiber für zwei Wald-Modelle (EFISCEN, G4M) dient. Aus dem Abgleich zwischen den Ergebnissen dieser beiden Modelle und den Nationalen Inventuren der entsprechenden Länder (Korrekturfaktor) wird deren FMRL bestimmt. Innerhalb der EU bedienen sich 15 Staaten dieser Dienstleistung des JRC, 10 haben eigenständige Lösungen, darunter neben Deutschland Finnland, Österreich und Irland, und zwei benutzen auf Grund ihrer unzureichenden Datenlage eine lineare Extrapolation der historischen Daten (Malta, Zypern). In der Regel wird bei diesen Ansätzen die wirtschaftliche Entwicklung extern vorgegeben, was für WEHAM indirekt über die Annahmen zu Zopfdurchmessern und Erntemengen geschieht. Das extremste Beispiel ist Japan: das japanische FMRL wird mit „0" angegeben, mit der Begründung, Wälder wären bezüglich der C-Flüsse überregional im Gleichgewicht und jede Änderung deshalb anthropogen. Dieser Ansatz entspricht dem sogenannten „gross – net"-Vorgehen und wird im Sprachgebrauch der Klimaverhandlungen auch als „narrow approach" bezeichnet. Obwohl wissenschaftlich schwer haltbar wird dieser Ansatz akzeptiert, da formell alles richtig dokumentiert ist und er quasi der Verlängerung des bisher beschrittenen japanischen Weges der Berichterstattung entspricht.

Erfahrungen mit dem internationalen Review

Bestandteil des Prozesses ist ein Review durch internationale Experten, die die Qualifikation als Gutachter nach den Richtlinien der Klimarahmenkonvention und des Protokolls von Kyoto für den Bereich „Land use, land use change, and Forestry (LULUCF)" besitzen. Die Dauer des Reviews in Form eines zentralisierten Reviews nach den UNFCCC Review guidelines betrug jeweils eine Woche ohne Vor- und Nachbereitungszeit, d. h. die Expertenteams arbeiten an einem Ort und kontaktieren die Ersteller des FMRL per Mail oder via Telefonkonferenz. Besuche in den einzelnen Staaten sind in diesem Verfahren nicht möglich. Die Teams mussten in kurzer Zeit die Submissionen mehrerer Staaten (in der Regel 5) bearbeiten, so dass sie unter einem hohen Zeitdruck stehen. Aus Gründen der Heterogenität des Reviewerpools – vom Inventarspezialisten mit umfangreichem praktischen Erfahrungsschatz bis zum formal qualifizierten, überwiegend im politischen Verhandlungsgeschäft verhaftetem und auf Teilgebiete spezialisierten Menschen – kann die Tiefe des Reviews je nach Qualität der eingereichten Unterlagen durchaus unterschiedlich sein. Eine Abstimmung zwischen den parallel arbeitenden Gutachtergruppen ist grundsätzlich vorgesehen und wird angestrebt (siehe Review Guidelines), die Möglichkeiten zur Umsetzung dieser Koordination sind wegen der begrenzten Zeit und Ressourcen allerdings beschränkt.

Aus der Sicht der beteiligten Wissenschaftler stellte sich auch die Herausforderung, dass statt eines wissenschaftlichen Reviews eher eine formale Prüfung im Sinne eines Audits durchgeführt wurde, zumal einzelne Reviewer nicht über konkrete Erfahrungen mit dem sehr speziellen Themenkomplex „Waldwachstumsmodellierung" verfügen konnten. Daher erfolgte eine starke Konzentration auf Formalia, z. B. die einer NIR-konformen Darstellung, und weniger auf die fachspezifischen Inhalte. Aufgrund der hohen Bedeutung der enthaltenen Zahlen – sie sollen als Basis für die Abrechnung z. B. der Emissionsrechte am Ende der zweiten Verpflichtungsperiode dienen (so es sie gibt) und sind damit für die Bundesrepublik und die deutsche Industrie wichtiger Wirtschaftsfaktor – sind neben den eigentlichen Fachministerien (BMELV, BMU) und den internationalen Gutachtern das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie sowie viele Nichtregierungsorganisationen an den Dokumenten interessiert und gerne bereit, diese zu kommentieren oder zu zitieren. Diese politische Dimension der Submissionstexte ist nicht nur abstrakt im Hintergrund zu beachten, sondern wirkt sich bis in die Formulierung einzelner Sätze aus, da man bei der Erstellung der Texte mögliche Fehlinterpretationen durch Teilzitate etc. mit beachten muss.

Digitized by Google

Literatur

Dunger, K. und J. Rock (2009): "Projektionen zum potentiellen Rohholzaufkommen." AFZ / Der Wald **64**(20): 1079 - 1081.

IPCC (2012): Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. C. B. Field, V. Barros, T. F. Stocker et al., Cambridge, UK und New York, NY, USA, IPCC**:** 582 S.

Krug, J., J. Rock, W. Stümer, K. Dunger, T. Riedel und S. Rüter (2011): The German Reference Level for FM - Background Paper. . Hamburg, Eberswalde, vTI**:** 14 S.

NIR2011 (2011): National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2009 (NIR 2011). M. Strogies und P. Gniffke. Dessau - Roßlau, Federal Environment Agency (Umweltbundesamt) 755 S.

Oehmichen, K., B. Demant, K. Dunger, E. Grüneberg, P. Hennig, F. Kroiher, M. Neubauer, H. Polley, T. Riedel, J. Rock, F. Schwitzgebel, W. Stümer, N. Wellbrock, D. Ziche und A. Bolte (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Landbauforschung. Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Alfred-Möller-Str. 1, D - 16225 Eberswalde. **343:** 141 S.

Rock, J. (2011): Ertragskundliche Orientierungsgrößen für eine "klimaoptimale" Waldbewirtschaftung. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2011. J. Nagel. Göttingen, NW-FVA, DVFFA**,**S. 173 - 180.

Rock, J. and A. Bolte (2011): "Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO2-Bilanz." AFZ / Der Wald(15): 22 - 24.

Rüter, S. (2010): "Einbeziehung von Holzprodukten in die Klimapolitik." Holzzentralblatt(25): 623 - 624.

Rüter, S. (2011): "Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO2-Bilanz?" AFZ / Der Wald(15): 15 - 18.

Rüter, S., J. Rock, M. Köthke und M. Dieter (2011): "Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima?" AFZ / Der Wald(15): 19 - 21.

UNFCCC (1992): RAHMENÜBEREINKOMMEN DER VEREINTEN NATIONEN ÜBER KLIMAÄNDERUNGEN. New York**:** 25 S.

UNFCCC (2011a): Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its sixth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010 - Addendum - Part Two: Action taken by the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol at its sixth session., UNFCCC**:** 32 S.

UNFCCC (2011b): Report of the technical assessment of the forest management reference level submission of Japan submitted in 2011. , UNFCCC**:** 8 S.

UNFCCC (2012a): Report of the Conference of the Parties on its seventeenth session, held in Durban from 28 November to 11 December 2011 - Addendum - Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its seventeenth session., UNFCCC**:** 63 S.

UNFCCC (2012b): Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its seventh session, held in Durban from 28 November to 11 December 2011 - Addendum - Part Two: Action taken by the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol at its seventh session., UNFCCC**:** 27 S.

Digitized by Google

Effekte von Vorwäldern auf die Nährstoffvorräte des Standortes

Hendrik Stark, Arne Nothdurft**, Klaus. v. Wilpert***, Jürgen Bauhus**
** Waldbauinstitut, Fak. Forst und Umweltwissenschaften, Universität Freiburg*
*** Abteilung für Biometrie und Informatik, FVA BW*
**** Abteilung für Boden und Umwelt , FVA BW*

ABSTRACT

Nurse Crops can be a silvicultural tool for forest restoration following large scale forest disturbance providing short term biomass for energy purposes while simultaneously facilitating nutrient retention and thus ecosystem nutrient sustainability (Schmidt-Schütz & Huss, 1998; Stark u. a., 2011; Unseld u. a., 2010). In this study we use 20 year old nurse crop trials, which were established after storm damage in 1991, to elaborate changes in ecosystem nutrient pools over time by comparing nurse crop oak systems with ordinary oak monoculture systems. Hence, we determine soil nutrient pools in 1991 shortly after storm damage, soil and biomass nutrient pools in 2011 at the time of nurse crop harvest, and we model future nutrient exports during oak thinning and harvesting operations assuming equal management goals for oak stands from nurse crops and oak stands from monocultures. Generalized linear mixed models were used to analyze treatment effects on soil nutrient status in 2011 revealing up to 90 % increased base cation pools in the top mineral soils under nurse-crop-oak system relative to oak-monoculture-system. Finally we establish loss and gain balances for nurse-crops-oak-systems relative to oak-monoculture-systems considering the full rotation period of our trail stands. These balances particularly indicate that nurse-crops-oak-systems can benefit ecosystem calcium and magnesium pools when compared to oak-monoculture-systems.

HINTERGRUND UND ZIELE

Der Bedarf an holziger Biomasse aus Wäldern zur Produktion erneuerbarer Energie steigt kontinuierlich, während immer wieder großflächige Kalamitäten besonders durch Stürme aber auch durch Schadinsekten entstehen.
Ziel des Energievorwaldprojektes am Waldbau Institut der Universität Freiburg (Energievorwald.de; Unseld u. a., 2010) war es, Zielbaumarten auf solchen Schadflächen mit Hilfe von Vorwäldern zu etablieren. Neben der schützenden Wirkung des Vorwaldschirmes auf die Zielbaumarten (Schmidt-Schütz & Huss, 1998) kann die Vorwaldbiomasse bereits nach 15 bis 20 Jahren zur Produktion erneuerbarer Energien Verwendung finden (Unseld & Bauhus, 2011). In dieser Untersuchung fragen wir, ob solche zeitweisen Mischungen aus schnellwachsenden Pionierbaumarten und langsamer wachsenden Schlusswaldbaumarten sich gegenüber Monokulturen aus Schlusswaldbaumarten längerfristig positiv auf den Nährstoffhaushalt auswirken und dadurch der Verlust der Nährelemente durch die Vorwaldbiomasseernte kompensiert werden kann (Stark u. a., 2011). Wir unterstellen, dass durch das schnelle Wachstum der Pioniere und deren Neigung zur Ausbildung eines weitreichenden Feinwurzelnetzwerkes (Bauhus & Messier, 1999) unter gegebenen Freiflächenbedingungen mit erhöhten Austrägen der Nährelemente im Sickerwasser die Nährstoffrückhaltung im Biomasse-Boden-System gegenüber herkömmlichen Monokulturen aus Schlusswaldbaumarten gesteigert ist.

VERSUCHSFLÄCHEN

Um diese Fragen zu beantworten nutzten wir 20 jährige Vorwaldversuchsflächen, welche nach den Stürmen Vivien und Wiebke 1991 in Zusammenarbeit zwischen dem Waldbauinstitut der Uni Freiburg und der FVA Rheinland-Pfalz im Gebiet des Hunsrück in Rheinland-Pfalz auf dem Standort eines Fichtenaltholzes angelegt wurden.
Die Versuchsflächen waren auf zwei Waldstandorte verteilt, Kirchberg und Sobernheim. An jedem Standort gab es vier Versuchsparzellen mit Eichenmonokultur als Referenzflächen. Weiterhin gab es pro Standort zwei Versuchsparzellen mit Aspenvorwald (*Populus ssp.*) über Eiche (*Quercus ssp.*) und zwei Versuchsparzellen mit Birkenvorwald (*Betula ssp.*) über Eiche. Die Größe der Versuchsparzellen variierte zwischen 50x60 m und 25x25 m. Bei Standorte waren von Stauwasser im Boden beeinflusst, weshalb die Zielbaumart Eiche genutzt wurde.

Tabelle 1: Kennzahlen zu den Versuchsbeständen

Richtwerte	**Aspe**	**Birke**	**Eiche**	**Eiche Vorwald**
N/ha	640	640	5000	2500
Mittlere Höhe [m]	16,1	12,9	9,4	3,6
Mittlerer BHD [cm]	18,7	16,8	8,7	2,5

Digitized by Google

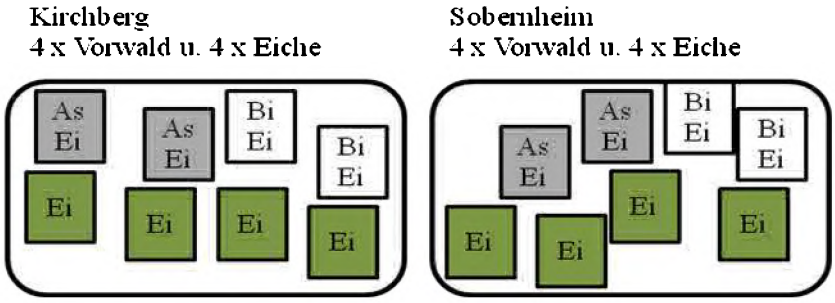


Abbildung 1: Versuchsaufbau für die Biomasse- und Bodenuntersuchungen 2011, zwei Standorte Kirchberg und Sobernheim, jeweils vier Wiederholungen Eichen-Monokultur-Systeme und vier Wiederholungen Vorwald-Eichen-Systeme, davon jeweils zwei Parzellen Aspenvorwald und zwei Parzellen Birkenvorwald.

VORGEHEN

Zur Beantwortung der genannten Fragen berechneten wir die mittleren Nährelementvorräte, welche sich 1991 zum Zeitpunkt der Versuchsflächenanlage im Mineralboden bis 70 cm Tiefe und in der organischen Auflage befanden. Weiterhin bestimmten wir die Nährelementvorräte in der oberirdischen Biomasse, dem Mineralboden bis 70 cm Tiefe sowie der organischen Auflage im Jahre 2011. Zusätzlich modellierten wir die Nährelementvorräte in der oberirdischen holzigen Biomasse der zukünftigen Eichenbestände. Mit Hilfe dieser Daten konnten wir die empirischen Nährelementvorräte im Jahr 2011 zwischen den Behandlungen vergleichen und außerdem Verluste zwischen dem Jahr 1991 und dem Jahr 2011 für jede Behandlung berechnen. Letztendlich konnten wir eine relative Schlussbilanz erstellen, in welche alle Überschüsse bzw. Verluste von Nährelementen der Behandlung gegenüber der Referenz in Form einer Eichenmonokultur einbezogen wurden. In dieser Veröffentlichung beschränken wir unsere Betrachtung des Biomasse-Boden-Systems auf eine Mineralbodentiefe von 30 cm.

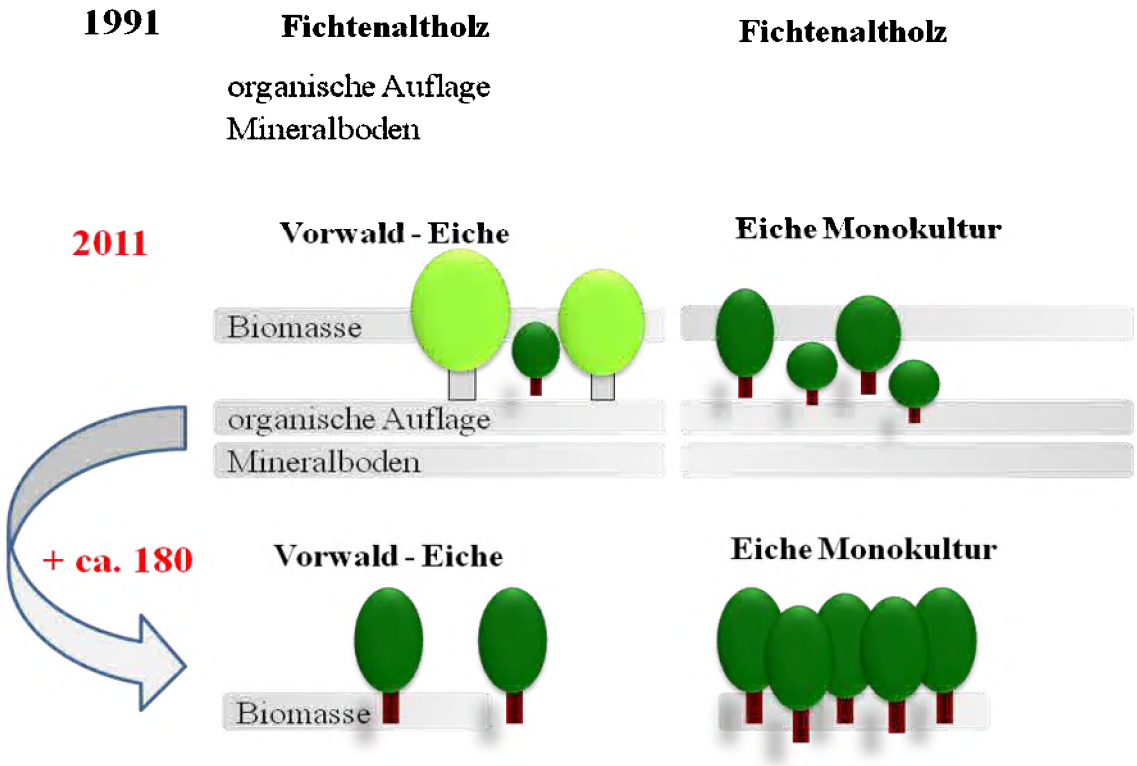


Abbildung 2: Vorgehen zur Beantwortung der Fragestellung; Quantifizierung der jeweiligen Nährelementvorräte

Digitized by Google

BODENANALYSEN 1991

Bei der Untersuchung im Jahr 1991 wurden die Elementvorräte aus Leitprofildaten abgeleitet, welche von Prof. Gebhard Schüler (FVA Rheinland-Pfalz) zur Verfügung gestellt wurden. Die Profildaten beschrieben den Nährelementvorrat kurz nach dem Sturmschaden im Fichtenaltholz und wurden als Mittelwert für alle heutigen Aspen, Birken und Eichenbestände angenommen.

BIOMASSEANALYSEN 2011

Zur Analyse der Biomasse wurden pro Plot fünf Probebäume gefällt, in Kompartimente zerlegt und gewogen. Entlang des Stammes wurden Stammscheiben im Abstand von jeweils 2 m entnommen. Aus der Krone wurden jeweils drei Probeäste aus dem unteren, mittleren und oberen Kronenbereich für eine genaue Gewichtsbestimmung und eine anschließende chemische Laboranalysen gewonnen. Alle anderen Baumteile wurden im Feld mit Hängewaagen gewogen. An allen verbleibenden Bäumen wurde der BHD gemessen. Für Aspen und Birken wurden Äste definiert als eine Verzeigung von der Primärachse. Im Fall der Eichen waren Äste alle Baumteile < 40 mm Durchmesser, was hauptsächlich bedingt war durch die geringen Dimensionen der jungen Eichen sowie die maximal verarbeitbare Aststärke des verwendeten Häckslers. Im Labor wurden alle Stammscheiben in Stammholz und Stammrinde unterteilt und zusammen mit den Astproben bei 40°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Aus den Stammscheiben wurde Bohrmehl gewonnen. Die Astproben wurden gehäckselt, und pro Baum wurden jeweils Mischungen aus den Proben für ein Kompartiment gebildet. Diese Proben wurden gemahlen und ihre Gesamtelementgehalte analysiert, sodass schließlich Messwerte für Nährelementkonzentrationen für die drei Kompartimente Stammholz, Stammrinde und Äste zur Verfügung standen. Mit Hilfe des Trockengewichtes und der BHDs wurden allometrische Funktionen für jede Baumart und separat für die Biomassekompartimente Stammholz, Stammrinde und Äste angepasst; im Einzelfall konnten die Funktionen um den Effekt des Standortes erweitert sein. Wenn der Standortseffekt im Modell signifikant war ($p < 0,05$) wurde für das jeweilige Kompartiment der jeweilige Baumart für jeden Standort eine separate allometrische Funktion angepasst. War der Standortseffekt im Modell nicht signifikant, wurden die Daten aller Messbäume des jeweiligen Kompartiments der jeweiligen Baumart verwendet. Über beide Standorte hinweg standen pro Biomassekompartiment für Aspen und Birken jeweils 20 Datensätze und für Eichen 40 Datensätze zur Anpassung der Funktionen zur Verfügung. Mit Hilfe der angepassten allometrischen Funktionen wurde die Biomasse der verbleibenden Bäume in Abhängigkeit ihres BHDs geschätzt.

BODENANALYSE 2011

Für die Bodenanalysen 2011 wurden auf jedem Plot 12 Bohrkerne der organischen Auflage und des Mineralbodens aus den beiden Tiefenstufen 0 cm bis 10 cm und 10 cm bis 30 cm genommen. An vier dieser Bohrkerne haben wir außerdem Proben aus der Tiefe von 30 cm bis 70 cm gewonnen. Die Proben wurden bei 40 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und um den Analyseaufwand einzuschränken wurde jeweils aus zwei Proben eine Mischprobe gewonnen. Die Mineralbodenproben wurden auf austauschbare Kationen sowie C, N und pH untersucht. In der organischen Auflage wurden die Gesamtelementgehalte bestimmt. Zur Überprüfung unserer Hypothesen haben wir verallgemeinerte lineare gemischte Modelle (GLMMs) eingesetzt. Weil unsere Daten nicht Gauss sondern links steil verteilt waren, haben wir eine logarithmische Linkfunktion zwischen Prädiktor und Zielvariable angenommen. Die 0-Hypothese, dass ein bestimmter einzelner Effekt keine Wirkung erzielt, wurde mit Hilfe von Wald-Tests durchgeführt. Die Parameter-Interpretation wurde analog zu Wett-Prozenten (odds ratios) durchgeführt.
Die Kationenaustauschkapazität (KAK) beschreibt die Summe der austauschbaren Kationen bei im Boden vorherrschenden pH-Wert. Dabei wird die KAK durch permanente und variable Ladung gestellt, letztere wird u.a. durch den Bodenkohlenstoffgehalt bedingt. Deshalb wurde mit Hilfe nicht-linearer Regression nach der Gleichung

$$y_i = \beta_1 * C_i^{\beta_2 + Baumart_i}$$

getestet, ob der Zusammenhang zwischen KAK und Bodenkohlenstoffgehalt für die betrachtete Baumart signifikant von Eiche Monokultur (Referenz) abweicht. Die Zielgröße y_i wird durch den Kohlenstoffgehalt (C) sowie durch die Parameter β1, β2 sowie die $Baumart_i$ im Modell beschrieben.

MODELLIERUNG ZUKÜNFTIGER NÄHRSTOFFEXPORTE

Zur Modellierung der zukünftigen Biomasse und Nährstoffexporte aus den beiden verschiedenen Eichensystemen mit und ohne Vorwald wurde ein sehr einfacher und übersichtlicher Ansatz gewählt. Mit Hilfe der Stammzahlen und BHDs unserer Versuchsflächen wurde eine BHD-Verteilung angepasst. Mit Hilfe dieser BHD-Verteilung wurden dann Eichen-Bestände beliebiger Stammzahl simuliert.
So wie im WEHAM-Modell (Bösch, 2012) wurde das Wachstum der BHDs mit Hilfe der Wachstumsfunktion nach Sloboda (1971) prognostiziert. Die Wachstumsfunktion war basierend auf BWI I und BWI II Daten für Eiche in Rheinland-Pfalz parametrisiert wurden. Für die prognostizierten BHDs wurde dann mit Hilfe einer über einen großen BHD Bereich gültigen Biomassefunktion (Zell, 2008) die gesamte oberirdische holzige Biomasse

Digitized by Google

geschätzt. Für die hier präsentierten Ergebnisse wurde in diesem Schritt noch kein Gebrauch der selbst entwickelten Biomassefunktion für Eiche gemacht, da diese nur bis zu einem BHD von 15 cm Gültigkeit besitzt und eine Kombination dieser eigenen Funktion mit der Zell (2008) Funktion noch nicht durchgeführt wurde. Die Gesamtbiomasse wurde dann mittels weiterer allometrischer Funktionen (André u. a., 2010) in die Anteile für Stammholz, Stammrinde, Derbholholz, Derbholzrinde sowie Äste zerlegt. Für diese Kompartimente wurden dann unsere eigenen kompartimentspezifischen Nährstoffkonzentrationen angewandt, um die Elementvorräte pro Baum zu berechnen. Aus der Summe der Nährelementvorräte und der Plotgröße wurde letztendlich auf die Nährelementvorräte pro Hektar geschlossen. Die Durchforstungseingriffe wurden bis zum Alter von 100 Jahren in Form von Niederdurchforstungen simuliert und danach als Kombination aus Niederdurchforstungen und Hochdurchforstungen. Die Auswahl der entnommenen Bäume erfolgte anhand von Überlebensfunktionen. Die angewendeten Durchforstungsmodelle stammen ebenfalls aus dem WEHAM-Programm (Bösch, 2012). Die Durchforstungsstärke wurde Ertragstafelkonform durchgeführt. Die gesamte Modellierung wurde mit dem Statistikprogramm R durchgeführt und die Berechnungsergebnisse wurden nach jedem Jahr der gesamten Umtriebszeit abgespeichert. Für die Eichen wurde ein Zieldurchmesser von 65 cm angenommen. Sobald dieser Mittelwert aller BHDs im Modell erreicht wurde, wurde der Bestand flächig geerntet.

ERGEBNISSE und DISKUSSION

An dieser Stelle soll nur auf einen sehr konkreten Ergebnisbefund eingegangen werden. Der Einfluss der Baumarten auf den pH Wert im Boden im Jahr 2011 wurde mit Hilfe verallgemeinerter linearer Modelle untersucht. Dabei trug der Effekt der Baumart sowie der Effekt einer Wechselwirkung zwischen der Baumart und der Tiefenstufe signifikant zur Erklärung der Varianz bei; wobei Aspe in Tiefe 0 cm bis 10 cm einen etwa 28% höheren pH-Wert hatte als Eiche, und die Birke den pH-Wert gegenüber Eiche um etwa 10% erhöhte.
Im dem Modell zur Beschreibung der KAK mit Hilfe des Bodenkohlenstoffgehaltes stellte sich der Parameter $Baumart_i$ im Modell mit Aspe als signifikant heraus. Dies bedeutet, dass u.a. durch die beschriebene Anhebung des pH-Wertes bei ähnlichem Kohlenstoffgehalt besonders unter Aspenvorwäldern signifikant höhere Kationenbelegungen an den variablen Austauschern gemessen werden konnten als unter Eichenreinbeständen. Außerdem können Unterschiede in der Streuqualität zwischen Aspen, Birken und Eichen eine unterschiedliche KAK bei ähnlichem Kohlenstoffgehalt hervorgerufen haben.
Als Konsequenz sind die Nährelementvorräte, hier die Summe der Basen, unter Aspenvorwald als auch unter Birkenvorwald besonders in den Mineralbodenschichten von 0 cm bis 10 cm Tiefe signifikant um bis zu 93 % höher als unter Eichenreinbeständen. Tabelle 2 zeigt empirische Mittelwerte beider Standorte sowie Wett-Prozente in Relation zur Eiche als Referenz.

Tabelle 2: Mittelwerte beider Standorte: Empirische Vorräte [kg*ha-1] Wett-Prozente in Relation zum Eichen-Reinbestand als Referenz

Bodenschicht	Ei	VW	As	Bi
Org.	301 ± 261 100%	248 ± 159 83 %	270,5 ± 164 90%	228 ± 156 77%
0-10	153 ± 50 100%	255 ± 114 170%	295 ± 114 193%	222 ± 105 148%
10-30	191 ± 81 100%	242 ± 126 129%	244,5 ± 87,1 128%	240,6 ± 153,5 129%

Im bisherigen Verlauf der Arbeit wurden die Nährelementvorräte im Boden 1991 und 2011 quantifiziert sowie die Verluste z.B. durch Sickerwasseraustrag, die unter jeder Behandlung und der Referenz Eichenmonokultur zwischen 1991 und 2011 entstanden sind. Zusätzlich wurden die Nährelementmengen quantifiziert, die im Rahmen der Vorwaldbiomasseernte entnommen wurden und es wurde die Höhe des Nährelementvorrats modelliert, der im Rahmen der zukünftigen Eichenbewirtschaftung jeweils aus Eichenreinbeständen oder aus Eichenbeständen, welche aus Vorwald hervorgegangen sind, im Rahmen der Durchforstungen und der Ernte entnommen werden.
Aus diesen Daten wurden nun jeweils die Unterschiede zwischen dem Aspen-Eichen-System im Vergleich zu Eichen-Reinbeständen und die Unterschiede zwischen Birken-Eichen-System im Vergleich zum Eichen-Reinbestand betrachtet. Diese Unterschiede sind der Überschuss oder Verlust, der jeweils im Aspen-Eichen-System oder Birken-Eichen-System im Vergleich zum Eichen-Reinbestand über die gesamte Umtriebszeit entstand. Betrachtet wurden dabei die Unterschiede der Nährstoffvorräte, welche

1. zwischen 1991 und 2011 im System gehalten wurden
2. im Rahmen der Vorwaldernte aus dem System entnommen wurden

Digitized by Google

3. im Rahmen der zukünftigen Eichendurchforstungen und Ernte entnommen werden.

Für diese Bilanzen unterstellten wir, dass sowohl mit dem Vorwald-Eichen-System als auch mit den Eichen-Reinbeständen dasselbe Wirtschaftsziel erreicht wird. Dieses Ziel wurde in diesem Falle als Eichenwertholz mit einem mittleren BHD des Zielbestandes von 65 cm festgelegt. Die Ergebnisse dieser bisher noch vorläufigen Überschuss- & Verlustrechnung sind in Fehler: Referenz nicht gefunden gegeben.

Tabelle 3: Überschuss- und Verlustrechnung mit Eiche als Referenz aus Ökosystem-Sicht; pos. Zahlen sind „Überschuss" für das Ökosystem (weniger Verlust), negative Zahlen sind ein größerer „Verlust" für das Ökosystem im Vergleich zu Eichenreinbestand; Boden bis Tiefe 30 cm

Standort	**Bart**	**Biomasse** t/ha	**Ca** kg/ha	**K** kg/ha	**Mg** kg/ha	**Tiefe** cm
K	As	11,58	193,10	-43,86	26,27	30
K	Bi	61,47	178,29	8,45	25,45	30
S	As	7,28	203,77	86,97	4,71	30
S	Bi	11,46	68,25	-2,03	-14,44	30

Anhand dieser Rechnung wurde in Vorwald-Eichen-Systemen etwas weniger Gesamtbiomasse produziert als in Eichenreinbestandssystemen. Jedoch ist zu bedenken, dass die Vorwaldbiomasse bereits nach 20 Jahren verfügbar war. Für Calcium ergaben sich im betrachteten System aus oberirdischer Biomasse, organischer Auflage sowie Mineralboden bis 30 cm für Aspen und Birken auf beiden Standorten jeweils positive Bilanzen. Kalium zeigte sich differenzierter, mit Verlusten besonders im Aspen-Vorwaldsystem in Kirchberg. Für Magnesium waren besonders in Kirchberg Überschüsse in den Vorwald-Eichen-Systemen zu erkennen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Als Zusammenfassung kann festgehalten werden, dass besonders unter Aspen-Eichensystemen im Jahr 2011 deutlich höhere Elementvorräte in den oberen 30 cm Mineralboden vorhanden sind als unter Eichenreinbeständen. Dies kann das Ergebnis direkter Effekte wie einer gesteigerten Aufnahme von Nährelementen durch gesteigertes Wachstum und Feinwurzelausbildung sein, aber auch das Ergebnis indirekter Effekte wie einer Steigerung des pH-Werts, die sich wiederum auf die Austauschkapazität der Boden auswirkt haben könnte.

Über die gesamte Umtriebszeit betrachtet bieten Vorwald-Eichen-Systeme insgesamt etwas weniger Biomasse, dafür wird die Vorwaldbiomasse zur Verwendung für Energiezwecke bereits nach 20 Jahren bereitgestellt. Dabei wirken sich Vorwälder und insbesondere mit Aspenvorwälder im Vergleich zu Eichen-Reinbeständen überwiegend positiv auf den Nährelementhaushalt aus; dieser positive Effekt schien mit der Wuchsleistung der Vorwaldbaumarten anzusteigen.

In der Schlussbilanz waren die Verluste für das Element Kalium, besonders unter den sehr wüchsigen Aspen-Eichen-Beständen in Kirchberg, größer als die Überschüsse. In den meisten Fällen konnten die Nährelementverluste jedoch kompensiert werden, die im Rahmen der Ernte der Vorwaldbiomasse entstanden sind. Dieses kann zum einen durch die gesteigerte Rückhaltung aus dem Sickerwasser unter Vorwäldern begründet werden, und zum anderen durch die verringerten Stammzahlen und den damit verringerten zukünftigen Nährstoffexporten aus Eichenbeständen aus Vorwäldern im Vergleich zu Eichen-beständen aus Monokulturen.

LITERATURVERZEICHNIS

André, Frédéric ; Jonard, Mathieu ; Ponette, Quentin: Biomass and nutrient content of sessile oak (Quercus petraea (Matt.) Liebl.) and beech (Fagus sylvatica L.) stem and branches in a mixed stand in southern Belgium. In: *Science of The Total Environment* Bd. 408 (2010), Nr. 11, S. 2285–2294

Bauhus, J. ; Messier, C.: Soil exploitation strategies of fine roots in different tree species of the southern boreal forest of eastern Canada. In: *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* Bd. 29 (1999), Nr. 2, S. 260–273

Bösch, Bernhard: WEHAM - Modelle und Algorithmen.

Energievorwald.de: Energievorwald.de.

Schmidt-Schütz, A. ; Huss, J.: *Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen auf vernässenden Standorten mit Hilfe von Pioniergehölzen*. Freiburg : BW-PLUS, 1998

Stark, Hendrik ; Nothdurft, Arne ; Bauhus, Jürgen: Effekte von Vorwäldern auf den Nährstoff- und Kohlenstoffhaushalt des Waldbodens. In: *AFZ-Der Wald* (2011), Nr. 14, S. 4–6

Digitized by Google

UNSELD, RÜDIGER ; BAUHUS, JÜRGEN: Wuchspotenziale von Pappeln für Vorwald (Teil 4 von 6). In: *AFZ-DerWald* Bd. 10 (2011), S. 6 – 9

UNSELD, RÜDIGER ; WENZEL, MATTHIAS ; WEICH, THOMAS ; STARK, HENDRIK ; WEINREICH, AXEL ; BAUHUS, JÜRGEN : Energie-Vorwälder in Südwestdeutschland – Alternative Bewirtschaftungsformen zur Steigerung der energetisch nutzbaren Biomasse im Wald (Teil 1 von 6). In: *Forst und Holz*, *65*. (2010), Nr. 10, S. 14 – 17

ZELL, JÜRGEN: *Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung auf Grundlage permanenter Großrauminventuren*. Freiburg i. Br., 2008

Digitized by Google

Forest biomass removal in relation to ecosystem nutrient cycle

Jiri Novak, Marian Slodicak, David Dusek
Forestry and Game Management Research Institute, Research Station at Opocno, Na Olive 550, CZ 517 73 Opocno, Czech Republic

Introduction

Even-aged Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) monocultures or spruce dominated stands are a main type of productive forest in the Czech Republic. Besides the use of stem wood, there is a growing demand for use of other forest biomass (branches with needles, stumps). In 2010, chips and residues from cut in the amount of 1.1 mil. m^3 was put on the market in the Czech Republic (MZE 2011) and this amount continually increases. On the other hand, compact system of evaluation of long-term effects of biomass removal on soil quality, protection of water sources, forest yield maintenance and biological diversity still not exists in our country.

Ministry of Agriculture supported analysis "Forest biomass as renewable energy source" realized by Forest Managenent Institute (UHUL 2008). New map of the Czech Republic by level of risk in relation to biomass removal was output of this analysis. Similarly, Ministry of Environment assigned two projects for Czech Geological Survey and Forest Management Institute in 2008. Aims of these projects were to judge the impact of forest biomass removal on soil, nutrient cycle and biological diversity (BURES et al. 2009, HRUSKA, OULEHLE 2009).

However, conclusions of above mentioned studies were partly ambiguous. Consequently, currently applied principles of forest biomass removal are only the result of consensual agreements two ministries and are not yet sufficiently supported by studies based on a representative set of the corresponding exact data. To assess the potential of biomass for energy purposes, available biomass should be evaluated in detail in the specific management or typological units (SVERDRUP et al. 2006, CLARKE 2007, SRAMEK et al. 2009). Nutrients and their possible removal in relation to current state of forest soils should be taken into consideration as well (SRAMEK et al. 2011).

Possible sources of adequate data are long-term experiments with thinning with periodical evaluation of dendro-ecological characteristics. Forestry and Game Management Research Institute, Research Station at Opocno have relatively wide base of these experiments representing diverse conditions of forests in the Czech Republic. As an example, preliminary results from two long-term experiments are presented in this contribution. The objectives of the study were to find out the biomass (and content of nutrients) of all compartments of forest ecosystem: (1) Above ground biomass (stem, bark, branches, needles), (2) Below ground biomass (roots and stumps), (3) Forest floor (humus layers L, F, H).

Material and methods

The data were collected on two permanent research plots with 40-year-old (Polom) and 90-year-old (Ostravice) spruce stands (Table 1). Aboveground parts of trees were assessed on sample trees. Dry biomass of humus horizons and nutrient contents in humus layers (N, P, K, Ca and Mg) were determined in laboratory (detailed methodology for example in NOVAK, SLODICAK 2004 or NOVAK et al. 2011). Below ground biomass (roots and stumps) was assessed by expansion coefficients (SLODICAK et al. 2010). For the analysis we used control unthinned variants on both experiments.

Table 1: Basic characteristics of research plots.

Name	Age*	Location	Elevation (m)	Forest type group**	Soil type	Number of trees per ha*	Basal area (m^2) per ha*
Polom	40	50°21′36″ 16°19′34″	770	*Piceeto - Fagetum acidophilum*	cambic leptosol	1110	31.8
Ostravice	90	49°27′32″ 18°27′18″	570	*Piceeto - Abietum variohumidum acidophilum*	humus podsol	464	42.4

*in the stage of evaluation, **according to VIEWEGH et al. (2003)

Results

Tree volume in younger stand (40-year-old) was 306 $m^3.ha^{-1}$ (Table 2). Corresponding aboveground biomass represents 170 $t.ha^{-1}$, i.e. 43% of total biomass (TB) 398 $t.ha^{-1}$. This amount consists of wood and bark (33%) and branches and needles (10%). From the nutrients point of view we found, that aboveground biomass in this stand contains 363 kg of N (i.e. 16% of TB), 85 kg of P (25%), 138 kg of K (9%), 251 kg of Ca (42%) and 41 kg of Mg (13%) per hectare. On the other hand humus and belowground biomass creates, compared to aboveground biomass, higher values 228 $t.ha^{-1}$, i.e. 1 949 kg of N, 255 kg of P, 1 318 kg of K, 346 kg of Ca and 265 kg of Mg per hectare.

Digitized by Google

Table 2: Amount of biomass (dry-matter) and main nutrients in different parts of 40-year-old Norway spruce stand.

Experiment **Polom** (40-year-old)		Nutrients in kg per ha				
Tree volume ($m^3.ha^{-1}$)	306	N	P	K	Ca	Mg
Aboveground biomass ($t.ha^{-1}$)	170	363	85	138	251	41
Humus + belowground ($t.ha^{-1}$)	228	1949	255	1318	346	265
Total biomass (TB) ($t.ha^{-1}$)	398	2312	340	1456	597	306
Aboveground biomass in % of TB	43	16	25	9	42	13
Wood with bark in % of TB	33	10	20	5	28	5
Branches and needles in % of TB	10	6	5	4	14	7

In older stand (90-year-old) we found tree volume 650 $m^3.ha^{-1}$ (Table 3). Aboveground biomass represents 371 $t.ha^{-1}$, i.e. 60% of total biomass (TB) 602 $t.ha^{-1}$. This amount consists of wood and bark (46%) and branches and needles (14%). This amount of aboveground biomass contains 771 kg of N (i.e. 33% of TB), 181 kg of P (44%), 293 kg of K (22%), 533 kg of Ca (62%) and 87 kg of Mg (29%) per hectare. Humus and belowground biomass creates, compared to aboveground biomass, lower values 241 $t.ha^{-1}$, but in the case of nutrient content amount of nutrients (1 584 kg of N, 229 kg of P, 1 034 kg of K and 211 kg of Mg per hectare) was higher compared to aboveground biomass. Only exception is the calcium which has been found in lower amount (325 $kg.ha^{-1}$) in humus and belowground biomass compared to aboveground biomass.

Table 3: Amount of biomass (dry-matter) and main nutrients in different parts of 90-year-old Norway spruce stand.

Experiment **Ostravice** (90-year-old)		Nutrients in kg per ha				
Tree volume ($m^3.ha^{-1}$)	650	N	P	K	Ca	Mg
Aboveground biomass ($t.ha^{-1}$)	371	771	181	293	533	87
Humus + belowground ($t.ha^{-1}$)	241	1584	229	1034	325	211
Total biomass (TB) ($t.ha^{-1}$)	602	2355	409	1327	858	298
Aboveground biomass in % of TB	60	33	44	22	62	29
Wood with bark in % of TB	46	21	36	13	42	15
Branches and needles in % of TB	14	12	8	9	20	14

Discussion and conclusion

In the frame of the Czech Republic results about above ground biomass are known from younger Norway spruce stands. Consequently, these studies showed lower values of aboveground biomass compared to our data - 14-year-old stand ca 65 $t.ha^{-1}$ (CHROUST 1993), 20-years-old stand ca 85 (CHROUST, TESAROVA 1985) or 24-years-old stand ca 79 $t.ha^{-1}$ (VYSKOT 1980). Because the spruce stands between the age of 20-40 years growth in our condition very quickly, our data (170 $t.ha^{-1}$ in 40-year-old stand) are consequently in accordance with above mentioned studies.

Exact results about belowground biomass are rare (VYSKOT 1980). On the other hand, we found in the frame of the previous studies that humus horizons (L+F+H) under 30-35-year-old Norway spruce stands in similar growth conditions contain per hectare from 195 t (NOVAK, SLODICAK 2004) to 202 t (DUSEK et al. 2009) of dry mass. In this context it is interesting to compare the results of litter-fall investigation under spruce stands. Annual litter-fall was between values 1.1 – 5.7 $t.ha^{-1}$ (BILLE-HANSEN, HANSEN 2001, BERG, MEENTEMEYER 2001, NOVAK, SLODICAK 2004, HANSEN et al. 2009).

Presented study was meant as an example of calculation of biomass and nutrients distribution in the frame of spruce stands. Here is an interesting finding as follows:

- Harvesting of trees with bark in Norway spruce stands may be connected with the loss of some nutrients, especially Ca (28% and 42% compared to total biomass in younger and older stand, respectively) and P (20% and 36% compared to total biomass in younger and older stand, respectively).
- Using all biomass (inc. branches and needles) may negatively influence the nutrient balance in subsequent stands. All aboveground biomass in younger 40-year-old stand (60% of total biomass) represents 16% of N, 25% of P, 9% of K, 42% of Ca, 13% of Mg. In 90-year-old stand, all aboveground biomass (43% of total biomass) represents 33% of N, 44% of P, 22% of K, 62% of Ca, 29% of Mg.
- In case of thinning there is only partial removal of biomass and nutrients. But this process may be repeated several times during rotation with the similar consequence.
- Large scale forest biomass harvesting should be based on detailed study of forest site productivity.

Digitized by Google

References

Berg, B., Meentemeyer, V.: Litter fall in some European coniferous forests as dependent on climate: a synthesis. Canadian Journal of Forest Research, 31:292–301, 2001

Bille-Hansen, J., Hansen, K.: Relation between defoliation and litterfall in some Danish *Picea abies* and *Fagus sylvatica* stands. Scandinavian Journal of Forest Research, 16:127–137, 2001

Bures, M., Dolezal, R., Hana, J., Kaderabek, V., Macku, J., Nikl, M., Pavlonova, G., Zeman, M. : Analyza a vysledna kvantifikace vyuzitelne lesni biomasy s durazem na tezebni zbytky pro energeticke ucely, pri zohledneni rizik vyplyvajicich z dopadu na pudu, kolobeh zivin a biologickou rozmanitost. /Analysis and quantification of the utilizable forest biomass with emphasis on logging residues for energy purposes, taking into account the risks arising from the impact on soil, nutrient cycling and biodiversity/. UHUL, Brno, 48 p., 2009

Clarke, N. A.: Inorganic elements in tree compartments of Picea abies – concentrations versus stem diameter in wood and bark and concentration in needles and branches. Biomass and Bioenergy, 31:717-725, 2007

Chroust, L.: Asimilacni biomasa smrku (*Picea abies*) a jeji fotosynteticky vykon. /Biomass of needles in spruce (Picea abies) and net photosynthesis rates/. Lesnictvi-Forestry, 39:265–272, 1993

Chroust, L., Tesarova, J.: Quantification of aboveground components of 20 years old Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten). Communicationes Instituti Forestalis Cechosloveniae, 14:111–126, 1985

Dusek, D., Slodicak, M., Novak, J.: Vychova smrkovych porostu a tvorba horizontu nadlozniho humusu – experiment Vrchmezi v Orlickych horach. /Thinning of Norway spruce stands and formation of forest-floor horizons in experiment Vrchmezi (Eastern Bohemia)/. Zpravy lesnickeho vyzkumu, 54:293–299, 2009

Hansen, K., Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Gundersen, P., Sevel, L., Bastrup-Birk, A., Pedersen, L. B., Bille-Hansen, J.: Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. Forest Ecology and Management, 257:2133–2144, 2009

Hruska, J., Oulehle, F.: Diferenciace lesu CR z pohledu mozneho dotceni pudniho chemismu v zavislosti na intenzite odberu lesnich tezebnich zbytku pro energeticke ucely. /Differentiation of forests in the Czech Republic in terms of potential concern in soil chemistry depending on the intensity of removal of forest logging residues for energy purposes/.Ceska geologicka sluzba, Praha, 115 p., 2009

MZE: Zprava o stavu lesa a lesniho hospodarstvi Ceske Republiky v roce 2010. /Report on status of forest and forestry management in the Czech Republic in 2010/. Ministerstvo zemedelstvi CR, Praha, 128 p., 2011

Novak, J., Slodicak, M., Dusek, D., Kacalek, D.: Ecological aspects of biomass removal in the localities damaged by air-pollution. In: Biomass and remote sensing of biomass. [Chapter 2]. Ed. I. Atazadeh. InTech 2011, Rijeka, p. 21–34, 2011

Novak, J., Slodicak, M.: Structure and accumulation of litterfall under Norway spruce stands in connection with thinnings. Journal of Forest Science, 50:101–108, 2004

Slodicak, M., Novak, J., Spulak, O., Bartos, J.: Expertni a poradenska cinnost pri zjistovani biomasy v lesnich ekosystemech. /Expert activity in founding and evaluating of biomass accumulation in forest ecosystems/. Annual report, FGMRI, Strnady, 19 p., 2010

Sramek, V., Lomsky, B., Novotny, R.: Hodnoceni obsahu a zasoby zivin v lesnich porostech – literarni prehled. /Content of nutrients in forest stands – review/. Zpravy lesnickeho vyzkumu 54:307-315, 2009

Sramek, V., Vortelova, L., Fadrhonsova, V., Hellebrandova, K.: Výsledky výzkumu lesních půd v rámci programu Biosoil v České republice – zajištění výživy dřevin základními živinami. /The results of forest soil research in the frame of programme Biosoil in the Czech Republic – provision of the essential nutrients supply for trees/. In: Sobocká J.: Diagnostika, klasifikácia a mapovanie pôd. /Diagnosis, classification and mapping of soils/. Vyskumny ustav podoznalectva a ochrany pody, Societas pedologica slovaca, Bratislava, p. 182-190, 2011

Sverdrup, H., Thelin, G., Robles, M., Stjernquist, I., Sörensen, J.: Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. Biogeochemistry, 81:219-238, 2006

UHUL: Lesní biomasa jako obnovitelny zdroj energie. /Forest biomass as renewable energy source/. Ustav pro hospodarskou upravu lesu, Brandys nad Labem, 11 p., 2008

Viewegh, J., Kusbach, A., Mikeska, M.: Czech forest ecosystem classification. Journal of Forest Science, 49:85–93, 2003

Vyskot, M.: Bilance biomasy hlavnich lesnich drevin. /biomass balance of principal forest tree species/. Lesnictví, 26:849–882, 1980

Acknowledgement

This study was supported by the long-term project of the Czech Ministry of Agriculture MZE-0002070203.

Digitized by Google

Zuwachs nach Stammzahlreduktionen bei Entzug unterschiedlicher Biomassenfraktionen

Hubert Sterba
Institut für Waldwachstum, Deptm. Wald- u. Bodenwissenschaften, Univ. f. Bodenkultur Wien
Peter Jordanstraße 82, A-1190 W i e n

Abstract

In the late 70ies the discussion of biofuel from full tree harvesting met the rising silvicultural opinion that heavy early precommercial thinnings are a necessity for the stability of conifer stands. Ecologists warned against the export of nutrients from the sites by full tree harvesting, however could not yet evaluate resulting increment losses. Therefore in three locations experiments in young Norway spruce stands were established. In these stands precommercial thinnings were performed, and according to the research question three treatments were established: 1: The full trees, including branches and needles were removed from the plot immediatley after felling , 2: The felled trees were left in the plot, and 3: The felled trees were left in the plot for one season in order to let their needles fall to the forest floor, and only then the rest of the trees was removed from the plot. In each location these three treatments were replicated in four plots. In the plots about 50 trees were marked and measured for the diameter at breast height and the height immediately after the treatments and then in three 3-year intervals. The statistical analyses after 9 years used the volume of the trees immediately after the treatment as covariate in order to adjust the oberserved volume increment for the same location-specific initial volume. Analysis of variance exhibited that the increment of the full tree harvesting variant differed significantly from the other two variants by about 18%. There were no interactions between the treatments and the period, and between the location and the treatment apparent.

Einleitung

Im Zusammenhang mit der Energiekrise der 70er-Jahre wurde die verstärkte Nutzung von sonst nicht verwertbarer Biomasse im Wald recht kontrovers diskutiert. Gerade in Dickungen und Stangenhölzern erwartet man sich einen doppelten Effekt von der Nutzung des Aushiebs als Brennstoff. Ein entsprechender Preis für diese sonst nicht verwertbaren Sortimente bei Stammzahlreduktionen sollte diese Maßnahmen attraktiv machen, die auch aus waldbaulicher Sicht zur Stabilisierung der Bestände mitunter dringend nötig waren (z.B. ABETZ 1975, POLLANSCHÜTZ 1971). Dabei wurde diskutiert und mancherorts auch propagiert, diese Stammzahlreduktionen als Vollbaumnutzung durchzuführen, um einerseits die Effizienz der damit verbundenen Forstarbeit zu erhöhen und anderseits größere Erntemengen an Biomasse auf den Markt bringen zu können. Ökologen machten allerdings schon damals auf die möglichen Folgen des im Zusammenhang mit der Entnahme von Ästen, Reisig und Nadeln zu befürchtenden Nährstoffentzuges aufmerksam (z.B. KREUTZER 1979), bis hin zum Vergleich mit der Streunutzung (KRAPFENBAUER 1983). Dass diese Fragestellungen erst vor wenigen Jahren, insbesondere im Zusammenhang mit der Entwicklung der „Astbündler“ wieder aktuell wurden, fasste etwa MEIWES (2010) zusammen.

Während den Auswirkungen von Vollbaumnutzungen auf den Nährstoffhaushalt in diversen Untersuchungen und Publikationen vielfach nachgegangen wurde, blieben zu diesem Zeitpunkt – nämlich in den späten 70er-Jahren – die Auswirkungen auf den Zuwachs der verbleibenden Bäume weitgehend unbekannt oder zumindest noch nicht experimentell untersucht. Gerade im Zusammenhang mit Nutzungen in Dickungen wurde erwartet, dass – wegen der schwachen Baumdimensionen zu diesem Zeitpunkt - die Nährstoffentzüge bei Vollbaumnutzungen in einer Größenordnung lägen, die kaum zu Zuwachsreduktionen führen sollten.

Jedenfalls veranlasste uns diese Diskussion der späten 70er-Jahre, in den Jahren 1981 bis 1983 Versuche anzulegen, in denen im Zuge von frühen Stammzahlreduktionen in damals 17- bis 20-jährigen Fichtenbeständen drei Behandlungsvarianten mit unterschiedlich hohem Biomassenentzug hinsichtlich ihres Zuwachses untersucht werden sollten.

Datenmaterial und Methoden

Die Versuche wurden an drei Versuchsorten auf doch deutlich verschiedenen Standorten angelegt (Abb. 1, Tab. 1). Nährstoffanalysen an den Nadeln des letzten Quirls von herrschenden Bäumen unmittelbar nach der Bestandesbehandlung ergaben in zweien der Versuchsanlagen Werte unter dem Grenzwert für Stickstoffmangel (Tab. 2).

Digitized by Google

Tabelle 1: Standortsbeschreibung der Versuchsorte

Versuchsort	Wilhelmsburg	Hartberg	Bad Zell
Seehöhe (m)	380	350	600
Mittl. Jahresniederschlag	880	750	780
Jahresmittel der Temperatur °C	8.0	8.2	7.2
Grundgestein	Flyschsandstein	Löss und diluvialer Lehm	Gneiss
Bodentyp	Pseudogley	Pseudogley	Semipodsol
Mächtigkeit der Humusauflage [cm]	0.5	2.2	5.4
Ertragsklasse, dGz100 [vfmD·ha^{-1}a^{-1}]	18	10	8

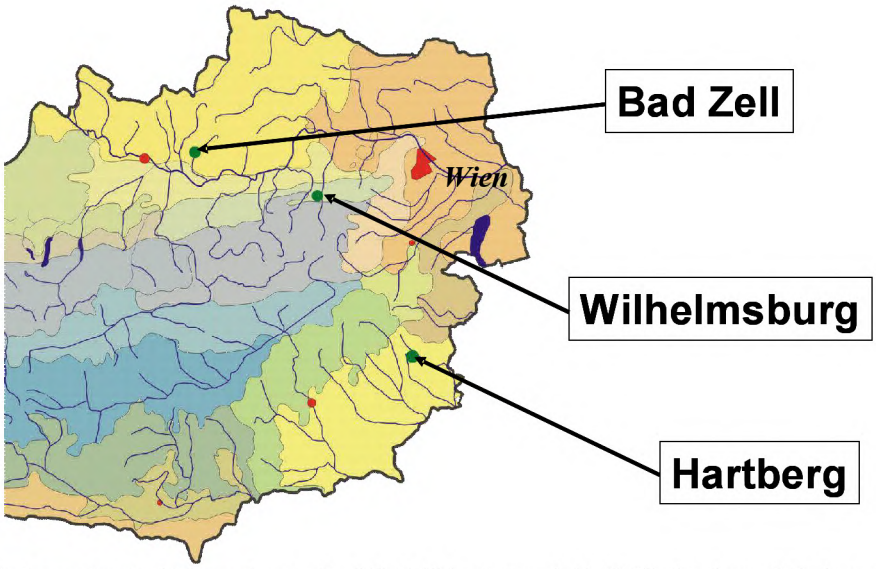


Abbildung 1: Die Lage der drei Versuchsorte Bad Zell (Oberösterreich), Wilhelmsburg (Niederösterreich) und Hartberg (Steiermark) in Österreich

Tabelle 2: Die Nadelspiegelwerte (Elementkonzentrationen in den Nadeln des letzten Quirls in % der Trockensubstanz) in den drei Versuchsanlagen im Vergleich zu den Grenzwerten für „Mangel“ nach STEFAN (1985)

	Elemente				
Versuchsort	N	P	K	Ca	Mg
Wilhelmsburg	1,46	0,14	1,22	0,46	0,12
Hartberg	***1,18***	0,14	0,98	0,37	0,15
Bad Zell	***1,21***	0,18	0,93	0,38	0,11
Grenzwerte für Mangel	1,31	0,11	0,33	0,01	0,07

An den drei Versuchsorten wurden in den untersuchten Beständen mit einer Oberhöhe von damals zwischen 7,5 und 10,0 m Stammzahlreduktionen so durchgeführt, dass in einer Variante die gefällten Bäume zur Gänze im Bestand verblieben, in einer zweiten Variante wurden die gefällten Stämme über eine Saison im Bestand liegen gelassen, und dann, nachdem die Nadeln abgefallen waren, die „Stämme“ mit dem Reisig, soweit noch am Stamm verblieben, entfernt. In einer dritten Variante wurden die Stämme gleich nach dem Fällen zur Gänze, also mit Nadeln und Reisig, aus dem Bestand entfernt. Diese drei Varianten wurden an jedem Versuchsort auf je 4 Parzellen zufällig verteilt, sodass an jedem Versuchsort 12 Parzellen, insgesamt also 48 Parzellen angelegt wurden. Als Beispiel sei in Abbildung 2 die Versuchsanlage „Bad Zell“ gezeigt.

In jeder der Parzellen wurden nach der Behandlung, vom Zentrum ausgehend in einer Spirale 50 Probebäume markiert, die dann hinsichtlich des Brusthöhendurchmessers und der Höhe zu Versuchsbeginn, und anschließend in 3-Jahresintervallen und zuletzt in 5-Jahresintervallen gemessen wurden. Nicht nur die Standorte und die Bonitäten der drei Versuchsorte unterschieden sich deutlich (Tab. 1), auch Art und Stärke der Stammzahlreduktion war auf den Versuchsorten unterschiedlich (Tab.3). Die hohen Stammzahlen im Versuch Hartberg ergaben sich daraus, dass dieser Bestand aus natürlicher Fichtenverjüngung unter einem Altholzschirm von Kiefern entstanden war. Während die Stammzahlreduktion in den beiden Versuchen Wilhelmsburg und Bad Zell geometrische Entnahmen jeder zweiten Reihe waren, zeigen die Mittelhöhen und Mitteldurchmesser im Versuch Hartberg, dass dort die verbleibenden Stammzahlen höher, bei einer Entnahme von 70% der Bäume diese aber eher auf schwächere Dimensionen konzentriert war.

Digitized by Google

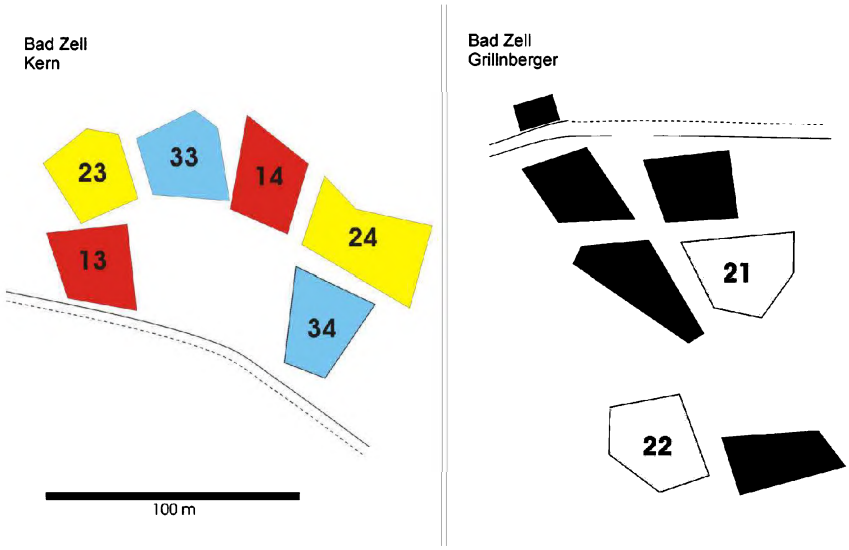


Abbildung 2: Die Parzellen in der Versuchsanlage „Bad Zell". Von den beiden Ziffern, die jede Parzelle kennzeichnen, bedeute die erste die Behandlung: 1: Vollbaumnutzung inklusive Nadeln, 2: Gefällte Bäume zur Gänze im Bestand belassen, 3: Die gefällten Bäume werden erst nach dem Abfallen der Nadeln aus dem Bestand entfernt. Die zweite Ziffer kennzeichnet die Wiederholung.

Tabelle 3: Die Stammzahlreduktionen nach Versuchsorten. Stammzahl (N/ha), Lorey'sche Mittelhöhe (hm) und Durchmesser des Kreisflächenmittelstammes (dg) vor und nach der Stammzahlreduktion.

Versuchsort	Alter (Jahre)	Vor der Stammzahlreduktion			Nach der Stammzahlreduktion		
		N/ha	hm [m]	dg [cm]	N/ha	hm [m]	dg [cm]
Wilhelmsburg	17	5.014	7,5	7,5	2.407	7,6	7,5
Hartberg	~ 18	14.400	6,6	5,2	4.244	8,3	7,1
Bad Zell	20	4.809	5,9	6,2	2.475	6,0	6,3

Nach dem Erreichen einer Oberhöhe von 15 m wurde auf den Parzellen eine Auslesedurchforstung mit ca. 300 Z-Bäume je ha mittels eines A-Werts von 6 nach JOHANN (1992) ausgezeigt, und die Entnahmen wieder entsprechend dem Versuchsplan, also unter Belassen der ganzen gefällten Bäume, unter Belassen der gefällten Bäume über nur eine Saison und unter Entfernung der ganzen Bäume (Vollbaumnutzung) gleich nach deren Fällung, behandelt.

Die Volumsberechnung der Bäume erfolgte über die Schaftholzformzahlfunktion von POLLANSCHÜTZ (1974) und für die Bäume mit BHD < 10,5 cm über jene von SCHIELER (1988). Diese Formzahlfunktionen wurden von SCHIELER (1988) so parametrisiert, dass sich für Bäume mit einem BHD = 10,5 cm nach beiden Formzahl-funktionen die gleichen Formzahlen ergaben.

Eine erste Auswertung wurde schon nach drei Jahren publiziert (STERBA 1988). Über jeden Versuch getrennt und über alle Perioden hinweg, wurden diese Versuche schon von BRUNNER (2002), GUGGANIG (2002) und HAUSER (2003) ausgewertet.

Da die Auslesedurchforstungen aber wegen der unterschiedlichen Bonitäten zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt werden mussten, und danach von den 50 ursprünglich markierten und gemessenen Bäume je Parzelle nur mehr wenige übrig blieben, wird hier nur zusammenfassend über das Ergebnis nach drei 3-jährigen Zuwachsperioden berichtet.

Wegen des nur indirekt möglichen Flächenbezuges (vgl. Probestammauswahl) wurde in der vorliegenden Arbeit als Auswertungsgröße – abweichend von den Arbeiten von STERBA (1988), BRUNNER (2002), GUGGANIG (2002) und HAUSER (2003) nicht der Hektarzuwachs sondern der mittlere Einzelbaumzuwachs herangezogen. Zur Reduktion der Zufallsstreuung wurde in jedem der drei Versuche der mittlere Volumszuwachs in jeder Parzelle mittels Kovarianzanalyse auf gleiches mittleres Volumen zum Zeitpunkt der Versuchsanlage unmittelbar nach der Stammzahlreduktion bezogen (vgl. Abb. 3). Die Bestimmtheitsmaße dieser Beziehungen lagen für die ca. 50 Wertepaare je Parzelle zwischen 0,544 und 0,940. So ergaben sich dann in jedem Versuch in jeder Parzelle mittlere Zuwächse der drei Beobachtungsperioden, bezogen (adjusted) auf das gleiche mittlere Volumen unmittelbar nach der Stammzahlreduktion. Diese „korrigierten" mittleren Volumszuwächse wurden dann varianzanalytisch für die 3 Beobachtungsperiode mit den Versuchsorten und den Behandlungen als Klassifikationsmerkmalen auf Unterschiede geprüft.

Digitized by Google

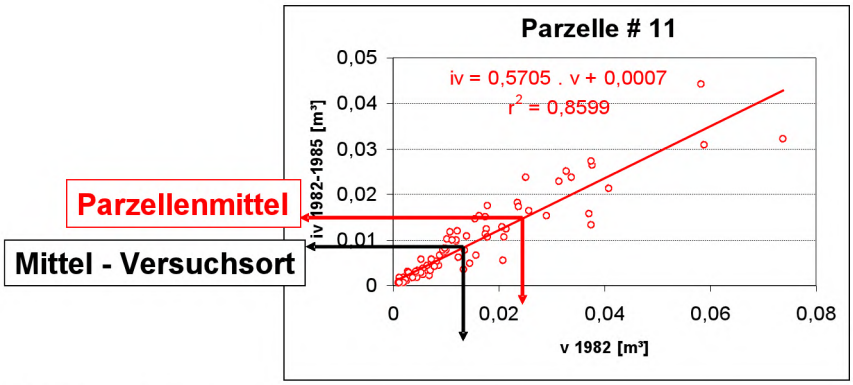


Abbildung 3: Die kovarianzanalytische Reduktion der mittleren Volumszuwächse der Parzellen auf gleiches, versuchsspezifisches mittleres Anfangsvolumen am Beispiel einer Parzelle 11 in der Beobachtungsperiode 1982-1985. Der höhere mittlere Zuwachs der Parzelle 11 in der Periode 1982-1985 resultiert zum Teil daraus, dass schon das mittlere Volumen der Bäume dieser Parzelle zu Beginn des Versuches höher war als das Versuchsmittel.

Ergebnisse

Da die Varianzanalyse mit den einzelnen 3-Jahresperioden keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen Behandlung und Periode (p=0,617) zeigte, wurden in der Folge nur mehr die mittleren Zuwächse über alle 9 Jahre hinweg varianzanalytisch untersucht (Abb. 4, Tab. 4). Hier ergab sich ein signifikanter Haupteffekt der Behandlung, aber keine signifikante Wechselwirkung zwischen Versuchsort und Behandlung (Tab. 4).

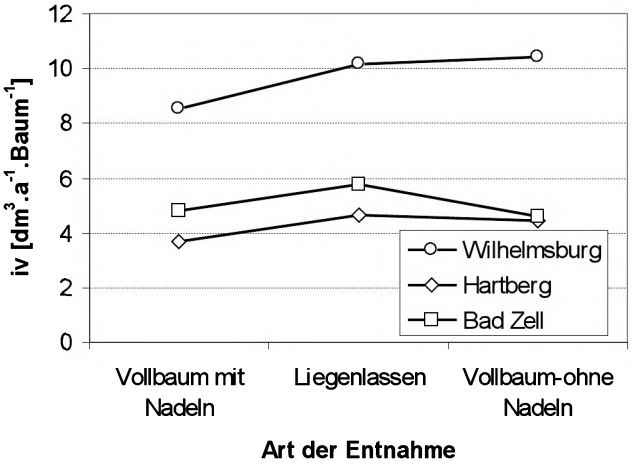


Abbildung 4: Die mittleren Einzelbaumzuwächse (bei versuchsspezifisch gleichem mittleren Ausgangsvolumen) der beobachteten 9-Jahresperiode in dm³ pro Jahr und Baum.

Tabelle 4: Varianzanalyse für den mittleren 9-jährigen, auf das versuchsspezifische Ausgangsvolumen bezogenen, Einzelbaumzuwachs

Varianzursache	SQ	FG	MQ	F	p>F
Versuchsort	206,384	2	103,192	114,407	0,0000
Behandlung	9,404	2	4,702	5,213	0,0122
Versuchsort × Behandlung	4,730	4	1,182	1,311	0,2910
Rest	24,353	27	0,902		
Total	244,872	35			

Die in Abbildung 4 angedeutete Wechselwirkung, dass nämlich schon die Entnahme der trockenen Bäume unter Belassen der Nadeln im Bestand auf den besseren Standorten Wilhelmsburg und Hartberg (noch?) zu keinen Zuwachsminderung führt, während sie auf dem schlechtesten Standort (Bad Zell) schon Zuwachsminderungen hervorruft, lässt sich bei weitem nicht absichern (p=0,291). Es bleibt also nur ein signifikanter Effekt der Behandlung (Tab. 5) in der Größenordnung von etwa 17%, um die der Zuwachs bei Vollbaumnutzung inklusive Entnahme der ganzen Biomasse inklusive Nadeln geringer ist als in den beiden anderen Varianten.

Digitized by Google

Tabelle 5: Die mittleren Einzelbaumzuwächse korrigiert auf gleiches Ausgangsvolumen. Mittelwerte mit gleichem hochgestellten Buchstaben sind nicht signifikant verschieden (Scheffée-Test, α=0,05).

	Vollbaumnutzung inkl. Nadeln	Liegenlassen	Vollbaumnutzung, Belassen der Nadeln im Bestand
Einzelbaumzuwachs [$dm^3 \cdot a^{-1} \cdot Baum^{-1}$]	$5,65^a$	$6,87^b$	$6,48^b$

Diskussion und Schlussfolgerung

Seit der ersten Publikation, die von den Ergebnissen dieser Versuche nach der ersten 3-Jahresperiode berichtete (STERBA 1988), sind doch schon einige Arbeiten zur Frage des Zuwachses nach Vollbaumnutzung erschienen. MÅRD (1998) konnte in 20 bis 30 Jahre alten Fichten-Birken-Mischbeständen nach 4 Jahren keine Zuwachsminderungen feststellen. EGNELL und LEIJON (1997) fanden – allerdings nicht statistisch gesicherte - Zuwachsdifferenzen zwischen konventioneller Durchforstung und Vollbaumnutzung in den ersten 10 Jahren nach der Durchforstung. In zwei Fichtenbeständen im Alter von 25 und 34 Jahren fand NORD-LARSEN (2002) 5% bzw. 18% Zuwachsverlust 5 Jahre nach einer Stammzahlreduktion als Vollbaumnutzung im Vergleich zur konventionellen Nutzung. In der darauf folgenden 6-Jahresperiode konnte er dann keine Zuwachsminderungen mehr feststellen. Dagegen fand JACOBSON et al. (1996, 2000) nach Niederdurchforstungen in 30- bis 50-jährigen Fichtenbeständen in den ersten 5 Jahren keine Zuwachsminderungen durch die Vollbaumnutzung gegenüber der konventionellen Nutzung, wohl aber in der darauf folgenden 5-Jahresperiode solche von 9%. Über eine umfassende Studie in acht 30- bis 60-jährigen Fichtenbeständen, in denen neben weiteren Varianten auch Vollbaumnutzung mit konventioneller Durchforstung verglichen wurde, berichten HELMISAARI et al. (2011) von um 5% geringeren Volumszuwächsen bei Vollbaumnutzung in der ersten 10-Jahresperiode nach der Durchforstung, bzw. von Zuwachsminderungen um 13% in der darauf folgenden 10-Jahresperiode.

Die obigen Untersuchungen fanden alle in skandinavischen Beständen statt. Die Bonitäten dieser Bestände lagen – gemessen an der Oberhöhenbonität - etwa im gleichen Bereich, wie die der hier berichteten Experimente. Allerdings waren die Bestände zum Zeitpunkt der Eingriffe älter und deutlich stammzahlärmer.

Es verwundert also weniger die Tatsache, dass in den in Österreich untersuchten Beständen nach 9 Jahren Zuwachsreduktionen durch Vollbaumnutzung nachgewiesen werden konnten, als eher deren Größenordnung von doch fast 18%. Die hier untersuchten Bestände waren mit einem Alter zwischen 17 und 20 Jahren und Mittelhöhen zwischen 6 m und 8 m deutlich jünger als die skandinavischen Versuche. Leider wurden zum Zeitpunkt der Stammzahlreduktionen die entnommenen Biomassen weder nach ihren Kompartimenten noch nach ihren Nährstoffmengen näher bestimmt, sodass einerseits aus dem Alter der Bestände geschlossen werden müsste, dass die Entnahmen geringer waren als in den oben zitierten Untersuchungen, aufgrund der deutlich höheren Stammzahlentnahmen, wäre jedoch wieder auf eine stärkere Biomassen- und Nährstoffentnahme zu schließen.

Bodenkundliche Untersuchungen von KATZENSTEINER (2004) unterstützen zwar die Hypothese, dass die unterschiedlichen Behandlungen auch längerfristig zu Bodendegradationen führten, fand er doch im Versuch Hartberg dass *„Trendmäßig allerdings höhere Nährstoffvorräte in den Kontrollparzellen zu beobachten waren – sowohl in den Nadeln als auch im Auflagehumus, auch die Basensättigung und die austauschbaren Kalziumvorräte waren in der Variante mit den höchsten Entzügen am niedrigsten.“*

Es muss allerdings auch festgehalten werden, dass es sich beim Vergleich der drei Behandlungen nicht nur um den Effekt der entfernten Nährstoffmenge bei den grün entnommenen Bäumen handelt, sondern auch noch zu beachten ist, dass (i) bei der Rückung der Bäume auch Streu aus dem Beständen entfernt wurde, (ii) durch das Belassen der ganzen Bäume im Bestand das bodennahe Klima in diesen Beständen verbessert wurde, und (iii) nicht auszuschließen ist, dass die innerhalb eines Jahres von den geernteten Bäumen im Bestand abfallenden Nadeln einen zusätzlichen Düngeeffekt erzeugt haben.

Ein Nachzeichnen der Mechanismen bei dieser Art der unterschiedlichen Biomassenentnahme mittels eines mechanistischen Modells (BIOM-BGC in der Formulierung von PIETSCH und HASENAUER 2002) korreliert jedenfalls mit den hier gezeigten Ergebnissen (MERGANIČOVÁ et al. 2005).

Es muss daher geschlossen werden, dass auch bei frühen Stammzahlreduktionen in Form einer Vollbaumnutzung schon mit Zuwachsminderung erheblicher Größenordnung zu rechnen ist.

Zusammenfassung

Im Zusammenhang mit der Energiekrise der 70er-Jahre wurde die verstärkte Nutzung von sonst nicht verwertbarer Biomasse im Wald recht kontrovers diskutiert. Gerade in Dickungen und Stangenhölzern erwartet man sich einen doppelten Effekt von der Nutzung des Aushiebs als Brennstoff. Ein entsprechender Preis für diese sonst nicht verwertbaren Sortimente bei Stammzahlreduktionen sollte diese Maßnahmen attraktiv machen, die auch aus waldbaulicher Sicht zur Stabilisierung der Bestände mitunter dringend nötig waren. Ökologen warnten zwar bereits damals vor den bei Vollbaumnutzungen zu erwarteten Nährstoffentzügen, die möglichen Auswirkungen auf den Zuwachs der verbleibenden Bäume war aber vorerst kein Thema. Um solchen Zuwachsminderungen nachzugehen wurden in den Jahren 1981 bis 1983 in Österreich an drei Versuchsorten in Beständen mit einer Oberhöhe von damals zwischen 7,5 und 10,0 m Stammzahlreduktionen so durchgeführt, dass in einer Variante die gefällten

Digitized by Google

Bäume zur Gänze im Bestand verblieben, in einer zweiten Variante wurde die gefällten Stämme nur über eine Saison im Bestand liegen gelassen, und dann, nachdem die Nadeln abgefallen waren, die „Stämme“ mit dem Reisig, soweit noch am Stamm verblieben, entfernt. In einer dritten Variante wurden die Stämme gleich nach dem Fällen zur Gänze, also mit Nadeln und Reisig, aus dem Bestand entfernt. Diese drei Varianten wurden an jedem Versuchsort auf je 4 Parzellen zufällig verteilt. In jeder der Parzellen wurden nach der Behandlung, vom Zentrum ausgehend, in einer Spirale 50 Probebäume markiert, die dann hinsichtlich des Brusthöhendurchmessers und der Höhe zu Versuchsbeginn, und anschließend in drei 3-Jahresintervallen gemessen wurden.
Bei der Auswertung nach 9 Jahren wurde zur Reduktion der Zufallsstreuung in jedem der drei Versuche der mittlere Volumszuwachs in jeder Parzelle mittels Kovarianzanalyse auf gleiches mittleres Volumen zum Zeitpunkt der Versuchsanlage unmittelbar nach der Stammzahlreduktion bezogen. Diese „korrigierten“ mittleren Volumszuwächse wurden dann varianzanalytisch ausgewertet. Dabei ergab sich, dass die Vollbaumnutzung gegenüber der Variante, in der die gefällten Bäume im Bestand belassen wurden, im Mittel der beobachteten 9 Jahre und der drei Versuchsanlagen einen um 18% geringeren Zuwachs aufwiesen. Wechselwirkungen zwischen Beobachtungsperiode und Behandlung und zwischen Versuchsort und Behandlung konnten nicht nachgewiesen werden.

Literatur

ABETZ, P. (1975) Eine Entscheidungshilfe für die Durchforstung von Fichtenbeständen. Allgem. Forstzeitschrift. 36,666-668

BRUNNER, H. (2002) De Auswirkungen von Biomasse- und Nährstoffentzügen bei Durchforstungen auf den Zuwachs – Versuch Wilhelmsburg. Dipl.Arb. Univ. f. Bodenkultur Wien.

EGNELL, G., LEIJON, B. (1997). Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of Pinus sylvestris and Picea abies stands. Scand. J. For. Res. 12,17-26.

GUGGANIG, H. (2002) Auswirkungen von Biomassenentzügen bei Durchforstungen auf den Zuwachs von Beständen in der Oststeiermark. Dipl.Arb. Univ. f. Bodenkultur Wien.

HAUSER, B. (2003) Auswirkungen von Biomassenentzug bei Durchforstungen auf den Zuwachs von Fichtenbeständen – Versuch Bad Zell. Dipl.Arb. Univ. f. Bodenkultur Wien.

HELMISAARI, H.-S., HANSSEN, K. H., JACOBSON, S., KUKKOLA, M., LUIRO, J., SAARSALMI, A., TAMMINEN, P., TVEITE, B. (2011). Logging residue removal afer thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. For. Ecol. Manage. 261, 1919-1927.

JACOBSON, S., KUKKOLA, M., MÄLKÖNEN, E., TVEITE, B., MÖLLER, G. (1996). Growth response of coniferous stands to whole-tree harvesting in early thinnings. Scand. J. For. Res. 11,50-59.

JACOBSON, S., KUKKOLA, M., MÄLKÖNEN, E., TVEITE, B. (2000). Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. For. Ecol. Manage. 129, 41-51.

JOHANN, K. (1982) Der “A-Wert” – ein objektiver Parameter zur Bestimmung der Freistellungsstärke von Zentralbäumen. DVFFA-Sektion Ertragskunde. Jahrestagung Weibersbrunn, 146-158.

KATZENSTEINER, K. (2004). Auswirkungen von Biomassenutzung auf Baumernährung und Oberbodenzustand im Durchforstungsversuch Hartberg. Unpublizierter Forschungsbericht im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung.

KRAPFENBAUER, A. (1983) Von der Streunutzung zur Ganzbaumnutzung. Centralbl. f.d. ges. Forstw. 100,143-174.

KREUTZER, K. (1979) Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwiss. Cbl. 98,298-308.

MÅRD, H. (1998). Short-term growth effects of whole-tree harvesting in early thinnings of birch (*Betula sp*) and Picea abies. Scand. J. For. Res. 13,317-323.

MEIWES, K.-J. (2010): Versuche zur Vollbaumnutzung – Ein Anstoß für ein gemeinsames Konzept der Forstlichen versuchsanstalten. In Nagel, J. (Hrsg.): DVFFA – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2010: 169-172.

MERGANIČOVA, K., PIETSCH, S.A., HASENAUER, H. (2005). Testing mechanistic modeling to assess impacts of biomass removal. For. Ecol. Manage. 207,37-57.

NORD-LARSEN, T. (2002). Stand and site poductivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce. Biomass and Bioenergy 23,1-12.

PIETSCH, S.A., HASENAUER, H. (2002). Using mechanistic modeling within forest ecosystem restoration. For. Ecol. Manage. 159,111-131.

POLLANSCHÜTZ, J. (1971) Durchforstung von Stangen- und Baumhölzern. Forstarchiv 42,257-259.

POLLANSCHÜTZ, J. (1974) Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs. Allg. Forstztg. 85,191-194.

SCHIELER, K. (1988). Methodische Fragen im Zusammenhang mit der österreichischen Waldinventur. Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur Wien.

STEFAN, K. (1985). Ergebnisse der Bioindikator-Analysen. In: Führer, E. (ed.) Forschungsinitiative gegen das Waldsterben. Bundesministerium f. Wiss. U. Forschung, Wien, 61-71.

STERBA, H. (1988) Increment Losses by Full-Tree Harvesting in Norway Spruce (*Picea abies*). For. Ecol. Manage. 24,283-292.

Digitized by Google

Vollbaumnutzung: Untersuchungsergebnisse zum Nährelement-Export in Nordwestdeutschland und Ansätze zur standörtlichen Bewertung

Karl Josef Meiwes, Sabine Rumpf, Uwe Klinck, Henning Meesenburg, Jürgen Nagel
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

Einleitung

Die steigende Nachfrage nach Holz für die stoffliche und energetische Nutzung hat die Diskussion um die standörtliche Nachhaltigkeit der Vollbaumnutzung aufleben lassen, da insbesondere die Ernte von Nicht-Derbholz zu überproportionalem Nährstoffexport aus dem Wald führt. Dies kann mit einer Verschlechterung der Standorte und langfristig mit einem verminderten Zuwachs der Bestände verbunden sein (MEIWES u. MINDRUP 2012).
Voraussetzung für die standörtliche Bewertung der intensiven Biomassenutzung ist die Kenntnis des Nährstoffexportes, der mit der Nutzung verbunden ist, sowie der Nährstoffbilanzen und der Vorräte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Boden. Zur Erstellung von Biomassefunktionen und Quantifizierung der Nährelementexporte wurden in Nordwestdeutschland Untersuchungen für die Baumarten Buche, Douglasie, Fichte und Kiefer durchgeführt, und es wurden Ansätze zur standörtlichen Bewertung geprüft. In dem vorliegenden Beitrag werden die Ergebnisse für die Elemente Stickstoff, Calcium und Kalium vorgestellt.

Material und Methoden

In Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt wurden insgesamt 35 Buchen, 47 Fichten, 30 Kiefern und 8 Douglasien beprobt. Das Spektrum des Brusthöhendurchmessers (BHD) der untersuchten Bäume reichte von 8 bis 64 cm. Innerhalb der Beprobungsregionen wurden Bestände auf unterschiedlich nährstoffversorgten Standorten ausgewählt. Dabei repräsentierten die beprobten Bestände das obere und untere Spektrum der Nährstoffversorgung der Standorte, die in der Waldbauplanung für die jeweiligen Baumarten vorgesehen sind (z. B. Nds. MRELV 2004). Der Untersuchungsansatz und das Probenahmedesign sind im Einzelnen bei RUMPF et al. (2012 a) beschrieben. Die Methoden der Untersuchung der Baumkompartimente auf Stickstoff, Calcium und Kalium sind bei RADEMACHER et al. (2012) dargelegt. Die Probenahme erfolgte im Winter, bei der Buche also im unbelaubten Zustand.

Die Ermittlung des Biomasse- und des Nährelemententzuges erfolgte mit dem ForestSimulator BWINPro Version 7.5 auf der Basis der an den Probebäumen abgeleiteten Biomassefunktionen und der Elementgehalte in den einzelnen Baumkompartimenten. Für die Initialisierung der Simulation der Nutzungsszenarien wurden ertragskundliche Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt ausgewählt, die standörtlich die derzeitigen Verbreitungsschwerpunkte der jeweiligen Baumart repräsentieren bzw. auf denen sie gemäß Waldbauplanung vorrangig vorzusehen sind (RUMPF et al. 2012 b). Die Bestände waren zwischen 26 und 32 Jahre alt und standen mit Ausnahme der Douglasie unmittelbar vor der Erstdurchforstung. Der Simulationszeitraum orientierte sich an den jeweiligen Produktionszeiträumen der Baumarten. Im Sinne einer einzelstamm- bis gruppenweisen Zielstärkennutzung und gleichzeitiger Verjüngung unter dem Schirm des Vorbestandes schließt der Produktionszeitraum dabei den halben Verjüngungszeitraum mit ein. Die Bestandesalter am Ende der Simulation betrugen bei der Buche 140 Jahre, bei Fichte und Douglasie 115 bzw. 110 Jahre, sowie bei der Kiefer 130 Jahre. Die Wuchsleistung der simulierten Bestände entspricht etwa der Ertragsklasse I nach SCHOBER (1995), das simulierte Wachstum der Buche liegt oberhalb der Ertragsklasse I. Es wurden vier Nutzungsszenarien gerechnet:

(1) Sortimente: Nutzung von Stammholz und Abschnitten

(2) Derbholznutzung

(3) Vollbaumnutzung minus: Derbholznutzung plus Vollbaumnutzung beim Gassenaufhieb und bei den drei letzten Eingriffen der Hauptnutzung

(4) Vollbaumnutzung: Vollbaumnutzung bei allen Eingriffen.

Bei der Buche wurde in Szenario 1 nur der Stamm bis zum Kronenansatz modelliert. Ernteverluste wurden nicht berücksichtigt.

Ergebnisse

Nährstoffmengen in der Biomasse

Stickstoff (N), Calcium (Ca) und Kalium (K) sind die Nährstoffe mit dem höchsten Elemententzug (auf Massenbasis in kg/ha). In Abbildung 1 ist als Bezugsgröße der Entzug in 100 Jahren gewählt worden, um die Baumarten, die unterschiedliche Produktionszeiträume haben, besser miteinander vergleichen zu können. Die Buche weist die höchsten Entzüge an N, Ca und K auf, gefolgt von der Douglasie (N, K) bzw. Fichte (Ca, K) und schließlich von der Kiefer (N, Ca, K). Bei der Derbholznutzung sind die Entzüge der Buche um den Faktor 2,9 bis 4,6 höher als die der Kiefer, die der Fichte um den Faktor 1,1 bis 1,9 und die der Douglasie um den Faktor 1,2 bis

Digitized by Google

1,9 höher als die der Kiefer. Bei der Vollbaumnutzung ergeben sich folgende Vielfache des Entzuges der Kiefer: Buche 2,2 – 3,3; Fichte: 1,3 – 2,0; Douglasie: 1,6 bis 2,0. Bei einem Vergleich der Baumarten muss man berücksichtigen, dass sie unterschiedliche Standortsansprüche haben und auf gleichem verschiedene Wuchsleistungen erzielen. Deshalb kann mit diesem Vergleich von Nutzungsszenarien nur ein Grundmuster aufgezeigt werden.
Bei Szenario (4) „Vollbaumnutzung“ ergeben sich Entzüge, die um 17 % bis 111 % höher sind als bei Derbholznutzung. Dagegen liegen bei Szenario (3) „Vollbaumnutzung minus“ die Elemententzüge lediglich um 4 - % bis 44 % höher als bei der Derbholznutzung. Der Vergleich der Szenarien 3 und 4 zeigt, dass bei der Intensivierung der Nutzung von Biomasse durchaus Möglichkeiten bestehen, den Nährstoffentzug zu steuern. Der Gewinn an zusätzlicher Biomasse gegenüber Szenario 1 (bzw. Szenario 2 bei Buche) beträgt bei Szenario 3 12 - 39 % und bei Szenario 4 3 - 22 % (nicht dargestellt).

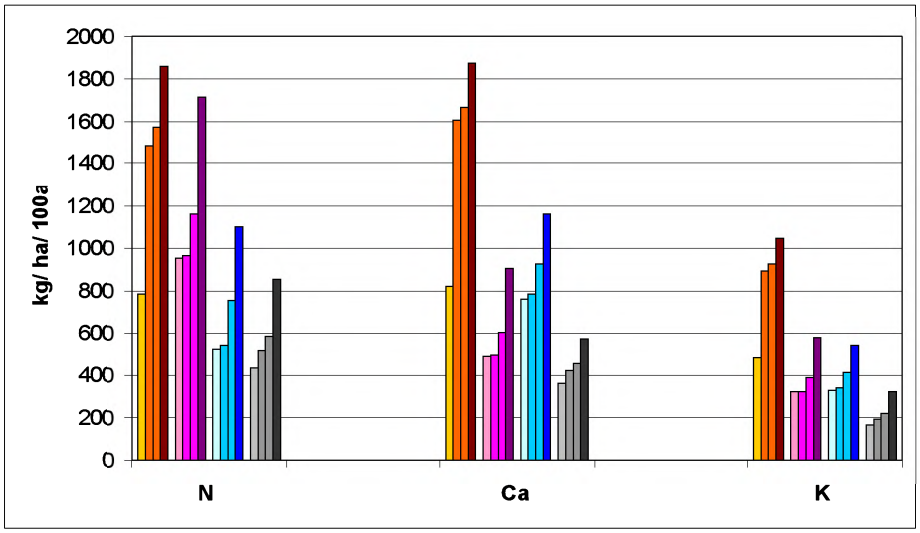


Abb. 1: Entzüge von Stickstoff (N), Calcium (Ca) und Kalium (K) von Buche (braun), Douglasie (lila), Fichte (blau) und Kiefer (grau) bei den Nutzungsszenarien [jeweils von links nach rechts] (1) Sortimente [Buche: Stamm bis zum Kronenansatz] (hellfarbig), (2) Derbholz (weniger hell), (3) Vollbaumnutzung minus (schraffiert) und (4) Vollbaumnutzung (dunkelfarbig).

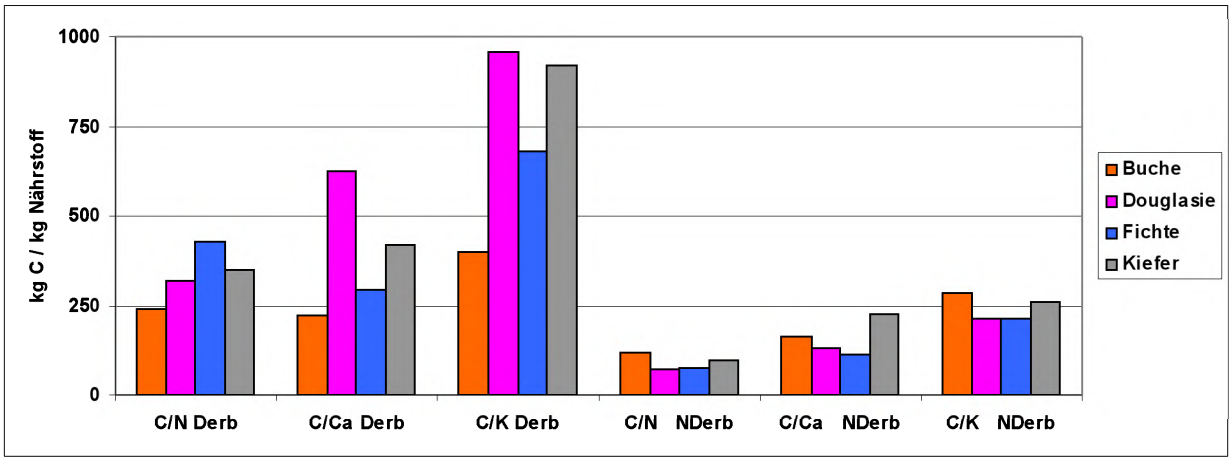


Abb. 2: Nährstoffnutzungseffizienz von Stickstoff (C/N), Calcium (C/Ca) und Kalium (C/K) für die Bindung von Kohlenstoff im Derbholz (volle Farben, Derb) sowie in der übrigen Biomasse (schraffiert: NDerb = Nicht-Derbholz –Biomasse [incl. Nadeln bei den Koniferen])

Aus standörtlicher Sicht interessiert für die Beurteilung der Vollbaumnutzung im Hinblick auf ein nachhaltiges Nährstoffmanagement, ob das Nährstoffangebot für eine erhöhte Nutzung der nährstoffreicheren Baumkompartimente ausreicht. Insbesondere für nährstoffarme Standorte erscheint es sinnvoll, die Nährstoffnutzungseffizienz (VITOUSEK 1982) der Baumarten zu betrachten. Im Zusammenhang mit der Nutzung von Holz als Energieträger bietet sich als Bezugsgröße der Nährstoffnutzungseffizienz die Speicherung von Kohlenstoff in der Baumbiomasse an, weil ein enger Zusammenhang zwischen gespeichertem Kohlenstoff und

Digitized by Google

möglicher Energieausbeute besteht. Die Nährstoffnutzungseffizienz sagt aus, wie viel Kohlenstoff (kg) bei der Aufnahme von 1 kg des jeweiligen Nährstoffes in der Pflanze gebunden werden kann. In Abbildung 2 ist die Nutzungseffizienz von Stickstoff, Calcium und Kalium im Derbholz sowie in der Nicht-Derbholz-Biomasse (bei den Koniferen mit Nadeln) für die vier untersuchten Baumarten dargestellt. In Bezug auf Stickstoff weist die Fichte im Derbholz die höchste Nährstoffeffizienz auf, beim Calcium die Douglasie und beim Kalium Douglasie und Kiefer. Die Buche zeigt bei allen drei Elementen für das Derbholz die geringste Nährstoffeffizienz. Die Nährstoffnutzungseffizienz von Kiefer, Douglasie und Fichte liegt beim Stickstoff um 40 – 80 % über der Effizienz der Buche. Beim Calcium und Kalium ist diese Spanne deutlich größer. Beim Calcium ist die Nutzungseffizienz um 30 - 180 % und beim Kalium um 70 - 140 % höher als bei der Buche. Bei der „übrigen Biomasse" beträgt die Nährstoffnutzungseffizienz 17 - 72 % der Effizienz des Derbholzes. Die Nährstoffnutzungseffizienz der „übrigen Biomasse" ist bei der Buche höher als die der anderen Baumarten (bis auf Ca bei der Kiefer). Dies liegt z. T. daran, dass bei den Koniferen die Nadeln bei der Nicht-Derbholzmenge berücksichtigt wurden, während bei den Buchen von einer Nutzung im unbelaubten Zustand ausgegangen wird.. Auf schwach nährstoffversorgten Standorten, sollte wegen der geringen Nährstoffeffizienz des Nicht-Derbholzes eine Nutzung dieser Kompartimente unterbleiben.
Die hohe Nährstoffnutzungseffizienz der Douglasie für Calcium und Kalium ist vor allem im norddeutschen Tiefland von besonderem Interesse, wo die Douglasie auf schwach nährstoffversorgten Standorten als Alternative zur Kiefer infrage kommt. Trotz ihrer hohen Wuchsleistung benötigt die Douglasie vergleichsweise wenig Calcium und Kalium (siehe Abb. 1); allerdings ist ihr Stickstoffbedarf etwa doppelt so hoch wie der der Kiefer. Unter den gegenwärtigen Bedingungen hoher atmosphärischer Stickstoffeinträge dürften Nutzungseinschränkungen aufgrund eines geringen Stickstoffangebots jedoch eher eine Ausnahme darstellen (MEESENBURG et al. 2005).

Ansätze zur standörtlichen Bewertung

Aus standörtlicher Sicht lässt sich die Nutzung von Biomasse dann als nachhaltig bezeichnen, wenn die Elementbilanzen der Waldökosysteme im räumlich-zeitlichen Mittel ausgeglichen sind. Zusätzlich ist eine ausreichende Elastizität der Systeme ein wichtiges Kriterium; sie ist dann gewährleistet, wenn die Vorräte an verfügbaren Nährstoffen im Boden im Verhältnis zu den durch die Biomassenutzung exportierten Nährstoffmengen hoch sind. Die Elementbilanzen bestehen aus folgenden Größen: Nährstoffeintrag durch Verwitterung, durch luftgetragene Deposition und durch Zufuhr im Rahmen von Maßnahmen wie Bodenschutzkalkung oder Düngung und Nährstoffexport durch die Nutzung der Biomasse und Austrag mit dem Sickerwasser. Ist die Bilanz für einen Nährstoff negativ, verarmt der Boden je nach Elastizität des Systems an diesem Nährstoff mehr oder weniger schnell.
Stoffbilanzen sind als Indikator für die Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung gut geeignet. Sie geben an, in welche Richtung und, unter der Berücksichtigung der Stoffvorräte, wie schnell sich ein System bewegt, und erlauben damit abzuschätzen, wann minimale, kritische Nährstoffvorrräte erreicht werden (ULRICH et al. 1975, KREUTZER 1979). Stoffbilanzen lassen sich aufgrund aufwändiger Messverfahren und Modellanwendungen nur für ausgewählte Flächen erstellen, z. B. die des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings. Zur Verdeutlichung der Schwierigkeiten der Quantifizierung der Elementflüsse sei auf die Spannweite der Ergebnisse bei der Ermittlung der Stickstoffdeposition (MEESENBURG et al. 2005, KERSCHBAUMER et al. 2011) oder der Verwitterungsraten von Kalium und Calcium (KLAMINDER et al. 2011) hingewiesen.
Für die Übertragung der Nährstoffbilanzen auf die bewirtschaftete Fläche werden in der Regel biogeochemische Simulationsmodelle eingesetzt (AKSELSSON et al. 2007). In Deutschland wurden für die vorwiegend bodenbürtigen Hauptnährstoffe Kalium, Calcium und Magnesium hochaufgelöste Bilanzen und Bodenvorräte auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten oder Wuchsgebieten von AHRENDS et al. (2008) und V. WILPERT et al. (2011) erstellt.
Stoffbilanzen von Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen zeigen wegen hoher luftgetragener Deposition von Stickstoff eine Anreicherung von Stickstoff in den Waldökosystemen (KLINCK et al. 2012). Deswegen sind bei der Vollbaumnutzung im Hinblick auf einen Stickstoffmangel gegenwärtig keine oder nur wenige Probleme zu erwarten. Anders sieht es beim Kalium und Calcium aus. Die Calciumbilanzen der Monitoringflächen auf basenarmem Silikatgestein sind negativ, die des Kaliums sind ausgeglichen. Da im Gegensatz zum Stickstoff Mangelsituationen bezüglich Kalium und Calcium auftreten (MINDRUP et al. 2012), stellt sich bei diesen beiden Elementen die Frage nach der Unsicherheit der Bilanzen. Unter der Bedingung ähnlicher Variationskoeffizienten fallen vor allem die Bilanzgrößen ins Gewicht, deren Werte besonders groß sind.
Zur Verdeutlichung sind in Tabelle 1 die Bilanzgrößen Deposition, Verwitterung, Nährstoffentzug und Sickerwasseraustrag von den niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen aufgelistet und zu dem Nährstoffentzug mit der Biomasse in Beziehung gesetzt (KLINCK et al. 2012). Die quantitativ wichtigste Bilanzgröße beim Kalium ist die Verwitterung, eng gefolgt vom Entzug mit der Biomasse. Dagegen nimmt beim Calcium der Entzug mit der Biomasse eine überragende Stellung ein; er ist doppelt so hoch wie die nächstgrößte Bilanzgröße Deposition. Wenn die Unsicherheit der Bilanzen verringert und die Abschätzung der Folgen der Vollbaumnutzung präzisiert werden soll, dann müssen bezüglich Calcium insbesondere die Entzüge mit der Biomasse genauer quantifiziert werden. Diese wiederum hängen vor allem von der zuverlässigen Ermittlung der Volumenzuwächse des Derbholzes sowie bei Buche und Eiche von den Calciumgehalten in der Rinde ab

Digitized by Google

(AHRENDS et al. 2011). Soll die Biomassenutzung auf ärmeren Standorten intensiviert werden, kommt auch Kalium als limitierendes Element infrage. Für diese Standorte muss in erster Linie die Ermittlung der Verwitterungsraten des Kaliums präzisiert und in zweiter Linie die Schätzung der Kaliumentzüge mit der Biomasse verbessert werden.

Tabelle 1: Kalium- und Calicumbilanzen (2000-2009) von niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen mit basenarmem Silikatgestein (Augustendorf-Kiefer, Ehrhorn-Eiche, Fuhrberg-Kiefer, Lüss-Buche, Lange-Bramke-Nordhang/Kamm/Südhang (Fi) und Solling-Buche/Fichte).

	Kalium		Calcium	
	Median (kg/ha/a)	Anteil am Zuwachs	Median (kg/ha/a)	Anteil am Zuwachs
Deposition	1,2	0,7	2,9	0,5
Verwitterung	2,1	1,2	0,3	0,1
Zuwachs	1,7	1,0	5,3	1,0
Sickerwasser	0,9	0,6	1,7	0,3

Solange Nährstoffbilanzen aufgrund zu großer Unsicherheiten nicht auf die interessierende Waldfläche projiziert werden können, bietet sich zur standörtlichen Bewertung an, die Nährstoffentzüge den Bodenvorräten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen gegenüberzustellen. Dies kann in Form des Nährstoffentzugsindexes (Nährstoffentzug dividiert durch Bodenvorrat) erfolgen (STÜBER et al. 2008). Durch die Möglichkeit, den Nährstoffentzug bei verschiedenen Wuchsleistungen und Nutzungsintensitäten modellieren zu können (RUMPF et al. 2012 b), kann die standörtliche Bewertung mittels des Nährstoffentzugsindexes differenziert erfolgen (AHRENDS et al. 2012). Ungeachtet dessen sollte jedoch die dynamische Modellierung des Stoffhaushaltes in der Waldfläche weiter entwickelt werden, um die Möglichkeiten und die Grenzen der Vollbaumnutzung aus standörtlicher Sicht sicherer bestimmen zu können.

Schlussfolgerungen

Die Nährstoffnutzungseffizienz der Nicht-Derbholz-Biomasse liegt weit unter der des Derbholzes. Dieser Befund legt nahe, bei der Vollbaumnutzung besonders auf die standörtliche Nachhaltigkeit zu achten. Zwischen den Baumarten sind die Differenzen im Nährstoffentzug zum Teil größer als zwischen Derbholz- und Vollbaumnutzung. Dies hat zur Folge, dass teilweise die Vollbaumnutzung der Buche auf mittleren Standorten aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes als problematischer eingestuft werden muss als die Vollbaumnutzung der Kiefer auf ärmeren Standorten.

Für die standörtliche Bewertung sollte die Entwicklung von dynamischen Nährstoffmodellen weiter vorangetrieben werden. Forschungsbedarf besteht im Bereich kritischer Schwellenwerte, zu deren Ermittlung Feldversuche mit Vollbaumnutzung angelegt werden sollten. Aus solchen Versuchen lassen sich auch Informationen zur Wirkung der Vollbaumnutzung beispielsweise auf den Kohlenstoffvorrat im Boden, den Zuwachs des Bestandes oder die Biodiversität gewinnen.

Literaturverzeichnis

AHRENDS, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M.; MEESENBURG, H. (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. Forst u. Holz, 63, 32 – 36

AHRENDS, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K. J.; RADEMACHER P. (2011): Sensitivität der Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen hinsichtlich der Biomassefunktionen und Nährstoffgehalte. Berichte der DBG, 4 S.

AHRENDS, B.; MEIWES, K.J.; SPELLMANN, H. (2012): Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung. Beitr. aus der NW-FVA, (in Vorbereitung)

AKSELSSON, C.; WESTLING, O.; SVERDRUP, H.; GUNDERSEN, P. (2007): Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. Forest Ecol. Manage. 238, 167 – 174. doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.015

KERSCHBAUMER A.; GAUGER, T.; HENDRIKS, E.; BUILTJES, T. (2011): Detailed modelling of dry deposition over Germany. In Umweltbundesamt: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Texte 41, Anhang 6, 1 - 4

KLAMINDER, J.; LUCAS, R.W.; FUTTER, M.N.; BISHOP, K.H.; KÖHLER, S.J.; EGNELL, G.; LAUDON, H. (2011): Silicate mineral weathering rates estimates: Are they precise enough to be useful when prediciting the recovery of nutrient pools after harvesting? Forest Ecol. Manage. 261, 1 – 9

KLINCK, U.;RADEMACHER, P.; SCHELER, B.; WAGNER, M.; FLECK, S.; AHRENDS, B.; MEIWES, K.J.; MEESENBURG, H. (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. in: HÖPER, H.

Digitized by Google

u. MEESENBURG, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. Landesamt f. Bergbau, Energie u. Geologie. Hannover (im Druck)

KREUTZER, K. (1979): Ökologische Fragen der Vollbaumnutzung. Forstw. Cbl. 98, 298 - 308

MEESENBURG, H.; MOHR, K.; DÄMMGEN, U.; SCHAAF, S.; MEIWES, K.J.; HORVÁTH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. Landbauforschung Völkerode, Sonderheft 279, 95 - 108

MEIWES, K.J. u. MINDRUP, M. (2012): Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald – eine Literaturauswertung. Beitr. aus der NW-FVA, (in Vorbereitung)

MINDRUP, M.; DAMMANN, I.; TALKNER, U.; MEIWES, K.J. (2012): Zeitliche Entwicklung und Bewertung der Baumernährung. in: HÖPER, H. u. MEESENBURG, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. Landesamt f. Bergbau, Energie u. Geologie. Hannover (im Druck)

NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHER-SCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (NDS. MRELV) (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung – Richtlinie zur Baumartenwahl. Aus dem Walde, Band 54 145 S.

RADEMACHER, P.; SCHÖNFELDER, E.; MEIWES, K.J. (2012): Elementgehalte in Kompartimenten von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.]), Buche (*Fagus sylvatica* [L.]), Eiche (*Quercus robur* [L.] *und petraea* [Liebl.]) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco). Beitr. aus der NW-FVA, (in Vorbereitung)

RUMPF, S.; NAGEL, J. u. SCHMIDT, M. (2012 a): Biomasseschätzfunktionen von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.]), Buche (*Fagus sylvatica* [L.]), Eiche (*Quercus robur* [L.] *und petraea* [Liebl.]) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco). für Nordwestdeutschland. Beitr. aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (in Vorbereitung)

RUMPF, S.; NAGEL, J. u. MEIWES K.J. (2012 b): Simulation von Elemententzügen in Beständen der Baumarten Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.]), Buche (*Fagus sylvatica* [L.]), Eiche (*Quercus robur* [L.] *und petraea* [Liebl.]) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco). für Nordwestdeutschland. Beitr. aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (in Vorbereitung)

SCHOBER, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl. Sauerländer. Frankfurt a. M., 1 - 166

STÜBER, V.; MEIWES, K.J. u. MINDRUP, M. (2008): Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. Forst u. Holz, 63, 28 - 33

ULRICH, B.; MAYER, R. u. SOMMER, U. (1975): Rückwirkung der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. Forstarchiv 46, 5 - 8

VITOUSEK, P. (1982): Nutrient cycling and nutrient use efficiency. Am. Nat. 119, 533 – 572

V. WILPERT, K.; BÖSCH, B.; BASTIAN, P.; ZIRLEWAGEN, D. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Ber. Freiburger Forstl. Forschung 87, 1 - 155

Danksagung:

Die Untersuchung wurde im Rahmen des Projekten „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ durchgeführt. Für die finanzielle Förderung vom BMVEL über die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe sei an dieser Stelle gedankt (FZK 22015407). Den Stoffbilanzen von Intensiv-Monitoringflächen liegen Erhebungen aus dem EU-LIFE+-Projekt FutMon „Further Development and Implementation of an EU-Level Forest Monitoring System“ zugrunde.

Digitized by Google

Die Wuchsleistung auf Dauerversuchen: Nutzholz – Biomasse – Nährstoffe

Markus Neumann und Günter Rössler
Institut für Waldwachstum und Waldbau
Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)
A-1131 Wien, Seckendorff-Gudent-Weg 8

Zusammenfassung

Ertragskundliche Dauerversuche erlauben nicht nur Rückschlüsse auf Zuwachs und Ertrag, sondern geben auch Hinweise auf behandlungsbedingte Unterschiede in Wachstum, Stabilität und Holzeigenschaft. Auf zwei solcher langfristiger Versuche in Österreich wurde neben der traditionellen Auswertung auch die oberirdische Biomasse nach unterschiedlichen Kompartimenten ermittelt und deren Gehalt an Nährstoffen sowie Energiegehalt bestimmt. Die kontinuierlichen Aufzeichnungen der Behandlungsmaßnahmen ermöglichen nun eine Beurteilung der Auswirkungen von mehr oder weniger vollständigen Nutzung forstlicher Biomasse.

Summary

Long term experiments allow not only the assessment of growth and yield in forest stands. Different variants in treatment and spacing result in differences in growth, stability, tree and wood properties, etc. On two such experimental sites in Austria additionally the above-ground biomass and nutrient content of the different compartments (stem, bark, branches, and leaves) were analyzed. Combined with the findings regarding growth on the scale of the experimental sites relations between nutrient removal and the intensities of biomass removal are set up. Based on these findings the effect of biomass removal for energy purpose on the nutrient budget of a forest site can be discussed.

Einleitung

Ertragskundliche Dauerversuchsflächen stellen neben Monitoringflächen und Waldinventuren die unentbehrliche Grundlage für die Erforschung der Wachstumsfaktoren im Wald dar. Nur langfristige Dauerversuche bieten jedoch die experimentellen Möglichkeiten einer kontrollierten Bestandesbehandlung und nur durch sie ist die gesamte Wuchsleistung erfassbar (NEUMANN, 2009). Die Beobachtung erstreckt sich im Idealfall über die gesamte Umtriebszeit eines Bestandes; die langen Zeiträume, in denen Wachstumsvorgänge im Wald ablaufen, bedingen zumindest eine Beobachtung über Jahrzehnte. Im Laufe der Zeit hat sich der Blickwinkel der forstlichen Forschung – insbesondere durch ökologische und ökonomische Veränderungen – gewandelt. Neue Fragen sind aufgetreten, während andere – vor hundert Jahren sehr wesentliche – in den Hintergrund gerückt sind.

So wurde das Jahr 2012 von den Vereinten Nationen zum „Internationalen Jahr der nachhaltigen Energie für alle“ erklärt. Daraus ergeben sich neue Fragen der Holznutzung. Das Ziel der forstlichen Bewirtschaftung bestand bislang darin, möglichst hohe Erlöse bei minimierten Erntekosten zu erreichen. Viele Dauerversuche wurden daher mit dem Ziel angelegt, den Einfluss der Standraumgestaltung auf Holzdimensionen und -qualitäten zu untersuchen und daraus Behandlungsempfehlungen abzuleiten. Nun beginnt aber die mengenmäßige Verfügbarkeit von energierelevanten Sortimenten wieder an Bedeutung zu gewinnen. Damit verbunden sind auch mögliche negative Auswirkungen durch den vermehrten Entzug von Nährstoffen, wenn zusätzlich zu Holz und Rinde auch Äste und Nadeln entnommen werden.

Die verfügbaren Informationen von den Dauerversuchen können auch dazu genutzt werden, den mit der zunehmenden Waldbiomassennutzung verbundenen Fragen nachzugehen. Beispielhaft werden Versuchsergebnisse von zwei Dauerversuchen des Instituts für Waldwachstum und Waldbau – nämlich der Pflanzweiteversuch am Hauersteig und der Europäische Stammzahlhaltungsversuch in Ottenstein - herangezogen, um zusätzlich zur traditionellen Auswertung auch die anfallenden Holzsortimente sowie jeweils erreichte Biomassemengen, die Energieäquivalente und die Nährstoffentzüge je nach entnommenen Kompartimenten zu analysieren.

Versuchsanlage und –geschichte

Versuch am Hauersteig

Der Versuch wurde 1892 als Fichten-Pflanzweiteversuch westlich von Wien im Wienerwald angelegt. Vier unterschiedliche Pflanzverbände wurden ausgepflanzt: 3 Quadratverbände im Abstand von 1 (10.000 Pflanzen/ha), 1,5 (4.444/ha) und 2 Metern (2.500/ha), sowie ein Reihenverband mit 2 Metern Reihenabstand und 1 Meter Abstand innerhalb der Reihe entsprechend 5.000 Pflanzen pro Hektar (Abb. 1).

Digitized by Google

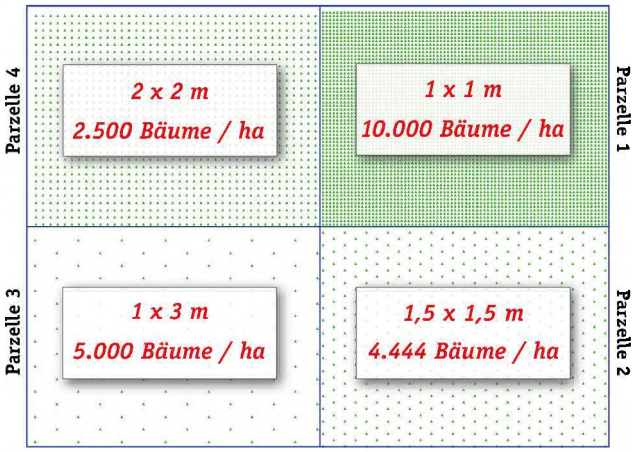


Abb. 1: Versuchsanlage des Fichtenpflanzweiteversuchs am Hauersteig von 1892

Nachdem 30 Jahre nach der Anlage aufgrund des Dichtstandes Eingriffe erforderlich wurden, musste der Versuch als Pflanzweiteversuch beendet werden und wurde 1923 als ertragskundlicher Durchforstungsversuch mit vier Durchforstungsgraden eingerichtet. Die damals noch verbliebenen Stammzahlen belegen innerhalb der ersten drei Jahrzehnte Stammzahlabnahmen von ca. 40% auf der dichten Parzelle 1 und nur 5% auf Parzelle 4; von diesen Ausfälle oder Entnahmen gibt es keine Messergebnisse. Die nachfolgenden Eingriffe ignorierten die ursprünglichen geplanten, unterschiedlichen Durchforstungsgrade und hatten auf allen Parzellen den Charakter einer Niederdurchforstung mit wechselnder Eingriffsstärke. Im Zuge der späteren Versuchsführung wurde die Stammzahlentwicklung auf den vier Parzellen so gesteuert, dass zum angezielten Umtriebszeitpunkt im Alter 100 auf allen Parzellen etwa die gleiche Stammzahl (zwischen 420 und 480 Stämmen pro ha) verbleiben sollte. 1997 wurde der gesamte Versuch nach einem Borkenkäferbefall auf einer Parzelle flächig genutzt.
Über den Versuch bis zum Alter 84 berichtete POLLANSCHÜTZ (1974), über die gesamte Versuchsdauer NEUMANN (2010).

Versuch in Ottenstein

Zwischen 1961 und 1967 wurde von der IUFRO ein Konzept für einen europaweit vereinheitlichten Versuchsplan eines Stammzahlhaltungsversuchs ausgearbeitet. Um die natürlichen Standortsunterschiede zu berücksichtigen und eine großräumige Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen, wurden die Zeitpunkte der Eingriffe nicht nach dem Bestandesalter, sondern nach der Bestandeshöhenentwicklung festgelegt. Als österreichischer Beitrag zu diesem internationalen Versuchsprogramm wurde 1969 im niederösterreichischen Waldviertel der Versuch Ottenstein in einer 13-jährigen Fichtenaufforstung mit einem Pflanzverband von etwa 1,3 x 1,4 m mit ca. 5.500 Pflanzen pro ha angelegt.
Über den Versuch bis zum Alter 46 wurde von RÖSSLER berichtete (HERBSTRITT et al., 2006).

Vorgeschriebene Baumzahlhaltung nach dem Versuchsprogramm

Variante	1	2	3	4	5	6	11	12	13
Parzelle	7, 16	6, 14	8, 18	4, 15	5, 17	1 , 10	9, 13	3, 12	2, 11
	Keine aktive Baum-entnahme	Teil-	mechanisierte Holzernte Auslesedurchforstung	Voll-	Teil-	Keine aktive Baum-entnahme	Teilmechanisierte schematische Reihenentnahme Auslesedurchforstung		
Oberhöhe (m)	Anzahl der verbleibenden Bäume je Hektar								
5,0	2500	2500	2500	2500	2500		2500	jede 2. Reihe [ca.2530]	jede 4. Reihe [ca.3510]
10,0		1200	1200	1200			1600		Mittel-reihe [ca.2350]
12,5		900						2 von 4 i.d. Reihe [ca.1360]	
15,0		700			1600		900		1600
17,5								1200	
20,0			900	900	1200				1200
22,5			700	700	700		600	900	
25,0									900
27,5		400	400	400	400		500	700	750

natürliche Mortalität

natürliche Mortalität

Abb. 2: Versuchsplan des internationalen Fichten-Stammzahlhaltungsversuchs in Ottenstein von 1967

Digitized by Google

Neben den fünf international als obligat vereinbarten Varianten wurden noch vier nationale Behandlungsvarianten vorgesehen, darunter eine vollkommen unbehandelte Variante (Abb. 2). Für jede Variante wurden zwei Parzellen mit jeweils 1000 m² eingerichtet. Der Versuchsplan sah vor dem eigentlichen Versuchsbeginn generell eine Stammzahlreduktion auf 2.500 pro ha vor, von dieser Reduktion um etwa 50% existieren keine Aufzeichnungen bzw. Messergebnisse. Mit vier Eingriffen sollte unterschiedlich rasch die Endbaumzahl von 400 pro ha (in den nationalen Varianten bis zu 700 pro ha) bei einer Oberhöhe von 27,5 m erreicht werden. Diese Oberhöhe wurde in Ottenstein bereits vor einigen Jahren überschritten: bei der bislang letzten Aufnahme 2007 wurden Oberhöhen von mehr als 30 m erreicht. Der Versuch wäre damit laut Versuchsplan abgeschlossen, er wurde jedoch weitergeführt ohne weitere geplante Behandlungsmaßnahmen vorzusehen.
Ausfälle vor allem durch Konkurrenz, Schneedruck, Windwurf, Hallimaschbefall und vereinzelt auch durch Borkenkäfer verhinderten die Einhaltung des Versuchsplans. Insbesondere die Nullvarianten sind deutlich reduziert worden und haben nur etwa um 1000, maximal 1390 n/ha. Auch die behandelten Varianten waren von Ausfällen betroffen, so dass im Jahr 2007 die Stammzahlen nur mehr zwischen 25 und 86% der angestrebten Endbaumzahl betrugen (Abb. 3).

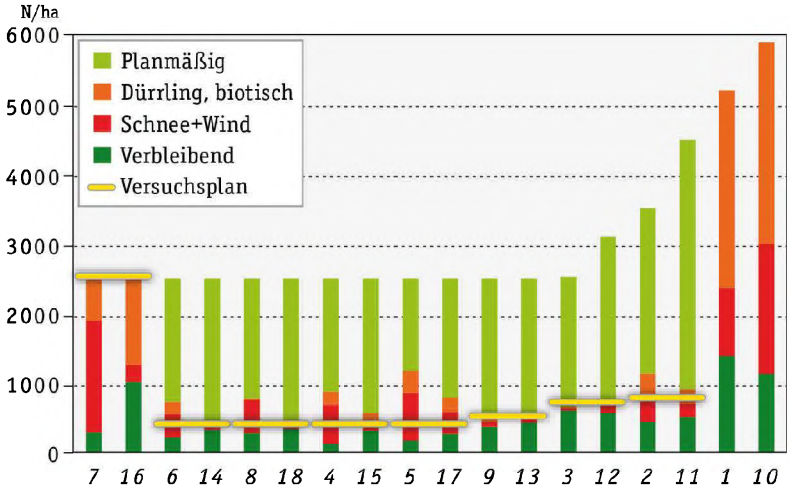


Abb. 3: Ausfälle und Soll-Stammzahlen nach Versuchsplan für die einzelnen Parzellen in Ottenstein

Ergebnisse

Allgemeine ertragskundliche Kennwerte

Die wesentlichsten ertragskundlichen Kennwerte des Pflanzweiteversuchs am Hauersteig zum Abtriebsalter und die bis dahin angefallenen Vornutzungsmengen sind in Tabelle 1 dargestellt. Die natürlich aufgekommenen und bis am Versuchsende noch vorhandenen andere Baumarten sind in den Zeilen „alle BA“ einbezogen.

Tabelle 1: Ertragskundliche Kennwerte für den Pflanzweiteversuch am Hauersteig im Alter von 107 Jahren

		N	HO	DO	DG	H/D	G	V	GWL	dGZ	Vornutzung	
		n/ha	m	cm	cm	hg/dg	m2/ha	Vfm/ ha	Vfm/ha	Vfm/J/ ha	Vfm/ ha	% an GWL
Parzelle 1 1,0 x 1,0 m	Fichte	356	34,6	48,1	38,9	82	42,3	625	1124	10,3		
	alle BA	*420*			*39,5*		*51,4*	*752*	*1280*	*12,0*	*528*	*41*
Parzelle 2 1,5 x 1,5 m	Fichte	476	33,6	48,2	37,6	84	52,8	767	1135	10,6		
	alle BA	*480*			*37,7*		*53,6*	*778*	*1161*	*10,9*	*383*	*33*
Parzelle 3 1,0 x 2,0 m	Fichte	452	33,4	49,9	39,6	79	55,7	793	1148	10,8		
	alle BA	*460*			*39,5*		*56,4*	*802*	*1160*	*10,9*	*358*	*31*
Parzelle 4 2,0 x 2,0 m	Fichte	460	34,2	50,2	40,9	72	60,5	880	1201	11,3		
	alle BA	*464*			*40,8*		*60,8*	*884*	*1214*	*11,4*	*330*	*27*

Die Oberhöhen (HO) im Alter 100 variierten nur gering zwischen den Parzellen von 32 bis 33 m, entsprechend einer 11 dGZ100 Bonität, also mittlere Wuchsleistung. Die Stammzahlen sind zu Versuchsende zwischen den Parzellen nur mehr wenig verschieden und ebenso haben sich die mittleren Dimensionen angenähert. Auf der

Digitized by Google

ursprünglich engsten Parzelle 1 sind die 100 stärksten Stämme dennoch um 2 cm schwächer als auf Parzelle 4 und auch die HD-Werte des Mittelstamms unterscheiden sich.
Für die nachfolgende Auswertung des Versuchs Ottenstein (Tabelle 2) wurden die Parzellen der Varianten 2, 3 und 4 zu Variante „A“ (früh und stark durchforstet), 5, 12 und 13 zu „B“ (später und schwächer durchforstet) schließlich die Parzellen der Variante 11 zu „C“ (früh aber schwächer durchforstet) zusammengefaßt. Die Vergleichsvariante mit 2.500 n/ha auf den Parzellen 7 und 16 wurde wegen der starken Ausfälle außer Acht gelassen und statt dessen die nationale Variante „0“ (Parzelle 1und 10) dargestellt. Die Oberhöhen im Alter 51 variierten zwischen den Varianten nur gering von 28 bis 29 m (die unbehandelten Parzellen sind jedoch um 2-3 m niedriger), entsprechend einer extrapolierten 20 dGZ_{100} Bonität, also eine extrem hohe Wuchsleistung. Die Stammzahlen sind zwischen den Varianten deutlich verschieden, insbesondere in der Variante A liegen die Stammzahlen deutlich unter der Sollstammzahl. Die Stammzahl auf den unbehandelten Vergleichsparzellen hat sich durch Konkurrenz und Schadeinflüsse auf 1390 bzw. 1130 reduziert.

Tabelle 2: Ertragskundliche Kennwerte für den Stammzahlversuch in Ottenstein im Alter von 51 Jahren (Mittelwerte der zusammengefaßten Varianten)

		N	**HO**	**DO**	**DG**	**H/D**	**G**	**V**	**GWL**	**dGZ**	**Vornutzung**	
		n/ha	m	cm	cm	hg/dg	m2/ha	Vfm/ha	Vfm/ha	Vfm/J/ha	Vfm/ha	% an GWL
Parzellen 1 und 10	Variante 0	1260	26,5	34,9	21,9	101	47,4	548	972	19,0	424	44
Parzellen 4,6,8,14,15,18	Variante A	265	29,2	43,1	38,3	74	30,9	397	901	17,7	504	56
Parzellen 2,3,5,11,12,17	Variante B	427	28,5	41,4	34,1	80	38,1	482	984	19,3	502	51
Parzellen 9 und 13	Variante C	400	29,4	42,9	37,1	78	43	561	991	19,4	430	43

Auf der Variante 0 sind die 100 stärksten Stämme (DO) um 6-8 cm schwächer als auf den übrigen Varianten. Auch die Durchmesser des Mittelstamms (DG) unterscheiden sich zwischen den Vergleichsparzellen und den behandelten Parzellen sehr deutlich. Die H/D-Werte des Mittelstamms bleiben in A und C stets im Bereich von 80, nur in B stiegen diese zwischenzeitlich auf etwa 90 an. In der Variante 0 nahmen sie bis ins Alter 41 auf maximal 116 zu und sanken danach mit der abnehmenden Stammzahl auf 101 ab (Abb. 4).

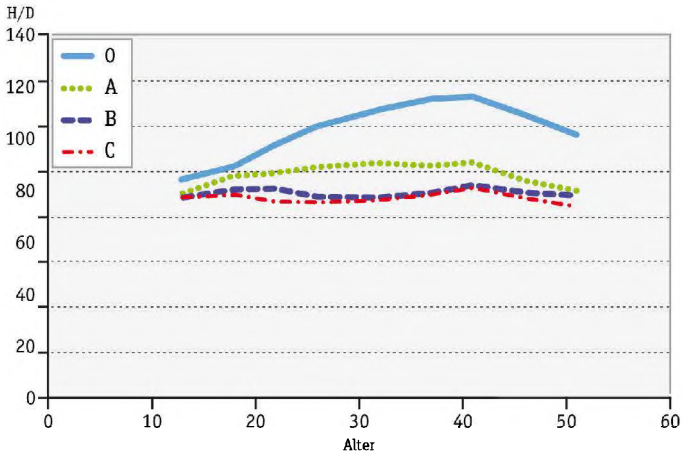


Abb. 4: Entwicklung der H/D-Werte des Mittelstamms nach den zusammengefassten Varianten in Ottenstein

Der laufende Zuwachs (lVZ) erreicht in den 5-jährigen Perioden bis zu 30 Vfm/J/ha (Abb. 5). Die höchsten Werte wurden im Altersbereich von 26 bis 41 Jahren erreicht. Die Variante A liegt etwas unter den übrigen. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGZ) im Alter 51 (2007) liegt bei 19 Vfm/J/ha, nur bei Variante A um einen Festmeter niedriger bei 18 Vfm/J/ha. Die Kulmination des dGZ wird wahrscheinlich seit der letzten Aufnahme 2007 schon auf allen Varianten eingetreten sein.

Digitized by Google

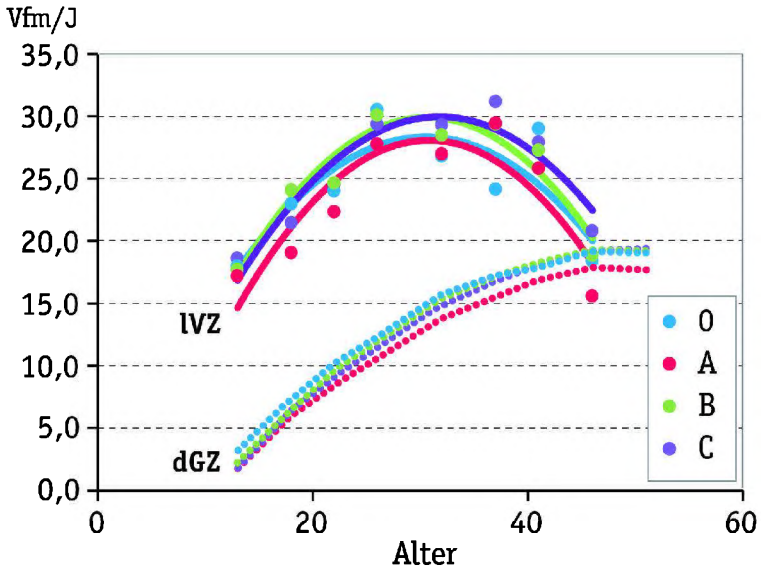


Abb. 5: Entwicklung des laufenden und durchschnittlichen Zuwachses nach den zusammengefassten Varianten in Ottenstein

Sortenanfall und Holzerlöse

Zur Abschätzung des Sortenanfalls wurden für alle Stämme des Aushiebs - wie auch des verbleibenden Bestandes (in Ottenstein) - auf Basis von BHD und Baumhöhe einzelbaumspezifische Schaftkurven ermittelt und damit der Sortenanfall für jeden einzelnen Stamm geschätzt. Holzqualität (Ästigkeit) wurde nur über die Kronenlänge berücksichtigt. Diesem modellhaften Vorgehen wurde der Vorzug vor einer baumindividuellen Feldansprache gegeben, da damit eine bessere Vergleichbarkeit mit anderen Versuchen gegeben ist. Es wurden nach österreichischen Usancen Standardbloche mit 4 m Länge ausgeformt, die Ästigkeit nach der Kronenlänge geschätzt und je nachdem A/B oder C Qualität unterstellt. Die Media bzw. der Zopfdurchmesser bestimmte dann, ob Sägeholz, Schwach- bzw. Hoblerbloche oder Schleifholz ausgeformt wurde. Die Mengenergebnisse wurden mit den aktuellen Holzpreisen von 2012 bewertet.

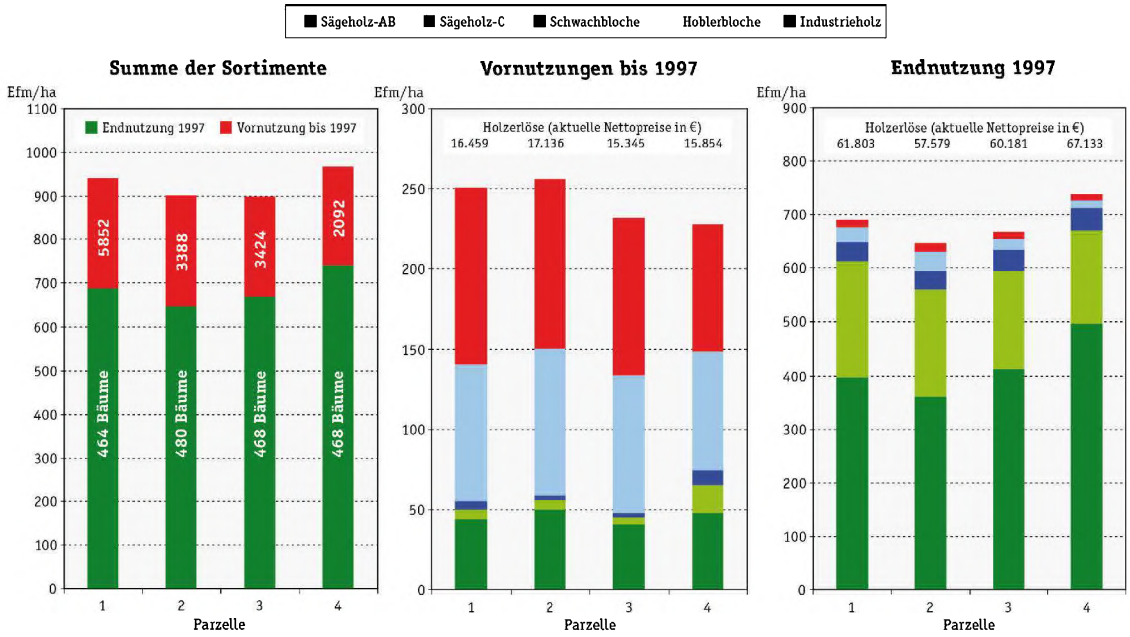


Abb. 6: Sortimentsmengen und Holzerlöse getrennt nach Vor- und Endnutzung für die vier Parzellen am Hauersteig

Am Hauersteig wurden alle Nutzungen vor 1997 als Vornutzung zusammengefasst und die Endnutzung davon getrennt (Abb. 6). Der Versuch ergibt nach dieser Modellabschätzung Ernteverluste als Differenz von Erntefestmeter zu Schaftholz von 19 bis 23%. Die größten Erntemengen wurden auf der weitesten Parzelle 4

Digitized by Google

gefolgt von der Engverbandsparzelle 1, erzielt. Die gleiche Relation ergibt sich für die Holzerlöse von 75.000 bis 83.000 Euro, würden jedoch Erntekosten hinzugerechnet und Waldbaukosten (für Aufforstung und Pflege) einbezogen, dann würde die Überlegenheit von Parzelle 4 mit einem Pflanzverband von 2 x 2 m extrem deutlich werden.
In Ottenstein wurden alle Nutzungen vor 2007 als Vornutzung zusammengefasst und dem verbleibenden Bestand gegenübergestellt (Abb. 7). Nach dieser Modellabschätzung ergeben sich Ernteverluste als Differenz von Erntefestmeter zu Schaftholz für die Vornutzungen von 24 bis 26%, für die in gleicher Weise sortimentierten Ausfälle auf der unbehandelten Vergleichsparzelle hingegen 33%. Die größten Erntemengen wurden auf den Varianten B und C gefolgt von der Vergleichsvariante erzielt. Für die Holzerlöse ändert sich diese Reihenfolge jedoch, sie betragen von 55.000 bis 61.000 Euro für die behandelten und die Vergleichsvariante fällt mit lediglich 46.000 € auf die letzte Stelle zurück. Die Berücksichtigung von Erntekosten und Waldbaukosten (für die Pflege) würde die wirtschaftliche Überlegenheit der durchforsteten Parzellen noch weiter erhöhen.

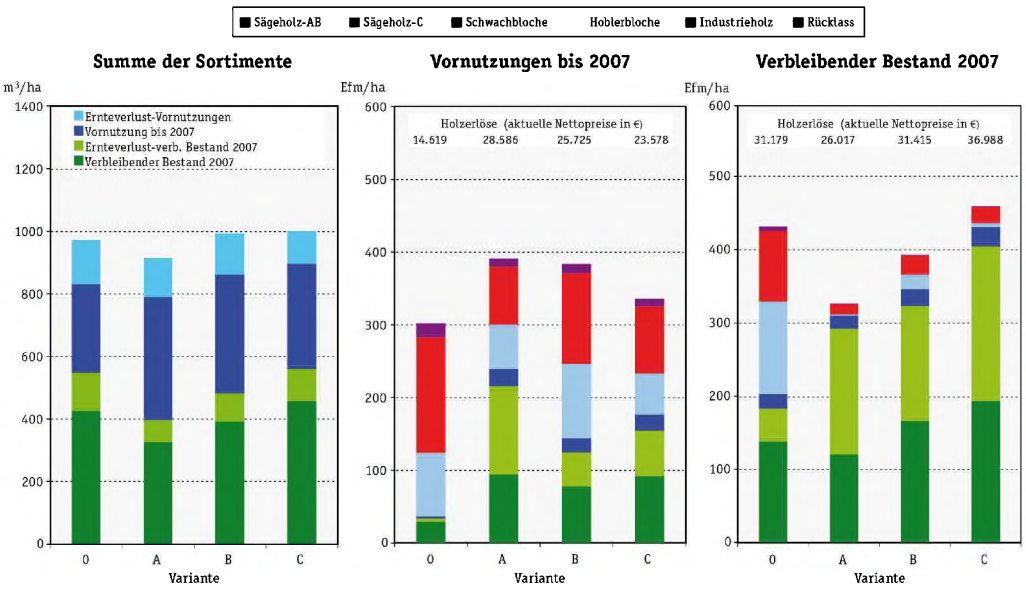


Abb. 7: Sortimentsmengen und Holzerlöse getrennt nach Vornutzung und verbleibender Bestand für die vier Varianten in Ottenstein

Biomasse und Nährstoffentzüge

Im forstlichen Versuchswesen wurde traditionell der Erfassung der gesamten oberirdischen (Holz-)Biomasse große Bedeutung beigemessen und vom Aushiebsmaterial wurde lange Zeit nicht nur das Stamm- und Astderbholz sondern auch das Feinreisig (bei Nadelbäumen inklusive der Nadeln) durch Gewichtsbestimmung ermittelt (NEUMANN & RÖSSLER, 2010). Die zahlreichen Aufnahmen am Hauersteig und auf anderen historischen Dauerversuchen ermöglichten die Ableitung von Biomassefunktionen (LEDERMANN & NEUMANN, 2006). Durchschnittliche Energieinhalte (GOLSER et al., 2004) und Nährstoffgehalte (RADEMACHER, 2005) erlauben die Abschätzung von potenziell nutzbarer Energiemenge und Nährstoffmengen der einzelnen Biomassekompartimente und einzelner Bäume, die dann beliebig zusammengefasst werden können.
Da die Ausfälle am Versuch Hauersteig vor 1923 nicht dokumentiert wurden, beziehen sich die nachfolgenden Darstellungen nur auf die Parzelle 4, auf der dies am wenigsten ins Gewicht fällt.
Das Schaftholz macht 78% der gesamten oberirdischen Biomasse aus, die Rinde 7% und Äste mit Nadeln 15%. Würde die gesamte Biomasse thermisch verwertet, so könnten pro ha über die gesamte Umtriebszeit gesehen mehr als 2500 Megawattstunden (MWh) gewonnen werden, die Aufteilung auf Kompartimente gleicht der Biomassenverteilung. Die Verteilung der Nährstoffvorräte auf die Kompartimente weicht hingegen deutlich von deren Massen bzw. Energieinhalten ab: Das gesamte Kronenmaterial hat bei Stickstoff mit beinahe 52 % (entsprechend 526 kg/ha) den größten Anteil (Abb: 8), bei Kalzium überwiegt hingegen die Rinde mit beinahe 40 % und bei Kalium mit 43 % das Schaftholz (vgl. auch REHFUESS 1990).

Digitized by Google

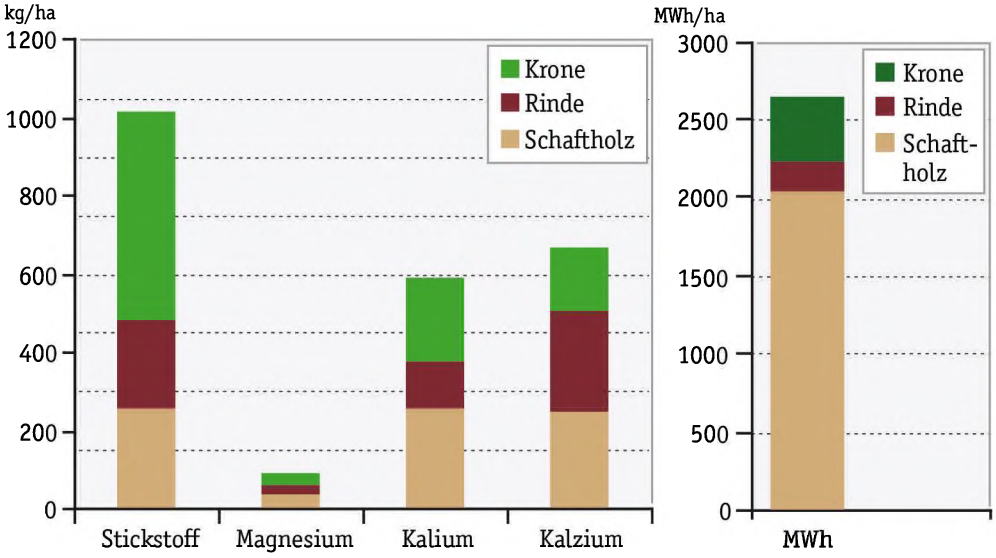


Abb. 8: Abschätzungen der Nährstoffmengen (links) und Energiegehalte (rechts) für die Gesamtwuchsleistung bis zum Alter 107 pro ha in den einzelnen Biomassekompartimenten für Parzelle 4 am Hauersteig

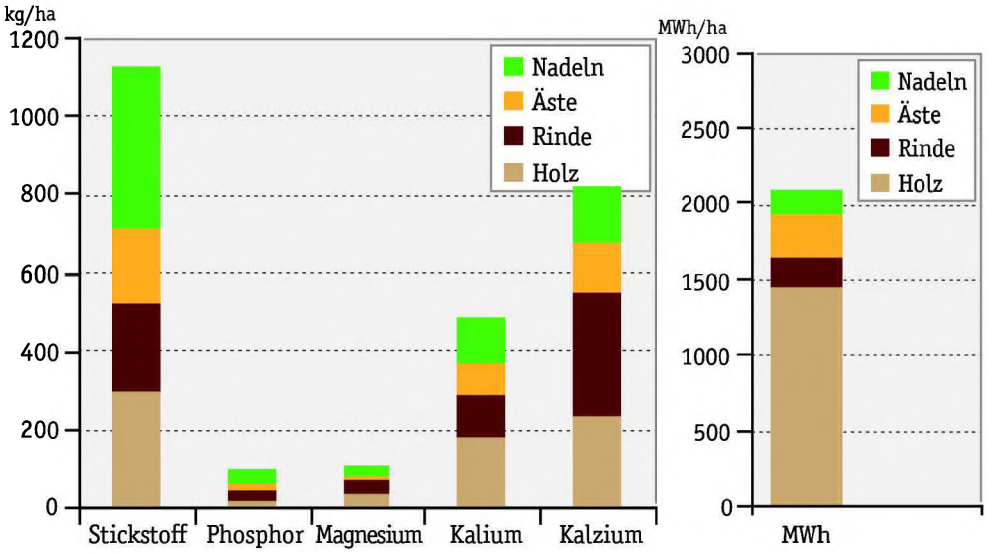


Abb. 9: Abschätzungen der Nährstoffmengen und Energiegehalte für die Gesamtwuchsleistung bis zum Alter 51 pro ha in den einzelnen Biomassekompartimenten für Ottenstein im Mittel aller Parzellen

Für den Versuch in Ottenstein kam eine lokale Biomassefunktion zum Einsatz, dadurch konnte im Kronenkompartiment zwischen Nadeln und Ästen unterschieden werden. Auch hier fehlen Informationen über die Stammzahlreduktion um etwa 50% zu Versuchsbeginn, dadurch sind die Mengen geringfügig (um etwa 20 Vfm) unterschätzt. Im Vergleich zum Hauersteig ist die Gesamtwuchsleistung im Alter 51 noch etwas niedriger. Die Biomassen sind entsprechend ebenso etwas geringer und die Aufteilung auf Kompartimente etwas unterschiedlich. Die potentielle Energieausbeute erreicht in weniger als der halben Umtriebszeit mit 2100 MWh pro ha mehr als 80% der Parzelle 4 am Hauersteig. Die Nadeln tragen nur 8% und die Äste 13% dazu bei, das Schaftholz ohne Rinde beinahe 70%. Stickstoff findet sich zu 54% in der Krone (37% in den Nadel und 17% in den Ästen), für Magnesium, Kalium und Kalzium ergeben sich ähnliche Verhältnisse wie am Hauersteig (Abb. 9). Phosphor ist wie Stickstoff zu mehr als der Hälfte in Nadeln und Feinreisig gebunden.

Digitized by Google

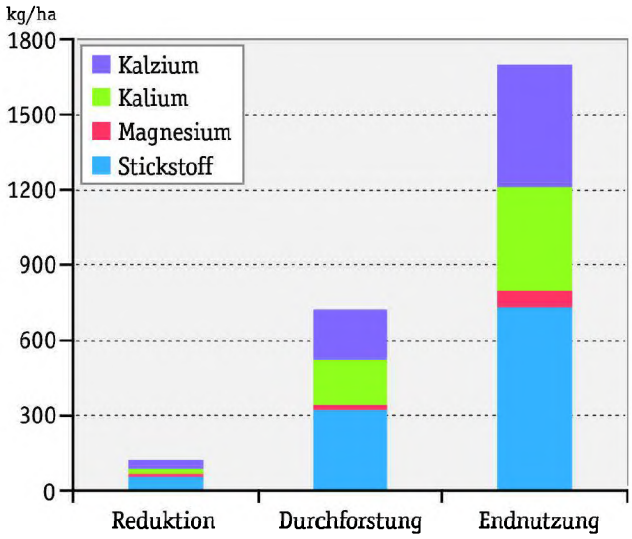


Abb. 10: Abschätzungen der sich aus den jeweils angefallenen Biomassekompartimenten ergebenden Nährstoffmengen nach Eingriffzeitraum für Parzelle 4 vom Hauersteig

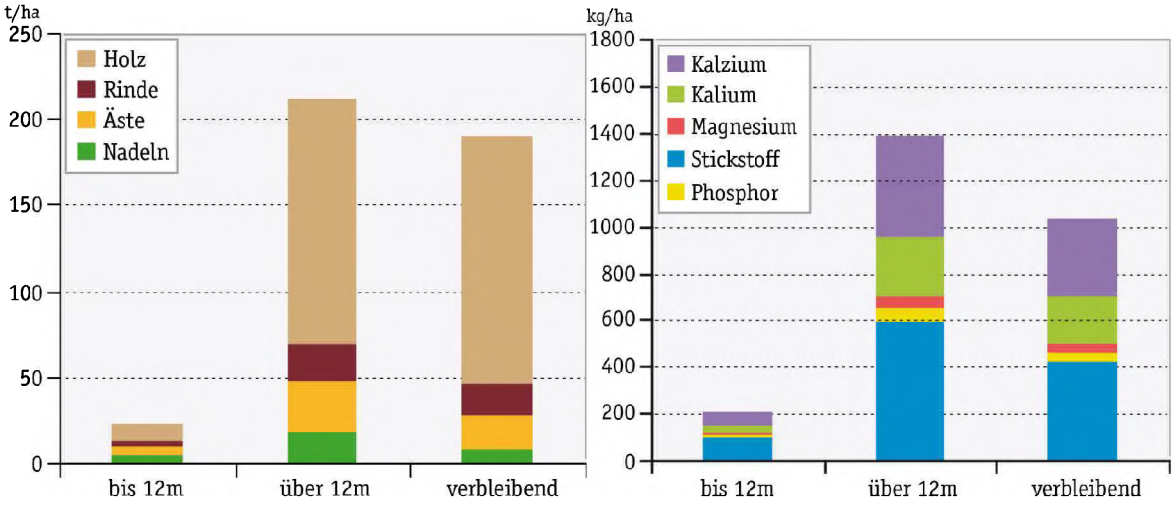


Abb. 11: Abschätzungen der sich aus den jeweils angefallenen Kompartimenten ergebenden Biomasse (links) und Nährstoffmengen (rechts) nach Eingriffzeitraum für Ottenstein

Für den Versuchsort Hauersteig sind die Biomassen für die Parzelle 4 nach drei Eingriffsperioden getrennt dargestellt. Bis zum Alter 50 entnommenes Material wurde als „Reduktion" mit einem mittleren Schaftholzvolumen mit Rinde (VfmSmR) zwischen 0,02 und 0,04 Vfm pro Baum bezeichnet, alle Entnahmen zwischen 51 und 100 Jahren wurden als „Durchforstung" (Volumen zwischen 0,11 und 0,21 VfmSmR) zusammen gefasst und schließlich die anlässlich der Endnutzung geschlägerten Bäume mit einem Volumen zwischen 1,52 und 1,84 VfmSmR je Baum getrennt als „Endnutzung" ausgewiesen. Für den Versuchsort Ottenstein sind die Biomassen für das Mittel aller Parzellen nach zwei Eingriffsperioden bis 12 m (Volumen bis zu 0,09 VfmSmR) und darüber, sowie für den verbleibenden Bestand im Alter 51 getrennt dargestellt.
In diesen zwei Versuchen wurden unterschiedlichen Durchforstungsstrategien umgesetzt: überwiegend konkurrenzbedingtes Ausscheiden in den ersten 50 Jahren am Hauersteig und danach überwiegend Niederdurchforstungseingriffe, hingegen eine gezielte Stammzahlreduktion in Ottenstein und danach konsequente Auslesedurchforstungseingriffe. Diese Unterschiede manifestieren sich in den unterschiedlichen Vornutzungsanteilen (vgl. Tab. 1 und 2) und auch in der Nährstoffverteilung (Abb. 10 und 11). Die bislang in Ottenstein vorgenommenen Vornutzungen enthielten in der Biomasse einen Stickstoffvorrat von 700 kg/ha, am Hauersteig enthielt die gesamte Vornutzung hingegen weniger als die Hälfte, nämlich nur 340 kg/ha. Für die übrigen Elemente gilt gleiches.

Digitized by Google

Folgerungen

Neben der Durchforstungsstrategie hat die mehr oder weniger vollständige Entnahme unterschiedlicher Kompartimente (Holz ohne Rinde, Holz mit Rinde, Kronenmaterial inklusive oder exklusive der Nadeln) unterschiedlich große Auswirkung auf die entnommene Nährstoffmenge. Die Entnahme grüner Biomasse der Krone beeinträchtigt am stärksten den Stickstoffhaushalt, gefolgt von Kaliumhaushalt. Für den Kalziumhaushalt ist hingegen die Rinde am entscheidendsten (vgl. KREUTZER 1979). Bei Unterstellung einer Vollbaumernte sind die theoretisch entzogenen Nährstoffmengen je nach Nutzungsperiode stark unterschiedlich: Höchste Absolutmengen finden sich bei der Endnutzung, je nach Nährstoff sind es zwischen 65 und 70 % der Gesamtvorräte. Die als „Reduktion" zusammengefassten Entnahmen bis zum Alter 50 erreichen hingegen nur Anteile zwischen 2 und 6 %. In den einzelnen Kompartimenten sind die Nährstoffe unterschiedlich konzentriert, im Kronenbereich überwiegt der Stickstoff mit einem Anteil von rund 55 %, im Schaftholz Magnesium und Kalium (31 bzw. 39 %), in der Rinde hat hingegen das Kalzium mit etwa 40 % den höchsten Anteil. Dementsprechend unterschiedlich sind die Konsequenzen: Die Rinde ergibt zwar nur 7 % der Gesamtenergieausbeute, entzieht aber um die 20 % des Stickstoffs bzw. des Kaliums und beachtliche 40 % des Kalziums.

In der Biomasse der gesamten Wuchsleistung der Parzelle 4 am Hauersteig sind pro ha etwa 1000 kg Stickstoff, 660 kg Kalzium, knapp 600 kg Kalium und 90 kg Magnesium enthalten. Bei einer konsequenten Vollbaumnutzung (Schaftholz mit Rinde, Astmaterial und Nadeln) über die gesamte Umtriebszeit hinweg würden also maximal diese Nährstoffmengen entzogen. Wenn aber nur bei den Vornutzungseingriffen eine Vollbaumernte durchgeführt wird und bei der Endnutzung das Kronenmaterial vollständig im Bestand verbleibt, dann reduzieren sich die entzogenen Nährstoffmengen am Hauersteig (Parzelle 4) für Stickstoff um 214 kg oder 21 % und zwischen 10 und 15% bei den übrigen Hauptnährstoffen. Die potentielle Energiemenge wird dagegen nur um 8 % reduziert. Verbleibt das Kronenmaterial bei allen Nutzungen im Wald, so reduziert sich die Energiemenge um 410 MWh oder knapp 16 %, die Stickstoffentzüge hingegen um mehr als die Hälfte bzw. 530 kg/ha und zwischen 23 und 37% bei den übrigen Hauptnährstoffen

Die auf den beiden Versuchen gewonnenen quantitativen Erkenntnisse sollten nicht unkritisch auf andere Bestandesverhältnisse übertragen werden. Die eher geringen Unterschiede zwischen den Ergebnissen der einzelnen Parzellen bzw. Varianten lassen jedoch darauf schließen, dass die Bestandesbegründung bzw. Bestandesdichte keine allzu großen Auswirkungen auf die Verteilung von Biomassen und Nährstoffen zeigen. Die Vornutzungseingriffe beschränkten sich am Hauersteig mit Beständern mittlerer Wuchsleistung meistens auf die Entnahme beherrschter und unterdrückter, teilweise sogar bereits abgestorbener Individuen. In Ottenstein mit den Beständen extrem hoher Wuchsleistung wurde hingegen früh mit einer Stammzahlreduktion begonnen und danach konsequent durchforstet. Auch diese Unterschiede müssen beachtet werden. Unter den konkreten Gegebenheiten beider Standorte erscheint eine Vollbaumernte in der Vornutzung auch ökologisch vertretbar zu sein. Auch wenn die erzielbare Energiemenge daraus nur gering ist, kann die Nutzung der Kronenmasse eine zur Bestandesstabilisierung erforderliche Stammzahlreduktion wirtschaftlich werden lassen und somit auch ökologisch sinnvoll sein. Andererseits sind die negativen Auswirkungen des Entzugs der gesamten Biomasse bei der Endnutzung gegen den (geringen) energetischen Zusatznutzen kritisch abzuwiegen.

Literatur:

GOLSER, M., K. NEMESTOTHY, R. SCHNABEL: Methoden zur Übernahme von Energieholz. Forschungsbericht Hrgs: Holzforschung Austria und Energieverwertungsagentur 151 pp. 2004

HERBSTRITT, St., U. KOHNLE, P. ABETZ und G. KENK: The European Stem Number Experiment in Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) 3. Report. Berichte Freiburger forstliche Forschung Heft 66. 132 S. 2006

KREUTZER, K.: Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwiss. Centralbl. 98, 298-308. 1979

LEDERMANN, T. & M. NEUMANN: Biomass equations from data of old long-term experimental plots. Austrian Journal of Forest Science 123(1), 47-64. 2006

NEUMANN M.: Ertragskundliche Dauerversuche - Fragen, Wege, Antworten. In: Langzeitforschung für eine nachhaltige Waldnutzung, Forum für Wissen 2009, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf: 77-86. 2009

NEUMANN M. (Hrsg.): Abschlussbericht des Fichten-Pflanzweiteversuchs am Hauersteig = Spacing Experiment in Norway Spruce at Hauersteig - Final Report. BFW-Berichte, Wien, (143): 121 S. 2010

NEUMANN M. & RÖSSLER G.: Methodenbeschreibung. In: Abschlussbericht des Fichten-Pflanzweiteversuchs am Hauersteig = Spacing Experiment in Norway Spruce at Hauersteig - Final Report. BFW-Berichte, Wien, (143): 15-36. 2010

POLLANSCHÜTZ, J.: Erste ertragskundliche und wirtschaftliche Ergebnisse des Fichten-Pflanzweiteversuches „Hauersteig". In: 100 Jahre Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien 99-171. 1974

RADEMACHER, P.: Nährelementgehalte in den Kompartimenten wichtiger Wirtschaftsbaumarten und deren Bedeutung für die Reststoffverwertung. Holz als Roh- und Werkstoff 63, 285-296. 2005

REHFUESS, K.: Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung, Pareys Studientexte 29, 2. Aufl., 294 S. 1990

Digitized by Google

Zum Einfluss der Pflanzweite auf das Wachstum der Fichte – Ein-Klon-Versuch Ottenstein

Thomas Ledermann und Günter Rössler
Bundesforschungszentrum für Wald (BFW), Wien
Institut für Waldwachstum und Waldbau

Einleitung

Die Frage nach dem Einfluss der Pflanzweite auf das Wachstum verschiedener Baumarten begleitet das forstliche Versuchswesen seit seinen Anfängen. So widmete sich zum Beispiel der älteste ertragskundliche Dauerversuch in Österreich – der Pflanzweiteversuch am Hauersteig – genau dieser Fragstellung. Die ersten Ergebnisse dieses Versuches wurden von POLLANSCHÜTZ (1974) publiziert und trugen wesentlich dazu bei, dass bei der Fichte von den damals in Österreich üblichen Pflanzweiten mit Stammzahlen von bis zu 10.000 Pflanzen/ha abgegangen wurde. An ihre Stelle traten Pflanzweiten mit max. 2.500 Pflanzen/ha. Solche Pflanzweiten konnten zur damaligen Zeit durchaus als Weitverbände bezeichnet werden.
Sinkende Holzpreise und daraus resultierender Kostendruck führten Anfang der 1990-iger Jahre dazu, dass in der forstlichen Praxis über noch geringere Begründungsstammzahlen diskutiert wurde. Gleichzeitig etablierte sich in der Waldwachstumsforschung und im forstlichen Versuchswesen ein Forschungsansatz, der nicht den Bestand, sondern den Einzelbaum als Untersuchungsobjekt in den Vordergrund stellte. Beide Entwicklungen führten zur Anlage von Dauerversuchen, deren Begründungsstammzahlen noch deutlich unter 2.500 Pflanzen/ha lagen. Darüber hinaus versuchte man damals bei der Anlage von ertragskundlichen Versuchen, die genetische Variabilität durch Verwendung von geklontem Pflanzenmaterial auszuschalten.
Auch das Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) in Wien hat Anfang der 1990-iger Jahre einen derartigen Klon-Versuch angelegt, bei dem an fünf verschiedenen Versuchsorten drei verschiedene Pflanzweiten mit Ausgangsstammzahlen von 2564, 1282 und 321 Pflanzen/ha untersucht werden. Im Rahmen des vorliegenden Beitrages wird die Geschichte der gesamten Versuchsanlage näher vorgestellt. Anhand des Versuchs Ottenstein werden das Versuchskonzept und erste Ergebnisse präsentiert.

Geschichte und Vorbereitung des Versuchs

Erste (informelle) Diskussionen und Beratungen über die Anlage eines im Rahmen der Sektion Ertragskunde koordinierten, mit Klonmaterial von Fichte angelegten Pflanzweiteversuchs dürfte es Mitte der 1970-iger Jahre gegeben haben. Aus einer Aktennotiz am BFW geht hervor, dass am 24. Mai 1977 anlässlich der Ertragskundetagung in Gießen ein Koordinierungsgespräch der deutschen Versuchsanstalten über einen geplanten Einklonversuch geführt wurde. Allerdings konnten sich die Vertreter der einzelnen Versuchsanstalten auf kein gemeinsames Konzept einigen, sodass ein koordinierter Versuch nicht zustande kam. Daraufhin legten einige Versuchsanstalten Versuche nach eigenen Konzepten mit ein- und mehrklonigem Pflanzmaterial an.
Das nunmehrige BFW Wien (ehemals Forstliche Bundesversuchsanstalt (FBVA) Wien) hat sich zum damaligen Zeitpunkt (1977) ebenfalls entschlossen, einen Pflanzweiteversuch mit Fichten-Klonen anzulegen. Für die Produktion der Klonpflanzen wurde im Jahre 1978 aus 10 verschiedenen Fichten-Herkünften jeweils eine Mutterpflanze ausgewählt, und diese Mutterpflanzen anschließend im Versuchsgarten Tulln verschult. Im Jahr 1981 wurden von ausgewählten Mutterpflanzen erstmals Stecklinge geschnitten und im Folienhaus in Kiessubstrat abgesteckt. Mit den angewachsenen Stecklingen wurde im Jahr 1984 im Versuchsgarten Mariabrunn ein neues Stecklingsquartier angelegt, und in den Jahren 1988 und 1989 von diesen Stecklingen ebenfalls Stecklinge geschnitten und abgesteckt. Im Jahr 1990 stand dann eine ausreichende Anzahl an Stecklingspflanzen zur Verfügung, sodass in den folgenden Jahren mit der eigentlichen Versuchsanlage begonnen werden konnte.

Versuchsanlage

Der gesamte Fichten-Einklon-Versuch des BFW umfasste ursprünglich 58 Versuchsparzellen an sechs verschiedenen Versuchsorten (Abb. 1). Wegen hoher Ausfälle aufgrund von Trockenheit und Frost musste der Versuch in St. Bernhard aufgegeben werden. An anderen Versuchsorten wurden einzelne Parzellen aufgelöst oder Varianten mit hohen Ausgangsstammzahlen in solche mit niedrigeren umgewandelt, um damit Pflanzen zur Nachbesserung auf den restlichen Versuchsparzellen zu gewinnen.

Digitized by Google

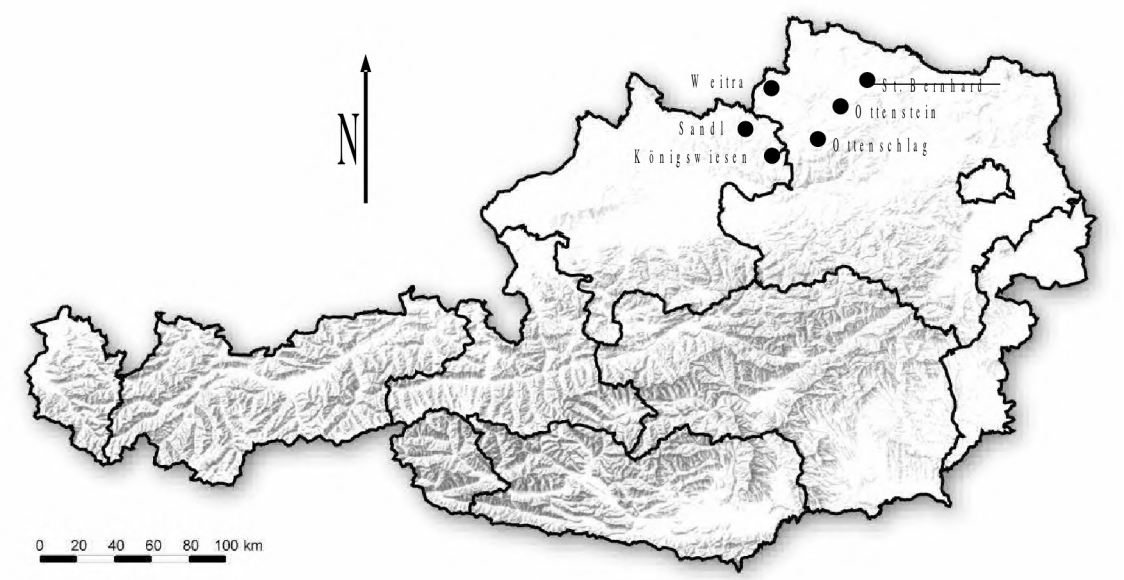


Abbildung 1: Geographische Lage der Fichten-Einklon-Versuche

Versuchskonzept

Das Versuchskonzept sah drei verschiedene Ausgangsstammzahlen mit 2564, 1282 und 321 Stämmen/ha vor, wobei es sich bei der letzten Variante bereits um die Endbaumzahl handelt. Die dichteste Variante (2564 Stämme/ha) sollte in zwei Eingriffen, jene mit mittlerer Dichte (1282 Stämme/ha) in einem Eingriff auf die Endbaumzahl von 321 Stämmen/ha abgesenkt werden. Dabei war vorgesehen, den ersten Eingriff bei der dichtesten Variante zu drei verschiedenen Zeitpunkten (bei 15, 18 bzw. 21 m Oberhöhe), bei der mitteldichten Variante zu zwei verschiedenen Zeitpunkten (bei 18 bzw. 21 m Oberhöhe) durchzuführen. Der zweite Eingriff bei der dichtesten Variante sollte dann jeweils nach einem Oberhöhenzuwachs von 3 m erfolgen, sodass alle Versuchsparzellen spätestens bei einer Oberhöhe von 24 m die Endbaumzahl von 321 Stämmen/ha aufweisen. Die Pflanzverbände und die vorgesehenen Entnahmen sind so konzipiert, dass sich sowohl bei der mitteldichten Variante (1282 Stämme/ha), als auch bei der Variante mit Endbaumzahl (321 Stämme/ha) ein Dreiecksverband mit jeweils gleichem Abstand zu allen Nachbarbäumen ergibt. Bei der dichtesten Variante mit 2564 Stämmen/ha ergibt sich ein solcher erst nach dem ersten Eingriff. (vgl. Abb. 2). Darüber hinaus sah der Versuchsplan vor, das gesamte Konzept mit handelsüblichen Forstpflanzen zu wiederholen (Tab. 1).

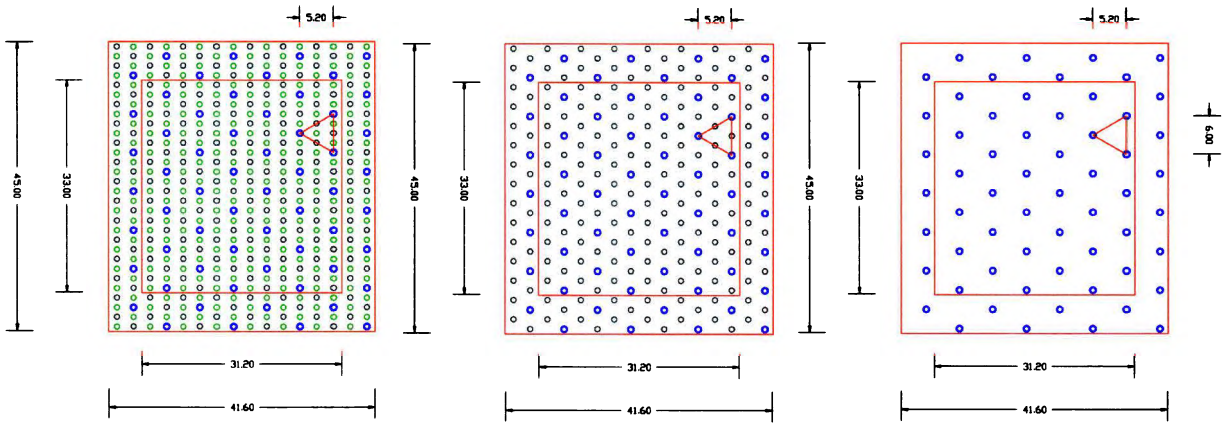


Abbildung 2: Die drei untersuchten Pflanzverbände (Links: 2,6 x 1,5 m; Mitte: 2,6 x 3,0 m; Rechts: 5,2 x 6,0 m)

Digitized by Google

Tabelle 1: Der Versuchsplan

		Klon-Pflanzen						Forstamtspflanzen					
Endbaumzahl		321 N/ha						321 N/ha					
Endverband		5,2 x 6,0 m						5,2 x 6,0 m					
Ausgangsbaumzahl		2564			1282		321	2564			1282		321
Ausgangsverband		2,6 x 1,5 m			2,6 x 3,0 m		5,2 x 6,0 m	2,6 x 1,5 m			2,6 x 3,0 m		5,2 x 6,0 m
h_{100}	15 m	1282						1282					
	18 m	321	1282		321			321	1282		321		
	21 m	321	321	1282	321	321		321	321	1282	321	321	
	24 m	321	321	321	321	321	321	321	321	321	321	321	321

Versuchsziel

Mit Hilfe des Fichten-Einklon-Versuchs soll die Wachstumsreaktion auf arteigene Konkurrenz unter Ausschaltung der genetischen Variabilität untersucht werden. Dazu wurden drei konkrete Fragestellungen formuliert:

1. Ist das Umsetzen durch Zufälle bedingt oder durch genetisch fixierte Programme gesteuert ?
2. Ergeben sich Unterschiede im Wuchsverlauf bei unterschiedlicher Standraumregulierung ?
3. Ergeben sich Unterschiede in Beastung und Qualität bei unterschiedlicher Standraumregulierung ?

Einklon-Versuch Ottenstein

Dieser Versuch wurde 1993 mit 12 Parzellen begründet. Allerdings führte eine anhaltende Frühjahrstrockenheit zu extrem hohen Ausfällen, insbesondere bei den Forstamtspflanzen (ca. 70 %). Im Frühjahr 1994 wurde daher der gesamte Versuch neu angelegt. In den Jahren 1995-1997 kam es zu weiteren Ausfällen. Da jedoch nicht mehr genug Reservepflanzen für Nachbesserungen vorhanden waren, wurde eine Weitverbandsparzelle aufgelöst und eine Parzelle mit hoher Ausgangsstammzahl (2564 Stämme/ha) in eine mit mittlerer Stammzahl (1282 Stämme/ha) umgewandelt. Auf diese Weise konnten Pflanzen für die erforderlichen Nachbesserungen gewonnen werden, es entstand allerdings eine Ungleichverteilung in den Versuchsvarianten (Abb. 3). Im Jahr 2002 wurde erstmals eine Höhenmessung an allen Bäumen durchgeführt. 2008 erfolgte dann die erste vollständige Aufmessung des Versuchs (BHD, Höhe, Kronenansatz), und im Frühjahr 2012 die erste Revisionsaufnahme. Neben den Standarderhebungen wurden bei dieser Revisionsaufnahme auf drei Parzellen unterschiedlicher Pflanzweite von zufällig ausgewählten Bäumen der Isolierzone Bohrkerne geworben und im Jahrringlabor analysiert. Zusätzlich wurden an zwei Ästen je Baum Trieblängenrückmessungen durchgeführt. Diese Zusatzerhebungen beschränkten sich allerdings auf geklonte Fichten. Anhand dieser Messungen sollte herausgefunden werden, ab welchem Zeitpunkt sich die Radialzuwächse unterscheiden, und ob dies in Zusammenhang mit dem Kronenschluss steht.

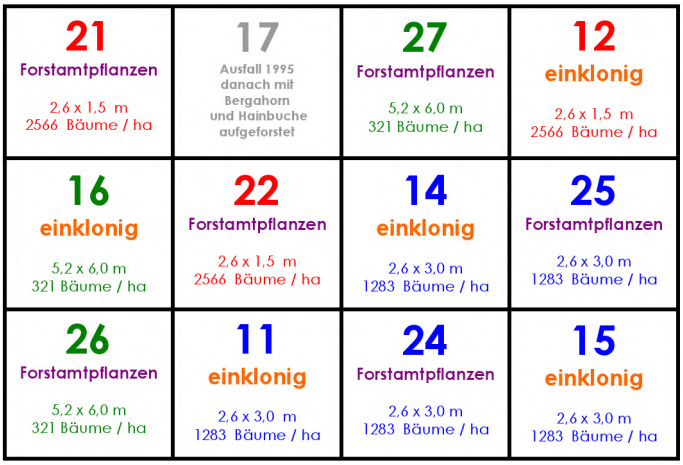


Abbildung 3: Parzellenplan des Fichten-Einklon-Versuchs Ottenstein

Erste Ergebnisse des Versuchs Ottenstein

Zunächst wurde untersucht, wie sich die Ausschaltung der genetischen Variabilität auf die Variabilität der Durchmesser auswirkt. Dazu wurde innerhalb jeder Parzelle der mittlere BHD und der zugehörige Variationskoeffizient berechnet. Hier zeigte sich, dass generell die Durchmesservariabilität vom dichtesten hin zum weitständigsten Pflanzverband abnimmt, und dass die Klonpflanzen bei gleicher Pflanzweite immer eine geringere Variabilität aufweisen als die Forstamtspflanzen. Die Unterschiede zwischen Klonpflanzen und Forstamtspflanzen nehmen mit zunehmender Pflanzweite ebenfalls zu (Abb. 4).

Digitized by Google

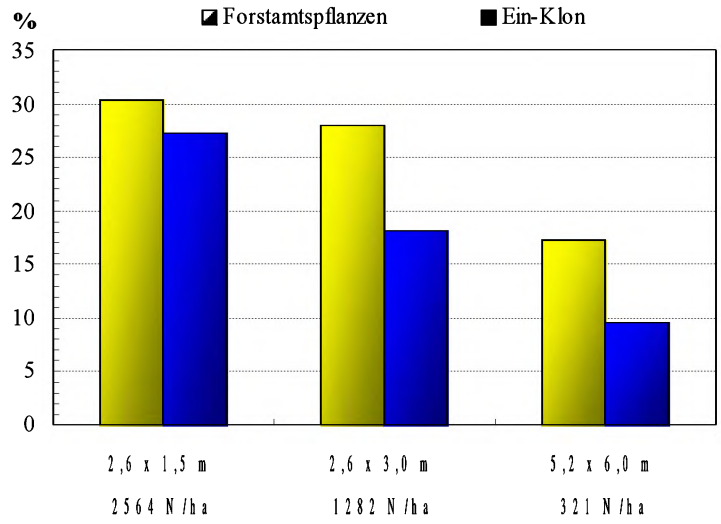


Abbildung 4: Variationskoeffizienten der Brusthöhendurchmesser

Hinsichtlich der Durchmesserentwicklung zeigte sich erwartungsgemäß sowohl bei den Forstamtspflanzen als auch bei den Klonpflanzen eine ausgeprägte Staffelung nach der Pflanzweite, bei der die niedrigsten Ausgangsstammzahlen zu den größten und die höchsten Ausgangsstammzahlen zu den geringsten Mitteldurchmessern führten. Darüber hinaus konnte beobachtet werden, dass die Forstamtspflanzen den Klonpflanzen in der Durchmesserentwicklung immer etwas überlegen waren (Abb. 5, links). Die Mittelhöhe zeigte sich unabhängig von der Pflanzweite mit einer geringfügigen Überlegenheit der Forstamtspflanzen gegenüber den Klonpflanzen (Abb. 5, rechts).

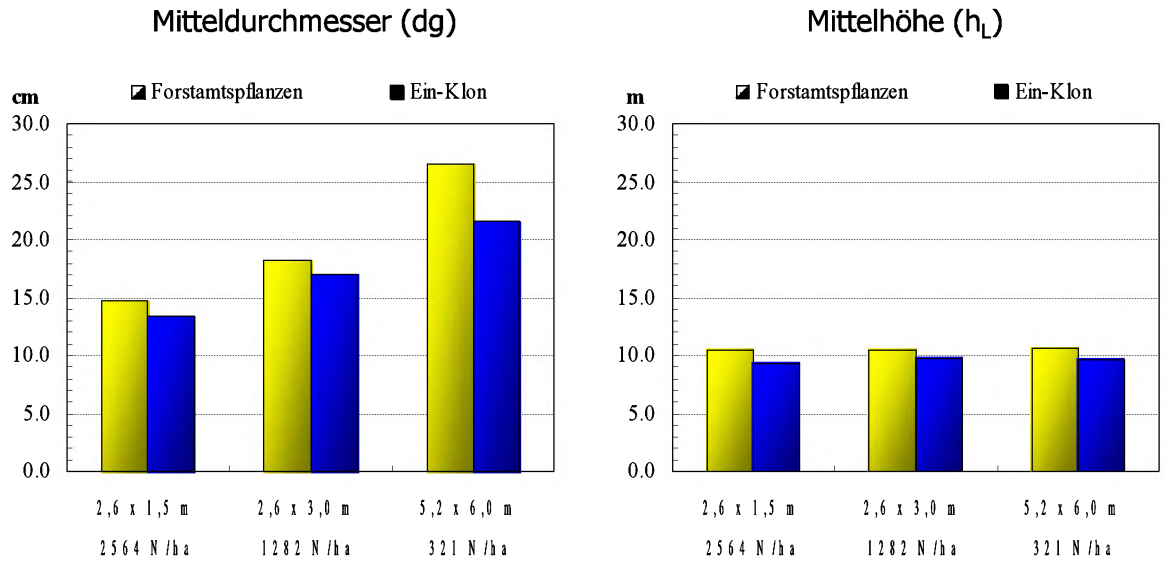


Abbildung 5: Mitteldurchmesser (dg) und Mittelhöhe (hL) aus 2012, dargestellt nach Pflanzweiten

Ein ähnliches Bild wie beim Mitteldurchmesser zeigte sich beim jährlichen Durchmesserzuwachs. Auch hier konnte eine deutliche Staffelung nach der Pflanzweite beobachtet werden. Demnach zeigte sich der höchste jährliche Durchmesserzuwachs bei der größten Pflanzweite. Allerdings konnte hier beobachtet werden, dass die Klonpflanzen den Forstamtspflanzen ebenbürtig, zum Teil sogar überlegen waren (Abb. 6, links). Beim jährlichen Höhenzuwachs ergab sich ein ähnliches Bild: keine Abhängigkeit von der Pflanzweite und eine Ebenbürtigkeit (teilweise geringfügige Überlegenheit) der Klonpflanzen (Abb. 6, rechts)

Digitized by Google

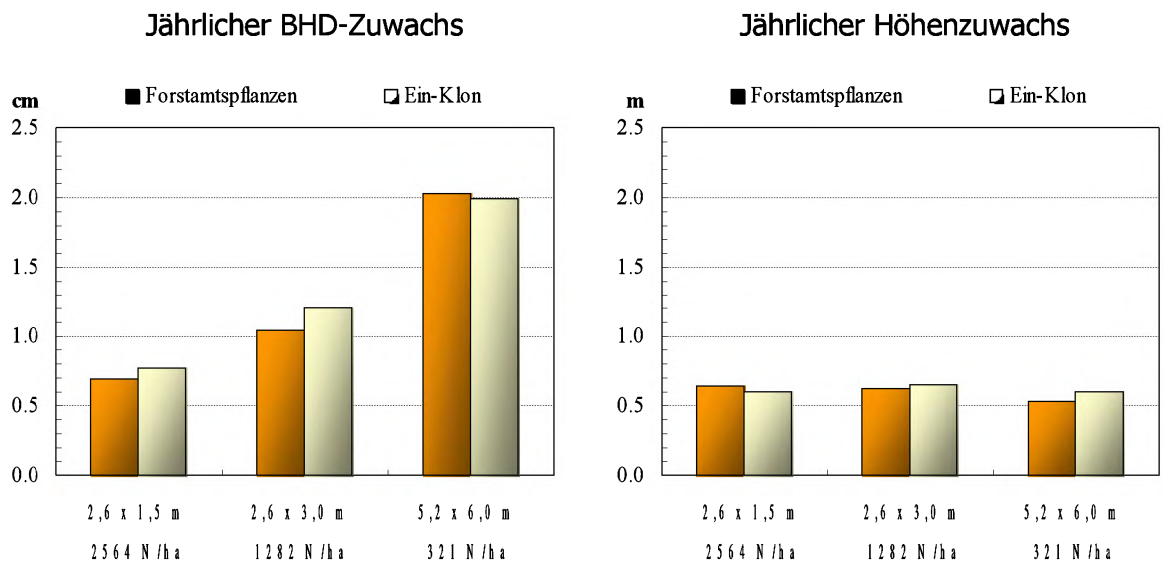


Abbildung 6: Jährlicher Durchmesser- und Höhenzuwachs der Periode 2008-2012, dargestellt nach Pflanzweiten

Interessante Ergebnisse lieferten auch die Bohrkernanalysen und die an den Ästen durchgeführten Trieblängenmessungen. Hier zeigte sich, dass in den Jahren 2000 und 2001 die Kronenradien der weitständigsten und der mitteldichten Variante (Parzelle 16 bzw. 14) noch annähernd gleich waren. Ab dem Jahr 2002 blieb die Kronenentwicklung auf der dichteren Parzelle 14 aber kontinuierlich zurück (Abb. 7). Ein ähnliches Bild ergab sich für die Radialzuwächse. Auch diese waren in beiden Varianten in den Jahren 2000 und 2001 noch annähernd gleich, ab dem Jahr 2002 blieb jedoch der Radialzuwachs auf der Parzelle 14 zurück (Abb. 8). Allerdings zeigten die Analysen auch, dass auf Parzelle 14 der Kronenschluss erst nach 2007 eingetreten ist. Auf Pazelle 16 war selbst 2011 ein vollständiger Kronenschluss noch nicht erreicht (Abb. 8).

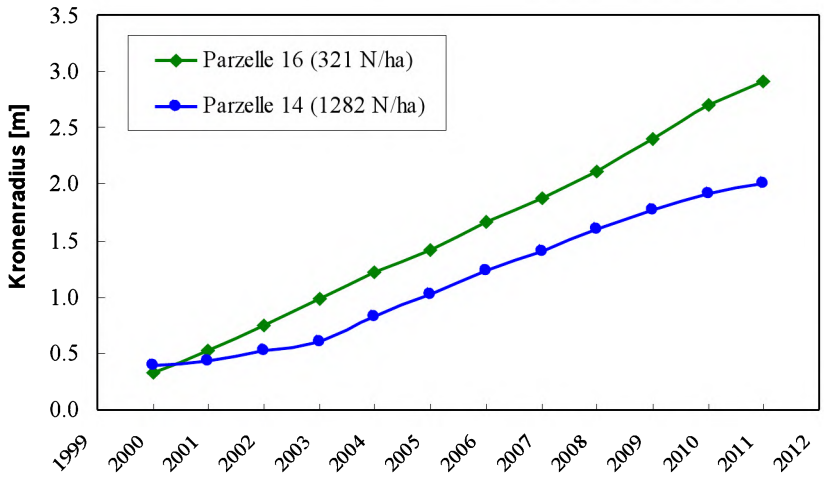


Abbildung 7: Entwicklung der Kronenradien auf zwei Parzellen mit Klonpflanzen

Betrachtet man die Baumkronen auf der weitständigeren Parzelle 16 als eine Art Solitärkronen, und berechnet man mit den gemessenen Kronenradien der Parzelle 16 einen Überschirmungsgrad für Parzelle 14 im Sinne des Crown Comeptititon Factors (CCF, KRAJICEK ET AL., 1961), so zeigt sich, dass auf dieser Parzelle ein CCF von 100 frühestens im Jahr 2005 erreicht war. Zu einem ähnlichen Ergebnis gelangt man, wenn der CCF mit Hilfe der Kronenmodelle für Solitärbäume (HASENAUER, 1997) berechnet wird (Abb. 8).

Digitized by Google

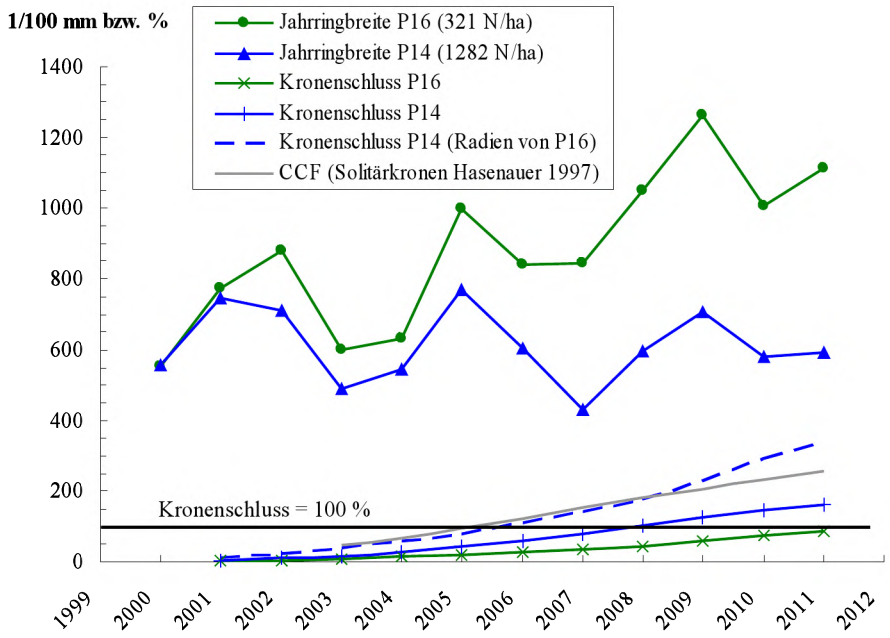


Abbildung 8: Radialzuwachs und Kronenschlussentwicklung

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die ersten Ergebnisse aus Ottenstein deuten darauf hin, dass die Verwendung von Klonpflanzen die Variabilität der Durchmesser reduziert, dass dieser Effekt allerdings nur dann offensichtlich wird, wenn keine bzw. nur geringe Konkurrenz zwischen den Bäumen besteht. Auf der weitständigsten Parzelle beträgt der Variationskoeffizient der Durchmesser der Klonpflanzen knapp 10 %. Diese Variabilität ist im Wesentlichen auf klein-standörtliche Unterschiede zurückzuführen, da der genetische Einfluss für alle Individuen gleich ist. Auf der Parzelle mit Forstamtspflanzen erhöht sich der Variationskoeffizient um 7 Prozentpunkte auf ca. 17 %. Unter der Annahme, dass der klein-standörtliche Effekt auf dieser Parzelle etwa gleich groß ist wie auf der Parzelle mit Klonpflanzen, kann diese Zunahme der Durchmesservariabilität allein auf die genetischen Unterschiede zwischen den einzelnen Forstamtspflanzen zurückgeführt werden. Auf den Parzellen mit der dichtesten Pflanzweite beträgt der Unterschied zwischen den Klon- und den Forstamtspflanzen nur mehr 3 Prozentpunkte. Hier scheint die Konkurrenz zwischen den einzelnen Bäumen einen wesentlich stärkeren Einfluss zu haben, der einen Teil des genetisch bedingten Unterschieds überlagert.

Durchmesser- und Höhenentwicklung verlaufen im Wesentlichen wie erwartet: eine deutliche Staffelung des Mitteldurchmessers (dg) nach der Pflanzweite bzw. eine Höhenentwicklung, die von der Pflanzweite unabhängig ist. Etwas überraschend ist hier lediglich der Befund, dass die Klonpflanzen insgesamt in der Entwicklung etwas hinter den Forstamtspflanzen zurückliegen. Dies dürfte jedoch auf irgendwelche besonderen Umstände während der Begründungs- bzw. Anwuchsphase zurückzuführen sein, da bei den aktuellen Durchmesser- und Höhenzuwächsen die Klonpflanzen leicht im Vorteil sind.

Ein äußerst interessantes Ergebnis lieferten die Bohrkernanalysen und Trieblängenrückmessungen. Hier zeigte sich ganz deutlich, dass unter den Bäumen die Konkurrenz um (unterirdische) Ressourcen wesentlich früher einsetzt, als man dies von der rein visuellen Beobachtung der oberirdischen Entwicklung vermuten würde. Der Radialzuwachs bleibt hier bereits ab dem Jahr 2002 zurück, ein Zeitpunkt, wo die Äste einander noch nicht einmal annähernd berühren. Ein weiterer Rückfall im Radialzuwachs kann dann ab dem Jahr 2005 beobachtet werden. Ab diesem Zeitpunkt ist zwar noch immer kein Kronenschluss (basierend auf den aktuellen Kronenradien) gegeben, allerdings wird ein CCF von 100 überschritten. Ab einem solchen Wert sollte es selbst unter Bäumen, die sich bis dahin als Solitäre entwickeln konnten, zu einem erhöhten Konkurrenzdruck kommen. Diese Ergebnisse haben auch eine gewisse praktische Relevanz, als sie einmal mehr die Wichtigkeit einer rechtzeitigen Durchforstung unterstreichen. In der forstlichen Praxis wird es zwar keine Bestandesbehandlung geben, die auf ein absolut konkurrenzfreies Wachstum und eine damit verbundene, äußerst niedrige Stammzahlhaltung abzielt; die Ergebnisse geben aber doch einen gewissen Hinweis auf den enormen Konkurrenzdruck, der im Falle von verspäteten oder versäumten Durchforstungen auf den Einzelbäumen lastet.

Digitized by Google

Zusammenfassung

Anfang der 1990-iger Jahre hat das Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) in Wien einen Klon-Versuch in Fichte angelegt, bei dem an fünf verschiedenen Versuchsorten drei verschiedene Pflanzweiten mit Ausgangsstammzahlen von 2564, 1282 und 321 Pflanzen/ha untersucht werden. Erste Ergebnisse aus dem Versuch Ottenstein weisen darauf hin, dass die aufgrund von genetischen Unterschieden hervorgerufene Variabilität im Durchmesserwachstum ungefähr gleich groß ist, wie jene, die auf klein-standörtliche Unterschiede zurückgeführt werden kann. Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass sich der Einfluss der Genetik vor allem dann manifestiert, wenn keine bzw. nur geringe Konkurrenz zwischen den Einzelbäumen herrscht. Außerdem ergab die erste Analyse der Versuchsergebnisse, dass der Radialzuwachs bereits lange vor dem aktuellen, aber auch deutlich vor dem potentiellen Kroneschluss zurückbleibt.

Literatur

HASENAUER, H.: Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. Forest Ecology and Management, 96: 197-206, 1997

KRAJICEK, J.E., BRINKMANN, K.E. und GINGRICH, S.F.: Crown Competition - a measure of density. Forest Science, 7: 35-42, 1961

POLLANSCHÜTZ, J.: Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs. Allgemeine Forstzeitung, 85(12): 341-343, 1974

Digitized by Google

Über die Blattflächen- und Lichtausnutzungseffizienz von Fichten

Gspaltl Martin
Universität für Bodenkultur, Institut für Waldwachstum, Peter Jordan Straße 82, 1190 Wien, Österreich

Zusammenfassung
Die einzelbaumweise Wuchseffizienz kann als Verhältnis von Volumszuwachs zur Schirmfläche (Schirmflächeneffizienz), zur Blattfläche (Blattflächeneffizienz) und zum absorbierten Licht (Lichtausnutzungseffizienz) definiert werden. In dieser Arbeit sollen für Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) folgende Hypothesen überprüft werden: (i) ein Vergleich zwischen Blattfläche und absorbierter Lichtmenge sollte Aufschluss über die Beschattungsverhältnisse der Baumkrone geben, (ii) über diverse Wuchsklassen hinweg, sollten die Trends zwischen Schirmflächeneffizienz, Blattflächeneffizienz und Lichtausnutzungseffizienz über einer Baumgröße (hier Stammvolumen) nicht grundsätzlich unterschiedlich sein, und (iii) Durchforstungen sollten die Effizienz der verbliebenen Bäume erhöhen. Als Datenbasis dienten acht gleichaltrige Fichtenbestände aus Bärnkopf, Niederösterreich. Die Bestände verteilten sich auf drei verschiedene Altersklassen (Stangen-, Baum- und Altholz) sowie auf zwei verschiedene Durchforstungsvarianten (durchforstet, undurchforstet). Der Vergleich zwischen Blattfläche und absorbierter Lichtmenge ergab, dass starke Bäume ihre eigene Krone zwar mehr selbst beschatten als kleinere Bäume, jedoch kleinere Bäume stärker durch die Überschattung von Nachbarbäumen beeinflusst werden. In Summe absorbieren also große Bäume mehr Licht pro Einheit Blattfläche als kleine Bäume. Größere Bäume wiesen nicht nur mehr Blattfläche auf (und absorbierten auch mehr Licht), sondern konnten diese Blattfläche (oder auch diese absorbierte Lichtmenge) auch noch effizienter in Volumszuwachs umsetzen. Die Abhängigkeiten der drei Effizienzen vom Baumvolumen unterschieden sich nicht wesentlich voneinander. Bei gegebenem Baumvolumen waren Bäume aus undurchforsteten Beständen meist effizienter. Jedoch aufgrund der höheren Volumina in den durchforsteten Beständen war ein durchschnittlicher Baum aus diesen Beständen am effizientesten.

Einleitung

Ein grundsätzliches Ziel im Waldbau liegt darin, Bestandesstrukturen zu schaffen welche den Zuwachs des Bestandes optimieren. Um einen möglichst effizienten Bestand zu schaffen, ist ein Wissen über die Effizienz von Einzelbäumen unabdingbar. Diese kann als Verhältnis des Einzelbaumzuwachses zu einer Bezugsgröße definiert sein. Diese Bezugsgröße beschreibt meist die für das Baumwachstum wichtigste Ressource – das Licht (Monteith 1972). Da das, von einem Baum absorbierte Licht nicht leicht zu quantifizieren war, wurden erst Substitute dafür gesucht. Assmann (1961) untersuchte erst den Einzelbaumzuwachs bezogen auf die Schirmfläche (Fläche einer horizontalen Kronenablotung) eines Baumes. Er fand, dass diese Schirmflächeneffizienz mit zunehmender Schirmfläche anstieg, jedoch innerhalb einer gegeben sozialen Stellung (Kraft´sche Baumklasse) abnahm. Waring et al. (1980) untersuchten erstmals den Volumszuwachs bezogen auf die Blattfläche (eigentlich die Splintholzfläche als Substitut dafür, basierend auf der Pipe-Model-Theorie (Shinozaki et al. 1964)), als Maß für die Vitalität eines Baumes. Später wurde dasselbe Verhältnis als Wachstumseffizienz oder Blattflächeneffizienz untersucht (O'Hara 1988). Mit entwickelnder Computertechnologie, wurden immer mehr Programme entwickelt, welche das von einem Einzelbaum absorbierte Licht direkt schätzen können (für eine Sammlung diverser Programme siehe Brunner (1998)). Der Volumszuwachs bezogen auf dieses absorbierte Licht wird als Lichtausnutzungsverhältnis definiert.
In der vorliegenden Arbeit, wird das vom Einzelbaum absorbierte photosynthetisch aktive Licht mit dem Computerprogramm Maestra (Wang und Jarvis 1990) geschätzt. Weiters soll ein Vergleich angestellt werden, ob die Analyse der oben genannten Effizienzen auch ähnliche Ergebnisse liefert. Im Detail werden folgende Hypothesen überprüft:

- Es soll untersucht werden, ob die Blattfläche als ausreichender Stellvertreter für die Lichtausnutzung eines Einzelbaumes herangezogen werden kann. Unterschiede können entstehen, wenn eine Einheit Blattfläche aufgrund von Beschattungseffekten unterschiedlich viel Licht absorbiert. Diese Beschattungseffekte sind zweierlei: einmal durch Beschattung von unteren Kronenelementen durch obere Kronenelemente der eigenen Krone (Selbstbeschattung), und einmal durch Beschattung durch Nachbarbäume (Lichtkonkurrenz).
- Weiters soll analysiert werden, ob die Schirmflächeneffizienz und die Blattflächeneffizienz sich über einer Größe für die Baumdimension, gleich verhalten wie die Lichtausnutzungseffizienz. Diese Untersuchungen sollen für Fichtenbestände (*Picea abies* (L.) Karst) unterschiedlicher Wuchsklasse und unterschiedlicher Behandlungsform durchgeführt werden.
- Es wird angenommen, dass sich Durchforstungen auf die Effizienz der verbleibenden Bäume positiv auswirkt.

Datenmaterial

Die Probeflächen befinden sich in Bärnkopf, Niederösterreich (N 48°23´24´´, E 15°00´20´´) auf einer durchschnittlichen Seehöhe von 800m. Insgesamt wurden 8 Probeflächen angelegt, bestehend aus 4 Probeflächen-

Digitized by Google

Paaren unterschiedlicher Wuchsklassen (ein Altholz, ein Baumholz und zwei Stangenhölzer). Jedes Paar bestand aus je einer Fläche, die innerhalb der letzten 10 Jahre nicht durchforstet wurde (undurchforstet) und einer Fläche, die in den letzten 5 Jahren durchforstet wurde (durchforstet). Von jedem Baum wurden der Brusthöhendurchmesser (BHD), die Scheitelhöhe, die Höhe zum Kronenansatz, sowie x/y-Koordinaten und Schirmflächen (je nach Kronenform mit 6-8 Kronenablotungen) gemessen (Tabelle 1). Zusätzlich wurde jeder Baum auf Brusthöhe gebohrt, um den 5-jährigen Grundflächenzuwachses zu ermitteln. Alle Messungen wurden während der Vegetationsperiode 2008 durchgeführt.

Tabelle 1: Flächenbeschreibung der acht Probeflächen vom Bärnkopf. Die Oberhöhe wurde berechnet als Mittelhöhe der 100 stärksten Bäume am Hektar, der Stand Density Index nach REINEKE (1933) und die Oberhöhenbonität als Oberhöhe im Alter 100 mit der Ertragstafel „Fichte-Weitra" nach MARSHALL (1976).

Wuchsklasse	Fläche [ha]	Alter [Jahre]	Grundflächen -mittelstamm [cm]	Oberhöhe [m]	Stand Density Index	Oberhöhen -bonität [m]
Altholz durchforstet	3.05	123	50.3	37.4	523	35.6
Altholz undurchforstet	2.93	128	47.9	37.6	692	35.5
Baumholz durchforstet	1.72	78	38.8	31.2	634	34.4
Baumholz undurchforstet	1.24	78	35.9	30.7	843	33.8
Stangenholz 1 durchforstet	0.48	43	24.2	23.7	623	39.0
Stangenholz 1 undurchforstet	0.15	38	17.9	22.0	1114	39.0
Stangenholz 2 durchforstet	0.30	58	23.1	24.2	683	31.7
Stangenholz 2 undurchforstet	0.13	41	15.5	17.3	1000	30.5

Pro Probefläche wurden 27 Probestämme ausgewählt (je 9 pro BHD-Klasse) und gefällt. Von jedem Probestamm wurden je drei Stammscheiben genommen (1.3m Höhe, in 3/10 der Gesamthöhe und am Kronenansatz), der 5 jährige Höhenzuwachs gemessen, sowie weitere Analysen zur Blattflächenbestimmung durchgeführt.

MAESTRA

MAESTRA ist ein detailliertes drei-dimensionales Kronenmodell welches sich aus einem Photosynthesemodul, einem Modul über stomatale Leitfähigkeit und einem Lichtmodul zusammensetzt (WANG und JARVIS 1990). In dieser Arbeit wurde ausschließlich das Lichtmodul verwendet, welches die absorbierte photosynthetisch aktive Strahlung (400 – 700nm) eines Einzelbaumes berechnet. Dazu wird die Weglänge eines Lichtstrahls berechnet, wenn er durch eine Krone dringt, diese mit der Blattflächendichte gewichtet und anschließend das Lambert-Beersche Gesetz angewendet. Benötigt werden sowohl Angaben über den Einzelbaum (Brusthöhendurchmesser, Höhe, Höhe zum Kronenansatz, Kronenradien, Blattfläche und Koordinaten) als auch Geländeinformationen (Geographische Längen- und Breitengrade, Exposition und Neigung). Die horizontale wie auch die vertikale Blattflächenverteilung werden durch eine Beta-Verteilung ausgeglichen. Weiters werden der Klumpungsfaktor und die Blattwinkel-Verteilung berücksichtigt. Bis auf die vertikale Blattflächenverteilung, welche aus den eigenen Daten ausgeglichen wurde, stammen die benötigten Parameter großteils aus vorhandener Literatur über Fichten (MEDLYN et al. 2005, IBROM et al. 2006). Das Lichtmodul wurde schon erfolgreich an Fichten getestet und validiert (JARVIS 1999, MEDLYN et al. 2005, IBROM et al. 2006)

Das Modell unterscheidet zwischen direkter und diffuser Sonneneinstrahlung (NORMAN 1979) und berücksichtigt unter anderem auch multiple Diffusion (NORMAN und WELLES 1983). Für Fichte wurde eine kegelartige Kronenform unterstellt, welche weiters in Subvolumina unterteilt wurde. Dazu wurde die Krone in 12 Schichten unterteilt und jeder Schicht wurden 24 Punkte zugeordnet, welche die Zentren der Subvolumina darstellten. Die Lichtberechnungen wurden für jedes Subvolumen separat durchgeführt, und am Ende für den Gesamtbaum addiert (APAR – absorbed photosynthetic active radation). Um Randeffekte zu vermeiden, wurden die äußeren zwei Baumreihen je Plot zwar für die MAESTRA Berechnungen herangezogen, für die weitere Analyse jedoch nicht mehr berücksichtigt.

Für die Berechnungen des jeweiligen Subjektbaumes ausschlaggebend sind einerseits seine eigene Krone, und anderseits auch die Kronen benachbarter Bäume. Die Anzahl dieser Nachbarbäume geht als Parameter in die Berechnungen ein. Um die Beschattungsverhältnisse genauer analysieren zu können, wurden sämtliche MAESTRA Simulationen doppelt durchgeführt: einmal unter Berücksichtigung sämtlicher Bäume im Bestand (APAR – mit Konkurrenz), und einmal ohne sämtliche Nachbarn (APAR – ohne Konkurrenz). Dieser letztere Fall behandelt den Subjektbaum als freistehend und berechnet das Licht, welches er mit seiner aktuellen Krone ohne jegliche Konkurrenz absorbieren könnte.

Der Output von MAESTRA kann entweder stündlich oder täglich erfolgen und für eine gesamte Beobachtungsperiode durchgeführt werden. In vorangehenden Untersuchungen wurde beobachtet, wie sich das Wetter an unterschiedlichen Tagen im Jahr auf das von den Einzelbäumen absorbierte Licht auswirkt. Ein Unterschied konnte nur in den Absolutwerten festgestellt werden. Die Relationen der Bäume zueinander waren konstant

Digitized by Google

(Korrelationskoeffizienten ~0.99). Es wurde daher APAR für einen, für die Gesamtperiode repräsentativen, Tag berechnet. Um diesen Tag auszuwählen, wurde an einer Probefläche mittels interpolierter Klimadaten (HASENAUER et al. 2003) der gesamte Beobachtungszeitraum simuliert (2003 – 2007). Jener Tag, an dem die addierte Tagesabsorption aller Bäume auf der Probefläche am ehesten der mittleren Tagesabsorption der Gesamtperiode (gesamtes absorbiertes Licht dividiert durch die Anzahl der Tage) entsprach, wurde auch für alle anderen Probeflächen verwendet.

Methoden

Zur Berechnung der projizierten Blattflächen wurden vorangehende Untersuchungen von GSPALTL und STERBA (2011) verwendet, welche auf denselben Flächen durchgeführt wurden, und die sich wiederum auf die Arbeiten von LAUBHANN et al. (2010) und HO (2010) stützten. Diese bestimmten die Blattfläche an Probebäumen mittels 3P-Samplings und entwickelten eine allometrische Beziehung in Abhängigkeit von der Kronenmantelfläche und einem Maß für die soziale Stellung innerhalb des Bestandes (Brusthöhendurchmesser dividiert durch die Bestandesoberhöhe).

Je nach Kronenform, wurden pro Baum 6 bis 8 Kronenradien gemessen. Mittels deren quadratischen Mittels, wurde die Kreisfläche berechnet, welche als Schirmfläche in die weiteren Berechnungen eingeht. Da während den Aufnahmen die Kraft'schen Baumklassen nicht angesprochen wurden, wurde das relative Volumen (vrel) aus dem Verhältnis zwischen dem Volumen eines Einzelbaumes und dem maximalen Einzelbaumvolumen im jeweiligen Bestand als stetiges Maß für die soziale Stellung berechnet.

Um den Volumszuwachs zu ermitteln, wurde zuerst an den Probestämmen das Volumen vom Ende der Periode (2007) sektionsweise bestimmt (ECKMÜLLNER et al. 2007). An den Stammscheiben wurde der 5-jährige Durchmesserzuwachs gemessen, und der 5-jährige Höhenzuwachs wurde durch Zählen der Quirle vom Wipfel weg bestimmt. Dadurch konnte auch das Volumen zum Anfang der Periode (2003) bestimmt werden. Die Differenz ergab den 5-jährigen Volumszuwachs der Probestämme.

Um den genauen Volumszuwachs aller restlichen Bäume zu ermitteln, wurde eine bestandesweise doppelt logarithmische Funktion angepasst, welche den Volumszuwachs durch den Grundflächenzuwachs und die Baumhöhe am Ende der Periode erklärte (R^2 = 0.935 – 0.982). Dabei wurde der Grundflächenzuwachs durch die Bohrkerne und die Brustdurchmesser bestimmt. Für die weiteren Berechnungen wurde der 5-jährige Volumszuwachs durch die Periodenlänge dividiert, was den jährlichen Volumszuwachs ergibt (iv).

Die baumindividuellen Effizienzen wurden als Verhältnis des so bestimmten jährlichen Volumszuwachses zur jeweiligen Bezugsgröße am Ende der Periode berechnet: (i) Schirmfläche (Schirmflächeneffizienz in $dm^3 \cdot m^{-2}$), (ii) projizierte Blattfläche (Blattflächeneffizienz in $dm^3 \cdot m^{-2}$) und (iii) absorbiertem Licht oder APAR (Lichtausnutzungseffizienz in $dm^3 \cdot MJ^{-1}$). Die Analyse der verschiedenen Effizienzen über dem relativen Volumen ermöglicht eine Vergleichbarkeit auch zwischen den Wuchsklassen. Bei der Analyse von Effizienzen ist generell eine hohe Variation zu erwarten. Um einen generellen Trend sichtbar machen zu können, wird die doppelt – logarithmische Funktionen und deren Rücktransformation verwendet:

$$\ln(y) = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \ln(x) \leftrightarrow \quad y = e^{\alpha_0} \cdot x^{\alpha_1} \tag{1}$$

mit y der abhängigen, und x der unabhängigen Variable, e^{α_0} der Konstanten, welche die Steigung der Kurve bestimmt und α_1 dem Exponenten, welcher die Form der Kurve bestimmt. Alle statistischen Analysen wurden mit Hilfe des frei verfügbaren R-Statistikpakets (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011) durchgeführt. Zum Vergleich multipler Mittelwerte wurde der Tukey HSD Test (Tukey Honest Significant Differences Test) verwendet.

Ergebnisse

Die Beziehung zwischen absorbiertem Licht (APAR) und der projizierten Blattfläche war linear und hoch korreliert auf allen Probeflächen (R^2 = 0.971 - 0.988). Es wurden höhere Steigungen bei den durchforsteten Flächen nachgewiesen, und die Steigungen nahmen auch mit zunehmender Wuchsklasse zu (von Stangenholz 1, Stangenholz 2, Baumholz bis Altholz). Das absorbierte Licht (APAR) pro Einheit Blattfläche variierte stark mit dem relativen Volumen und unterschied sich signifikant über die Wuchsklassen und die Durchforstungsvarianten (Abbildung 1). Die Bestimmtheitsmaße der doppelt-logarithmischen Funktionen waren durchwegs schwach, jedoch waren alle Parameter, sowie die Gesamtregressionen signifikant (mit Ausnahme der Konstanten beim undurchforsteten Stangenholz 1 und APAR – mit Konkurrenz). Für die simulierten Lichtverhältnisse unter realen Bedingungen, also inklusive aller Nachbarbäume als Konkurrenten (APAR – mit Konkurrenz), ergab ein wuchsklassenweiser Vergleich der Durchforstungsvarianten signifikante Unterschiede der Konstanten und des Exponenten beim Baumholz und Stangenholz 2, und nur signifikant unterschiedliche Konstanten beim Altholz und beim Stangenholz 1. Bäume der durchforsteten Varianten absorbierten durchgehend mehr Licht pro Einheit Blattfläche als jene der undurchforsteten Varianten. Unter Solitärbedingungen (APAR – ohne Konkurrenz)

Digitized by Google

konnten generell keine Unterschiede der Durchforstungsvarianten festgestellt werden (außer beim Baumholz, wo sich die Konstanten signifikant unterschieden).

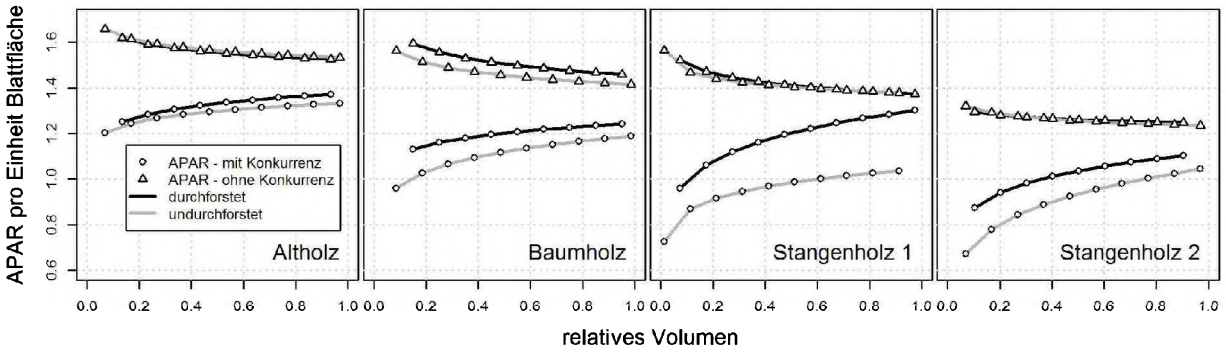


Abbildung 1: Analyse der Beschattungsverhältnisse simuliert durch MAESTRA für alle vier Wuchsklassen separat für die durchforsteten und die undurchforsteten Flächen. Dargestellt sind die doppelt-logarithmischen Ausgleichsfunktionen vom absorbierten Licht (APAR) pro Einheit Blattfläche über dem relativen Volumen. Die unteren zwei Kurven (weiße Kreise) stellen jeweils die Lichtverhältnisse unter realen Bedingungen dar (inklusive Konkurrenz durch Nachbarn), und die oberen zwei Kurven (weiße Dreiecke) die Lichtverhältnisse unter Solitärbedingungen (nur Selbstbeschattung).

Alle Probeflächen zeigten unter realen Bedingungen (APAR – mit Konkurrenz) eine Zunahme des absorbierten Lichts pro Einheit Blattfläche mit der sozialen Stellung, jedoch unter Solitärbedingung eine Abnahme. Ein Vergleich multipler Mittelwerte zeigt sowohl für beide Lichtszenarien (mit und ohne Konkurrenz), als auch für beide Durchforstungsvarianten, eine signifikante Abnahme (Tukey HSD Test) der mittleren APAR je Blattfläche mit abnehmender Wuchsklasse (Altholz – Baumholz - Stangenholz 1 – Stangenholz 2).

Eine Gegenüberstellung der drei Effizienzen (Schirmflächen-, Blattflächen-, und Lichtausnutzungseffizient) zeigt über alle Wuchsklassen und beiden Durchforstungsvarianten einen Anstieg der Effizienz mit steigenden relativen Volumen (Abbildung 2). Die Bestimmtheitsmaße der Regressionen sind teilweise recht schwach, jedoch durchwegs signifikant (außer beim durchforsteten Altholz bei Blattflächen- und Lichtausnutzungseffizienz, und beim undurchforsteten Stangenholz bei der Lichtausnutzungseffizienz). Die Verläufe der doppelt-logarithmischen Ausgleichskurven unterscheiden sich zwischen den Effizienzen nicht ausschlaggebend – alle zeigen ein ähnliches Bild. Beim Altholz hatte die Durchforstung nur einen signifikanten Einfluss auf den Exponenten, beim Baumholz nur auf die Konstante und beim Stangenholz 2 sowohl auf die Konstante als auch auf den Exponenten (für alle Effizienzen). Beim Stangenholz 1 unterschieden sich die Durchforstungsvarianten nicht signifikant bei der Schirmflächen- und der Lichtausnutzungseffizienz, jedoch war der Unterschied in der Konstante bei der Blattflächeneffizienz sehr wohl signifikant.

Digitized by Google

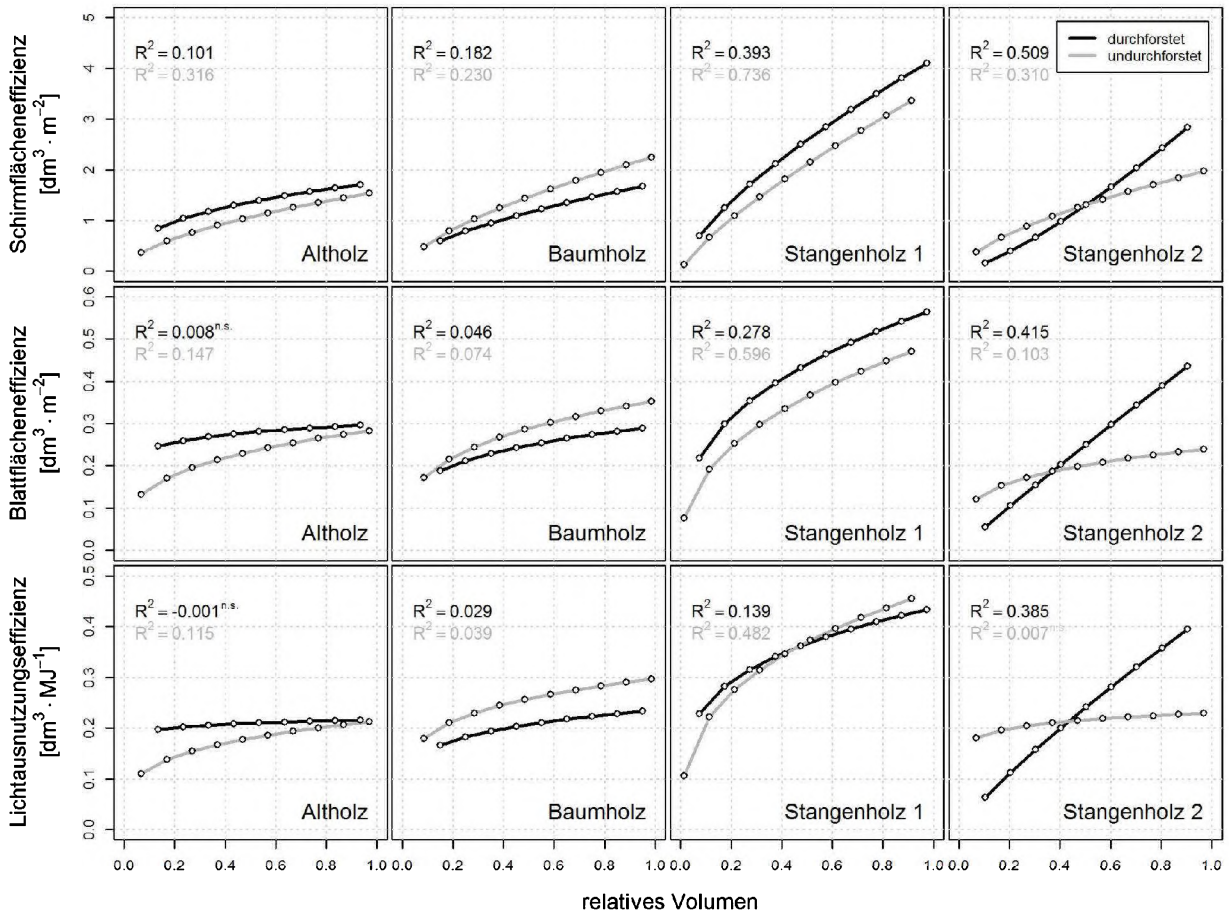


Abbildung 2: Vergleich der drei verschiedenen Effizienzen über dem relativen Volumen getrennt nach Wuchsklassen und Durchforstungsvarianten. Dargestellt sind die Ausgleichsfunktionen der doppelt-logarithmischen Gleichungen und deren Bestimmtheitsmaße.

Ein Vergleich der mittleren beobachteten Lichtausnutzungseffizienzen zeigt für die durchforsteten Varianten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Wuchsklassen Altholz, Baumholz und Stangenholz 2 (Abbildung 3). Nur die durchforstete Variante vom Stangenholz war im Mittel signifikant effizienter als die anderen Varianten. In den undurchforsteten Varianten nahm die Effizienz signifikant mit abnehmender Wuchsklasse zu (Altholz – Baumholz – Stangenholz 1) und nur bei Stangenholz 2 wieder ab. Dabei sollte der starke Unterschied in der Oberhöhenbonität zwischen Stangenholz 1 (39.0m) und Stangenholz 2 (30.5m) beachtet werden.

Digitized by Google

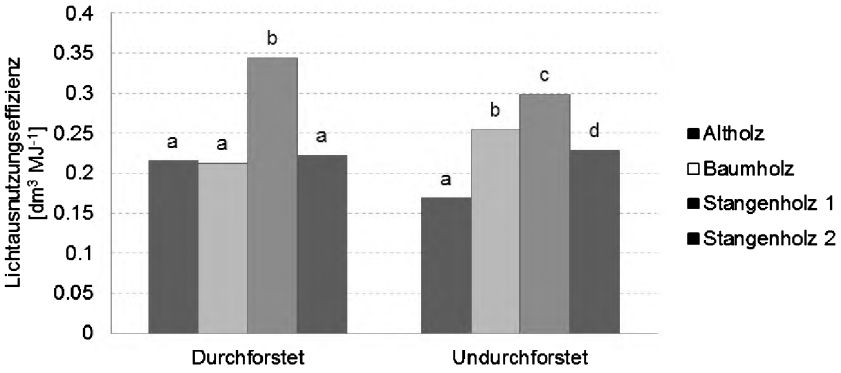


Abbildung 3: Flächenweiser Vergleich der mittleren Lichtausnutzungseffizienz über alle Wuchsklassen, getrennt nach der Durchforstungsart. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede der Mittelwerte nach dem Tukey HSD Test.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die MAESTRA Simulationen ergaben unter realen Bedingungen, also unter Berücksichtigung aller Konkurrenten, eine Zunahme des absorbierten Lichts pro Einheit Blattfläche mit zunehmendem relativen Volumen für alle Wuchsklassen und Durchforstungsvarianten. Das heißt, dass stärkere Bäume mehr Licht bekommen, also ihre Krone besser und effizienter im Kronenraum positioniert haben. Schwächere Bäume werden stärker von Konkurrenten bedrängt, und bekommen weniger Licht pro Einheit Blattfläche. Der Effekt der Beschattung kann hier jedoch nicht zwischen der Beschattung der Nachbarn, und der Beschattung der eigenen Krone unterscheiden. Um dies zu differenzieren, wurde MAESTRA so manipuliert, dass nur die Krone des Subjektbaumes berücksichtigt wird, und alle Konkurrenten ignoriert werden. Die so entstehenden Bedingungen simulieren also Solitärbedingungen des Subjektbaumes, und MAESTRA berechnet das Licht, das der Subjektbaum mit seiner realen Krone absorbieren kann. Hier wirkt nur mehr die Eigenbeschattung minimierend. Wieder, für alle Wuchsklassen und Durchforstungsvarianten zeigt sich, das die Eigenbeschattung mit zunehmendem relativen Volumen zunimmt - APAR/Blattfläche also abnimmt. Stärkere Bäume beschatten sich selbst also mehr als schwächere Bäume – schwächere Bäume haben also ihre Blätter effizienter in ihrer Krone positioniert. Der Effekt der Eigenbeschattung konnte also nachgewiesen werden, die Beschattung durch Nachbarn ist jedoch bei weitem stärker und dominiert den allgemeinen Trend bei Fichte. Da sich die Durchforstungsvarianten bei gleicher Wuchsklasse unter realen Bedingungen unterscheiden, unter Solitärbedingungen jedoch nicht, kann darauf geschlossen werden, dass eine Durchforstung zwar die gegenseitige Beschattung beeinflusst, die Eigenbeschattung jedoch weitgehend davon unabhängig bleibt. Dies bestätigt, dass Maestra auch hier plausible Ergebnisse liefert. Die Mittelwerte des APAR/Blattflächen Verhältnisses nahmen signifikant mit abnehmender Wuchsklasse ab. Das kann auf die stärkeren Konkurrenzverhältnisse in den jüngeren Beständen zurückgeführt werden. Im Gegensatz zu unseren Untersuchungen, fanden BINKLEY et al. (2002), eine exponentielle Abnahme des absorbierten Lichts pro Einheit Blattfläche mit zunehmenden Baumdurchmesser für *Eucalyptus saligna* Bestände. Nach unseren Ergebnissen würde das darauf hindeuten, dass bei dieser Baumart (und eventuell auch bei dem dortigen Pflanzverband) die Eigenbeschattung der dominierende Faktor der gesamten Beschattungsverhältnisse war. Weiters unterscheiden sich die Baumarten auch hinsichtlich ihrer Lichtbedürfnisse. PEARCY et al. (2004) fanden, dass Schatten-tolerante Baumarten, wie etwa die Fichte, sich selbst weniger beschatten also Lichtbaumarten wie etwa *Eucalyptus saligna*.

Entgegen unseren Erwartungen, konnten keine unterschiedlichen Trends der verschiedenen Effizienzen (Schirmflächen-, Blattflächen- und Lichtausnutzungseffizienz) festgestellt werden. Die Annahme, dass die Lichtausnutzungseffizienz die vorherrschenden Bedingungen allgemeiner beschreibt, da mehr Informationen enthalten sind (Drei-Dimensionalität, Beschattungsverhältnisse) konnte nicht bestätigt werden. Der Trend aller drei Effizienzen über dem relativen Volumen unterschied sich sowohl zwischen den Wuchsklassen, also auch bei konstanter Wuchsklasse zwischen den Durchforstungsvarianten. Der Unterschied der Durchforstungsvarianten war nicht durchgehend gleich, und lässt keine allgemeinen Schlussfolgerungen zu. Die mittleren beobachteten Lichtausnutzungseffizienzen ließen darauf schließen, dass in den undurchforsteten Beständen die Effizienz mit steigendem Alter (steigender Wuchsklasse) abnimmt, und bei gleichem Alter (Vergleich Stangenholz 1 und Stangenholz 2) mit besser Bonität steigt. Bei den durchforsteten Beständen konnte dieser Trend nicht gefunden werden, da wahrscheinlich der Einfluss der Durchforstung das Bild abändert.

Was alle drei Effizienzen, alle Wuchsklassen und alle Durchforstungsvarianten gemeinsam haben, ist eine Zunahme der Effizienz mit zunehmenden relativen Volumen. Diese Zunahme war tendenziell bei den älteren Wuchsklassen (Altholz, Baumholz) geringer als bei den jüngeren Wuchsklassen (Stangenholz 1 und 2). Stärkere Bäume können also ihre Schirmfläche, ihre Blattfläche, und auch ihr absorbiertes Licht effizienter in

Digitized by Google

Volumszuwachs umsetzen als schwächere Bäume. Sie können also pro Einheit absorbierten Lichts, mehr Volumszuwachs produzieren.
Zwei Erklärungsansätze für dieses Phänomen wären: 1. Stärkere Bäume absorbierten auch mehr Licht, konnten daher auch mehr Photosynthese betreiben. Allerdings schien der Photosyntheseprozess selbst auch effizienter zu werden. 2. In dieser Arbeit wurde nur der Schaftholz-Volumszuwachs der Bäume beobachtet. Änderungen im Allokationsverhalten der Photosynthate auf die verschiedenen Kompartimente könnten der Grund für mehr Schaftholzproduktion sein. Dominante Bäume können es sich eher leisten, in Schaftholz zu investieren, wohingegen unterdrückte Bäume mehr in ihre Krone und Wurzeln investieren müssen, um nicht abzusterben. Allerdings fanden Untersuchungen von generellen Biomassefunktionen in Europa keinen Einfluss der sozialen Stellung auf den Biomasseanteil des Schaftholzes (Wirth et al. 2004).
Eine Literaturrecherche ergab, dass zahlreiche Untersuchungen, welche auch Maestra verwendeten, durchgehend Zunahmen in der Lichtausnutzungseffizienz fanden (Binkley et al. 2010, Campoe et al. 2011a, Campoe et al. 2011b, Gspaltl et al. 2011). Im Vergleich der Baumarten, waren diese Zunahmen bei *Eucalyptus sp.* (Binkley et al. 2010, Campoe et al. 2011b) bei weitem stärker als bei *Picea abies* (Gspaltl et al. 2012) und *Pinus taeda* (Campoe et al. 2011a). Nur Forrester et al. (2011) fand, dass die Lichtausnutzungseffizienz von *Eucalyptus nitens* über die Baumdimensionen hinweg konstant blieb. Brunner und Nigh (2000) verwendeten ein anderes Lichtmodell (Brunner 1998) und fanden eine Abnahme der Lichtausnutzungseffizienz mit zunehmender gewichteter Blattfläche (Blattfläche gewichtete mit dem Prozentsatz des absorbierten Lichts).
Die Schlussfolgerung, dass sich ein effizienter Bestand aus lauter höchst effizienten Einzelbäumen zusammensetzt, ist jedoch so nicht zulässig, da jeder Einzelbaum für das Erreichen dieser hohen Blattflächeneffizienz möglicher Weise zu viel Platz benötigt. Eine Herausforderung für die Zukunft bleibt daher, die Verbindung zwischen der Summe von Einzelbaumeffizienzen und der Bestandeseffizienz zu finden.

Literaturverzeichnis

Assmann, E. 1961. *Waldertragskunde*. Bayerischer Landwirtschaftsverlag GmbH., München. 490S.

Binkley, D., Stape, J. L., Ryan, M. G., Barnard, H. R., & Fownes, J. 2002. Age-related Decline in Forest Ecosystem Growth: An Individual-Tree, Stand-Structure Hypothesis. *Ecosystems*, **5**, 58–67. 10.1007/s10021-001-0055-7.

Brunner, A. 1998. A light model for spatially explicit forest stand models. *Forest Ecology and Management*, **107**(1-3), 19–46.

Brunner, A., & Nigh, G. 2000. Light absorption and bole volume growth of individual Douglas-fir trees. *Tree physiology*, **20**(5-6), 323–332.

Eckmüllner, O., Schedl, P., & Sterba, H. 2007. Neue Schaftkurven für die Hauptbaumarten Österreichs und deren Ausformung in marktkonforme Sortimente. *Austrian Journal of Forest Science*, **3-4**, 215–236.

Gspaltl, M., & Sterba, H. 2011. An approach to generalized non-destructive leaf area allometry for Norway spruce and European beech. *Austrian Journal of Forest Science*, 128(**4**), 219 – 250.

Gspaltl, M., Bauerle, W., Binkley, D., & Sterba, H. 2012. Leaf area and light use efficiency patterns of Norway spruce under different thinning regimes and age classes. *Forest Ecology and Management, Special Issue "Light and Growth" - in press.*

Hasenauer, H., Merganicova, K., Petritsch, R., Pietsch, S. A., & Thornton, P. E. 2003. Validating daily climate interpolations over complex terrain in Austria. *Agricultural and Forest Meteorology*, **119**(1-2), 87 – 107.

Ho, H.-Y. 2010. Leaf area, sapwood area and crown surface area in even-aged and in uneven-aged Norway spruce (Picea abies L. Karst.) stands. *Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur. Wien.*

Ibrom, A., Jarvis, P. G., Clement, R., Morgenstern, K., Oltchev, A., Medlyn, B. E., Wang, Y. P., Wingate, L., Moncrieff, J. B., & Gravenhorst, G. 2006. A comparative analysis of simulated and observed photosynthetic CO2 uptake in two coniferous forest canopies. *Tree Physiology*, **26**, 845–864.

Jarvis, P. G. 1999. ECOCRAFT Environment R&D - Predicted Impacts of Rising Carbon Dioxide and Temperature on Forests in Europe at Stand Scale. *Institute of Ecology and Resource Management University of Edinburgh, UK.*

Laubhann, D., Eckmüllner, O., & Sterba, H. 2010. Applicability of non-destructive substitutes for leaf area in different stands of Norway spruce (Picea abies L. Karst.) focusing on traditional forest crown measures. *Forest Ecology and Management*, **260**(9), 1498–1506.

Marschall, J. 1976. Die neuen Ertragstafeln für Österreich. *Allgemeine Forstzeitung*, **87. Jahrgang**, 195–200.

Medlyn, B. E., Berbigier, P., Clement, R., Grelle, A., Loustau, D., Linder, S., Wingate, L., Jarvis, P. G., Sigurdsson, B. D., & McMurtrie, R. E. 2005. Carbon balance of coniferous forests growing in contrasting climates: Model-based analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, **131**(1-2), 97–124.

Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, **9**(3), 747–766.

Norman, J.M. 1979. Modification of the aerial environment of plants. *St. Joseph, MI: ASAE.*

Digitized by Google

Norman, J.M., & Welles, J.M. 1983. Radiative transfer in an array of canopies. *Agronomy Journal*, **75**(3), 481 – 488.

O'Hara, K. L. 1988. Stand structure and growing space efficiency following thinning in an even-aged Douglas-fir stand. *Canadian Journal of Forest Research*, **18**, 859–866.

Pearcy, R. W., Valladares, F., Wright, S. J., & De Paulis, E. L. 2004. A functional analysis of the crown architecture of tropical forest Psychotria species: Do species vary in light capture efficiency and consequently in carbon gain and growth? *Oecologia*, **139**(2), 163–177.

R Development Core Team. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.*

Reineke, L. H. 1933. Perfecting a stand-density index for even aged forests. *Journal of Agricultural Research*, **46**(7), 627–638.

Shinozaki, K., Yoda, K., Hozumi, K., & Kira, T. 1964. A quantitative analysis of plant form – The pipe model theory I. Basic Analyses. *Japanese Journal of Ecology*, **14**(3), 97–105.

Wang, Y.P., & Jarvis, P.G. 1990. Description and validation of an array model – MAESTRO. *Agricultural and Forest Meteorology*, **51**(3-4), 257 – 280.

Waring, R.H., Thies, W.G., & Muscato, D. 1980. Stem growth per unit of leaf area : a measure of tree vigor. *Forest Science*, **26**(1), 112–117.

Wirth, C., Schumacher, J., & Schulze, E. . 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - A meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree physiology*, **24**(2), 121–139.

Digitized by Google

Computer aided forest modeling in Slovak forestry education

Marek Fabrika
Technical University in Zvolen, Faculty of Forestry, T.G.Masaryka 24, SK-96053, Zvolen, Slovakia

1. Introduction

In forestry well-developed European countries the models and software systems for the forest growth simulation and prognosis (PRETZSCH 1992, HASENAUER 1994, STERBA 1995, NAGEL 1996) are continuously improving. Models keep on achieving a higher grade of detail: capture the evolution of single trees, take the competition relations, mortality, and different forest management systems into account and are close interlaced to site conditions and climatic characteristics. At the same time they are always better adapted to forest practice requirements. At the same time their software solutions become more sophisticated (SILVA, MOSES, PROGNAUS, BWIN).

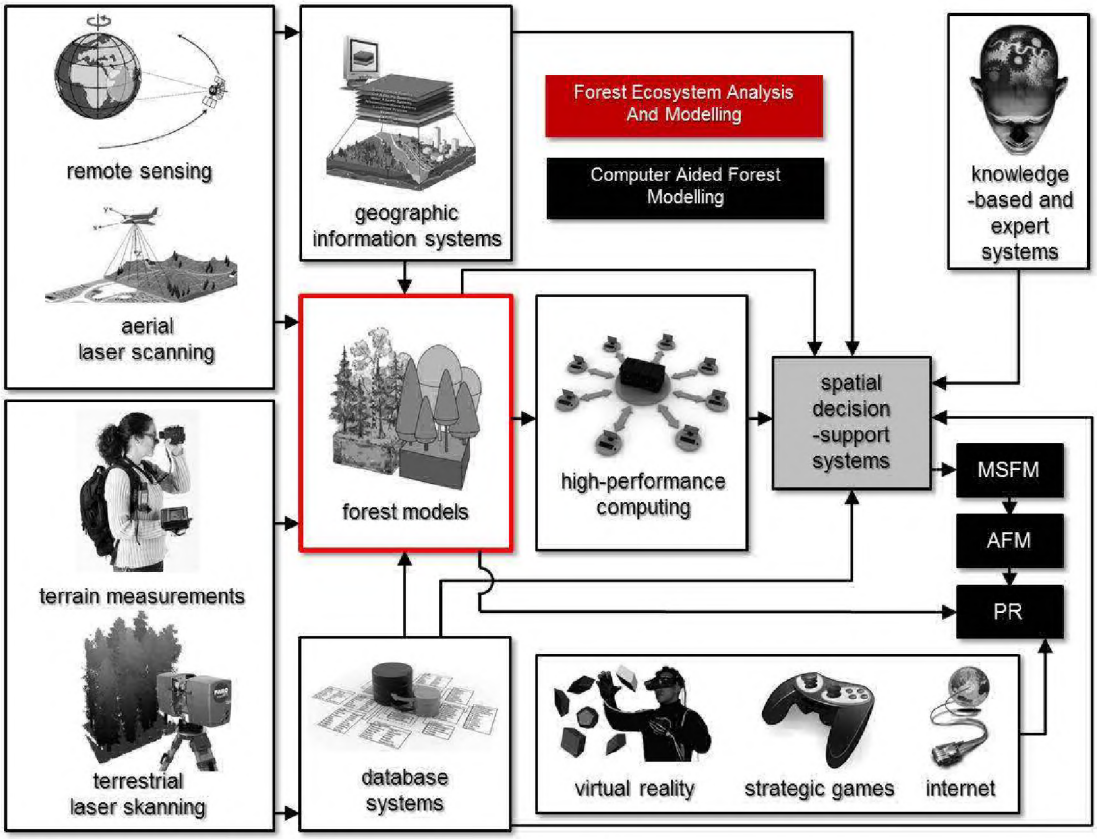


Figure 1: Computer aided forest modeling – scheme of research scope

An inseparable part of the mentioned models and computer programs seem to be the extended modules for forest visualization. It enables to review simulation results and forest stand evolution dynamics. A new trend of utilization these models is their introduction into the field of education and knowledge procedures for forest public. A traverse from static visualization (2D or 3D) to the dynamic virtual forest stand is connected with this. It's possible to move, i.e. walk (virtual walk-through), or fly (virtual fly-through) without any limit in this kind of stand. Except this, the environment is in immediate interaction with user. It means that is possible to mark trees, cut trees and this way change it. After the connection with growth simulators it becomes the tool for virtual training of forest tending, i.e. „thinning training tool". This sophisticated approach offers an absolute liberty in tree marking for forest tending cuttings to forest community; moreover the impacts can be immediately tested by means of growth simulations. Another tendency is switching those tools with geographical information system. The actual forest stands situated in a real geographic position and terrain situation of similar stand structure are subsequently used for education training. From the level of virtual forest stand passes to the level of virtual district. The latest element of those systems is their introduction into the Internet environment, thus the transition from the local connection to the remote one. Recently, the specific hardware for interactive and immersive virtual reality is implemented in order to make experience more realistic. Then those systems become a basis of sophisticated systems for forestry electronic education (e-learning). They are applied in specific topic and subject of forest modeling – Computer aided forest modeling. It is new field of research, development and education. The subject is relating to connection of forest models with remote sensing, laser scanning (aerial and terrestrial), field GIS measurement, geographic information

Digitized by Google

systems, database systems, knowledge based and expert systems, and high-performance computing. The systems compose spatial decision support systems and they are adapted to multipurpose sustainable forest management (MSFM) and adaptive forest management (AFM). They are also very suitable for public relation particularly if they are fused with virtual reality, strategic games and internet (Figure 1).
The purpose of this study is to present the desktop and web-based tool for forestry e-learning. Tool is integrated with GIS system, growth simulator SIBYLA (FABRIKA 2005), virtual reality, and forest inventory data from real forest area (Forest enterprise of Technical University in Zvolen). The specific hardware solution on basis of so called Virtual Cave System is developed as forestry training tool at Technical University in Zvolen.

2. Architecture of the system

The system is based on growth model SIBYLA. It is tree model, sensitive to different initial forest structure, climatic and soil values, management concepts and economic environment. Detailed information is described in (FABRIKA 2005). The model allows perform prognosis of forest development to near and far future.

2.1 SIBYLA growth simulator

The model was implemented as software tool. Two versions are developed till now: version for desktop platforms called SIBYLA Suite and version for web-based environment**. Desktop version** is built by component architecture (Figure 2). The version is programmed in DELPHI environment with object-oriented programming. The version uses relational database with Microsoft Access structure. The database stores all input and output data during growth prognosis. SIBYLA Suite is composed from following empirical based components:

- **Agent** performs import from current forest inventory data.
- **Generator** generates missing or unknown tree data.
- **Medium** selects forest stands (plots) for prognosis.
- **Localizer** specifies climatic and soil values for selected forest stands.
- **Cultivator** allows to specify number and length of periods for prognosis including type and amount of harvesting (thinning).
- **Prophesier** manages growth prognosis, and predicts tree increment regarding to climatic and soil values, tree competition and tree vitality. Also, the component predicts tree mortality and process of natural regeneration.
- **Aggressor** encapsulates risk, hazard, exposure and vulnerability by injurious agents like wind, snow, ice, insects, fungi, air pollutants, and fire.
- **Fosterer** encapsulates processes of natural regeneration for producing of new tree generations.
- **Calculator** calculates production, ecological, and economical data of prognosis on stand level.
- **Explorer** visualizes data from growth prognosis in tables and charts. Virtual stands are in the same time generated by Virtual Reality Model Language (VRML).
- **Analyst** performs analysis of prognosis as time series by tables and charts.
- **Lecturer** is interactive hypertext handbook of SIBYLA Suite.
- **Expert** extends simulation by specific features, for example calibration of the model or tree diagnostic card and it is interface to process-based downscale, structural downscale and public relation branch of the software.
- **Cartographer** is simple GIS tool for managing of growth prognosis in space and for production of thematic maps.

Process-based branch of the software is composed from following components:

- **Astronomer** calculates sun trajectory, cloudiness and solar radiation in forest canopy.
- **Climatologist** is weather generator for producing of detailed climatic inputs.
- **Pedologist** generates soil properties for producing of soil inputs.
- **Physiologist** encapsulates physiological processes and algorithms for pedotransfer functions, hydrological balance, stomatal conductance, leaf energy balance, transpiration, photosynthesis, respiration and so on.
- **Alchemist** is data manager for constants and physiological parameters of tree species and processes.
- **Magus** calculates and visualizes outputs for processes.

Structural-based branch of the software is composed from following components:

- **Morphologist** specifies growth grammars for L-systems.
- **Painter** defines visualization properties of the trees.
- **Voodoo** is interface for export data and usage them in software GroIMP.

Branch of the software for public relation is composed from several units: Technologist, Polyhistor, Guru, Historian, Mentor, Genius, Customer and Visionary. The units serve as hypertext educational tools to learn something about forest ecosystems, their importance, and about their modeling.

Digitized by Google

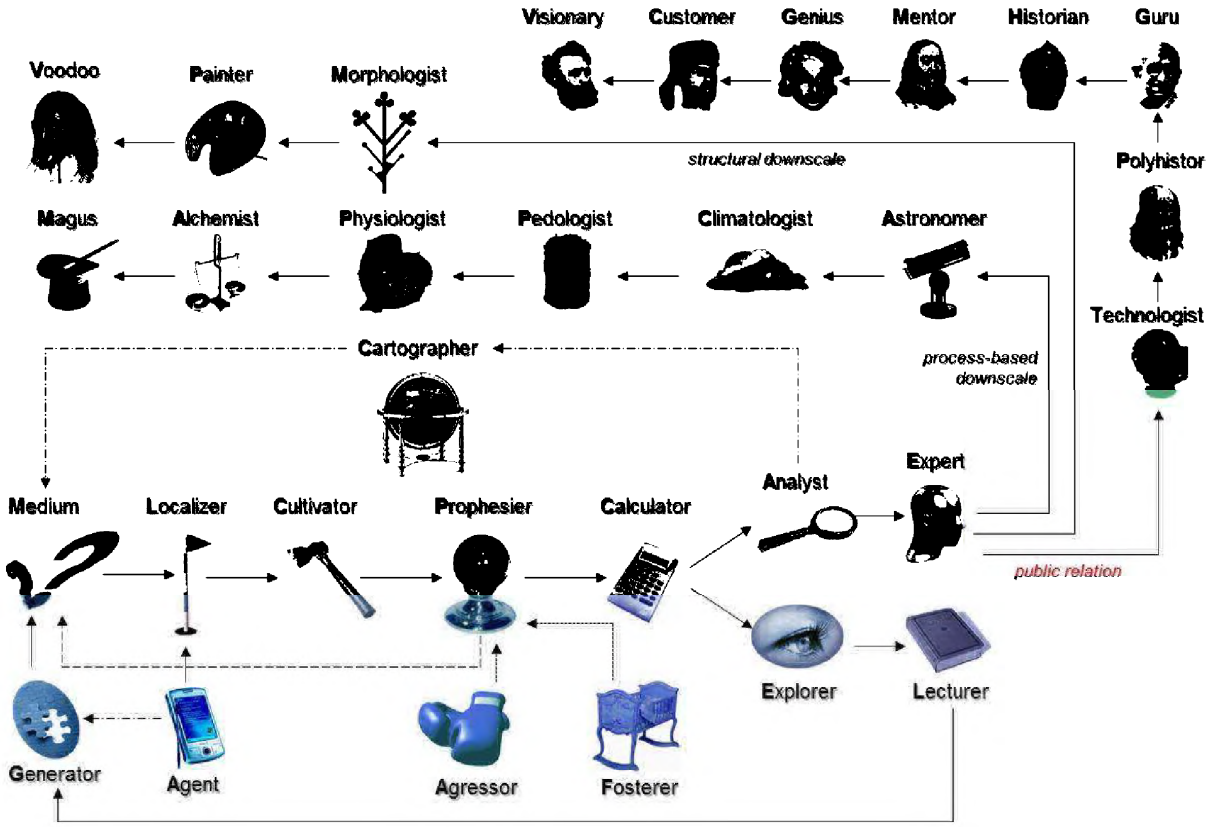


Figure 2: Modular structure of the desktop software SIBYLA Suite

User can utilize dialog version or automated version of growth simulations. Dialog version is offered for current users. Users have main menu for managing of individual components. All options of growth prognosis including database selection and stand selection are specified in dialog forms. Automated version is assigned mainly for programmers. Database selection and options of growth prognosis is specified in configuration file. Stand selection is defined in field "filter" in data tables "STRUGEN" and "PLOTS". All inputs and outputs are continuously stored in database. The database is communication tool between software components of SIBYLA in the same time. This procedure allows execute software components of SIBYLA from other software environments, for example from geographic information system. Only selection of appropriate programming language or macro-language is necessary.

Web service version is built on ASP.NET architecture in DELPHI 2005 environment. The core of the version is component "Prophesier". Inputs and outputs from growth prognosis are stored as virtual forest stands – Virtual Reality Model Language (VRML), version 97. Specifications of growth prognosis (climatic and soil data, length of prognosis, type, amount and interval of thinning/harvesting, etc.) and initial virtual stand are transferred to web service via parameters in "http address" of the web service. Results of growth prognosis for each "session" are saved as VRML files and text files with stand and tree parameters. The results are saved for each period of the prognosis. SIBYLA Web Service is simplified version of SIBYLA Suite software and this version is accessible for all users by "thin client" as web-browsers.

2.2 Information system for desktop platforms

The information system is developed as particular geographic information system (GIS) called SIBYLA Cartographer. The software was developed by GIS component MapObjects LT from ESRI Company in DELPHI environment. The information system includes basic vector layer of forest stand. The layer can be expanded by other additional layers (vector or raster). The polygons of forest stands are joined to forest inventory data. It is possible to make selection of the stands. Selection is made by SQL queries, simple selection dialogs or interactive GIS tools. After selection of the stands, we can execute SIBYLA Suite software tool. Then we can specify necessary parameters for the prognosis. After growth prognosis, we can choose necessary output data by filtering and join them back to stand polygons as attribute tables. SIBYLA Cartographer contains powerful tools for creating of thematic maps from growth prognosis. All input data for information system are imported from current forest inventory databases. Minimal data source is stand polygons layer and basic stand inventory data. Software SIBYLA Agent is dedicated for purposes of data import.

2.3 Information system for client-server platforms

The core of the system is relational web database. Two types are implicitly accepted: MS SQL Server or MS Access. Database contains data from stand forest inventory. Database is joined to web application built as

Digitized by Google

ASP.NET application written in C# language. The application allows view stand status, calculate assortment structure, and execute virtual forest stands (in VRML). We can specify initial data of growth prognosis (site data, prognosis length, and management concept) for virtual forest stands. Then we can execute SIBYLA web service. Results from web service (prognosis) are joined back to web application. Result is represented as time series of virtual forest stands (in VRML). Series of text files with stand and tree outputs are produced in the same time. Virtual reality stands are shared in Blaxxun Interactive Server Application. Students and teacher can connect to the session and they can discuss about results of growth prognosis (Figure 3). The web based SIBYLA application allows make filters of the stands by simple ASP.NET page. Simple selection dialogs are used. Selected stands are highlighted in 2D map based on AspMap architecture. Information system is utilized as thin client. It is optimized for Internet Explorer 6.0. We can execute web application also as thick client. TerraExplorer technology from Skyline Company is implemented. It is sophisticated WEB GIS extension. Basic project includes digital terrain model textured by orthophoto map. Terrain is overlaid by forest stand polygons. Polygons are joined to web database. User can interactively fly over the terrain. Its position is marked in navigation stand map (Figure 4).

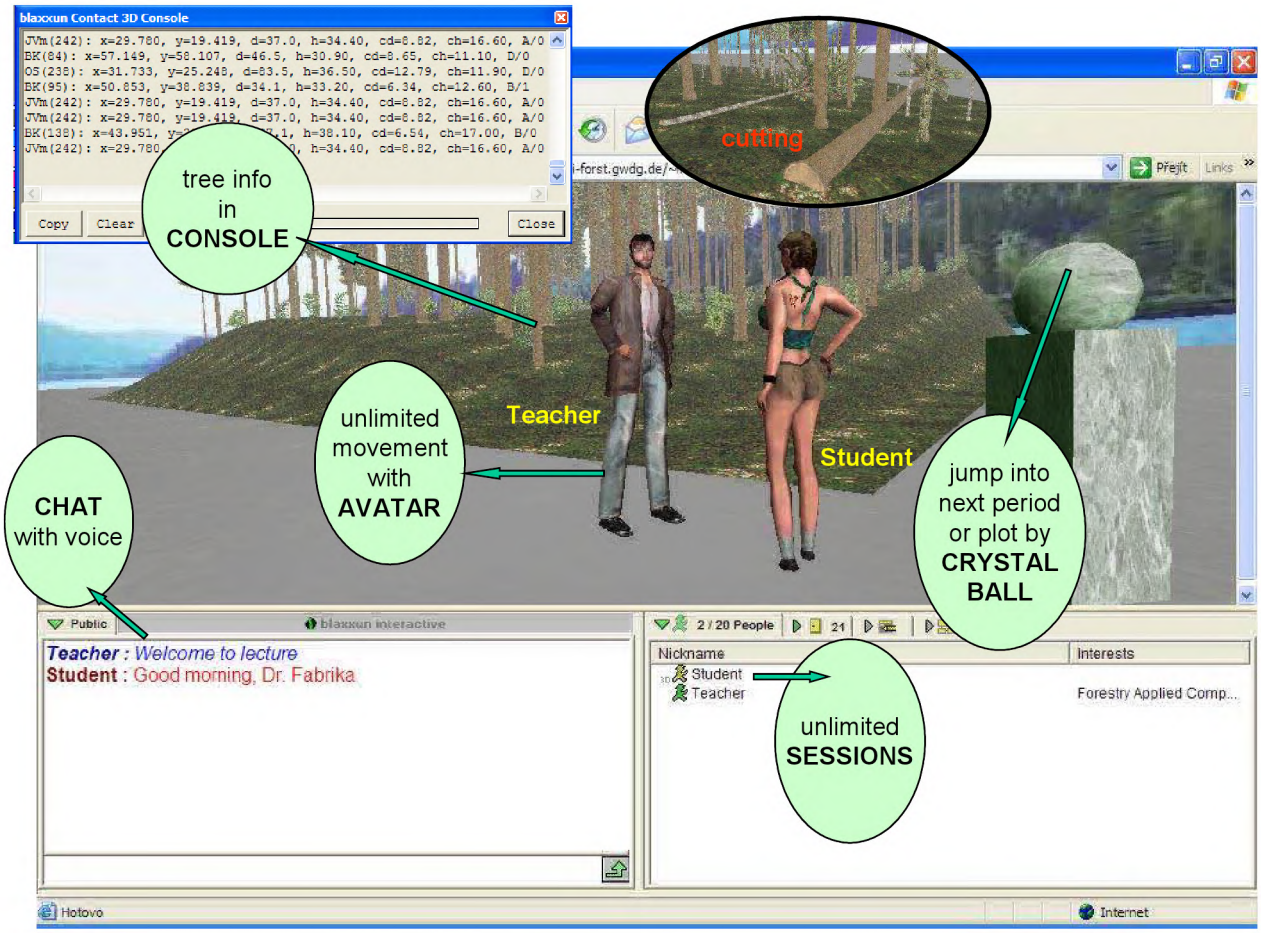


Figure 3: Virtual SIBYLA sessions in internet environment

Digitized by Google

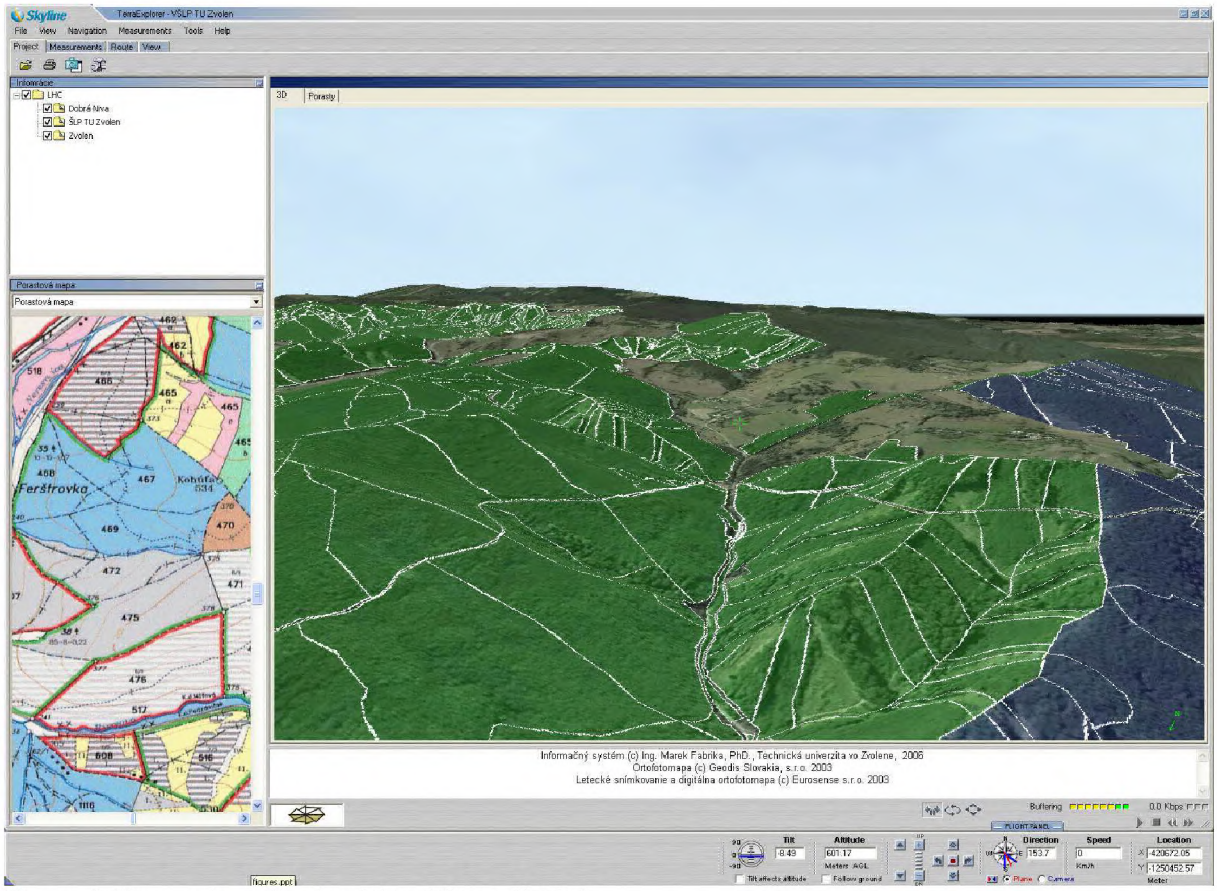


Figure 4: Terra web application (virtual forest district)

2.4 Virtual cave system as forest training tool

We are going to implement specific hardware for immersive and interactive managing of the virtual forest and consecutive prognosis. The hardware represents box 3 m by 3 m by 2.5 m situated on higher floor enabled by short stairs (Figure 5). The inner 5 walls of the box (front, up, down and two side) are equipped by system of stereoscopic back projection with pair of data-projectors. Upper and lower images are produced by systems of mirrors. The user is in middle of the box. The user has virtual glasses of INFITEC type. The image is producing form VRML model of the forest by cubic projection on the walls with stereoscopic features. The image producing is supported by system of 9 computers integrated in grid. The user manages movement in the virtual forest. Movement is provided by space pilot. The virtual gloves allow select trees by touching the trees in breast height. After selection of crop trees and removed trees we can apply growth prognosis by SIBYLA simulator and go to the future forest by software teleporting. The system is still in phase of the development and will be finished till end of this year. The project is founded by European Union to support university infrastructure. The system will be implemented to educational process and specific courses called Forest Ecosystem Analysis and Modeling, and Computer Aided Forest Modeling.

Digitized by Google

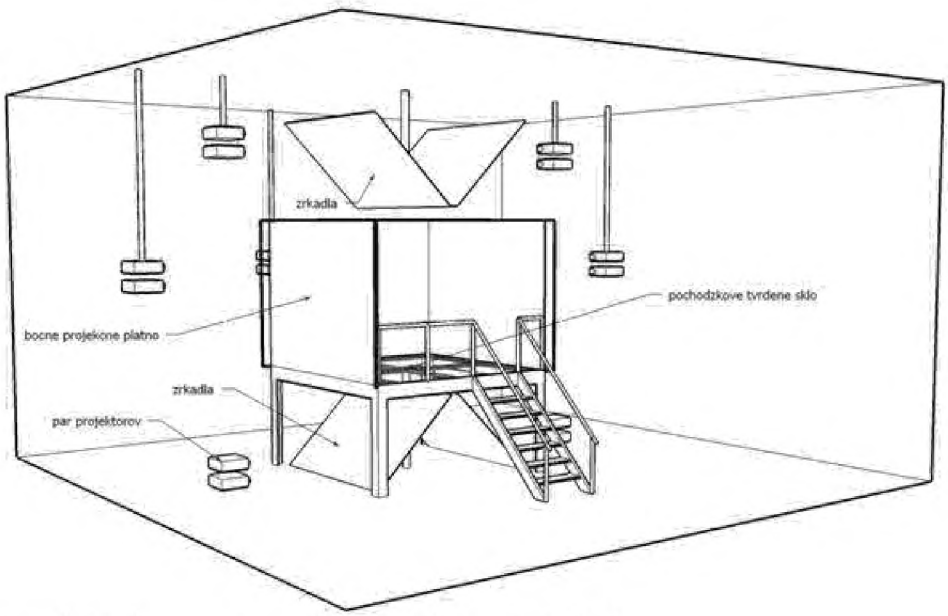


Figure 5: Project of virtual cave system at Technical University in Zvolen

3. Conclusion

Presented information system can be utilized for forestry education, training and e-learning. The growth simulator allows analyze consequences of long-term management strategies of forest user. Everything is performed in real time. This is not possible in reality, because feedback in reality is usually from 50 to100 years. This information system is very powerful tool for training of forest management on basis of interactive strategic game in internet environment. User of information system needs not to be afraid of forest ecosystem destroying. User can always go back to initial forest situation. This is also not possible in reality. User can experiment with the forest and search optimal management strategy. Then, user can prepare to real forest management by very progressive and attractive method.

Acknowledgements

The paper has been produced in frame of research project of national research agency VEGA Nr. 1/0618/12 – Modeling of growth processes with high resolution detail.

References

FABRIKA, M., (2005): Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA. Koncepcia, konštrukcia a programové riešenie. Habilitačná práca, Technická univerzita vo Zvolene, 238 s.

HASENAUER, H., (1994): Ein Einzelbaumsimulator für ungleichaltrige Fichten-Kieferen- und Buchen-Fichtenmischbestände. Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur, Wien, Band 8, 152 s.

NAGEL, J., (1996): Anwendungsprogramm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. Forst ind Holz, 3, s.76-78.

PRETZSCH, H., (1992): Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. Forstliche Forschungsberichte München, Nr.115, 358 s.

STERBA, H., (1995): PROGNAUS – ein absandsunabhängiger Wachstumssimulator für ungleichaltrige Mischbestände. DVFF – Sektion Ertragskunde, Joachimstahl, s.173-183.

Digitized by Google

Wachstum der Linde (*Tilia* cordata MILL.) entlang eines urbanen Klimagradienten. - Vorläufige Ergebnisse am Beispiel der Stadt Berlin -

Enno Uhl
Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising

Zusammenfassung
Am Beispiel der Winterlinde in Berlin wird untersucht, ob sich die Reaktionskinetik von Bäumen in Form langfristiger bzw. mittelfristiger Zuwachstrends und Zuwachsreaktionen auf Extremereignisse entlang eines urbanen Klimagradienten ausgehend vom Stadtzenrum hin zu Stadtrandgebieten ändert. Die Untersuchung macht sich zu Nutze, dass sich die Wuchsbedingungen der Stadtbäume aufgrund des Wärmeinseleffektes von großen Städten zwischen Stadtzentrum und Umland unterscheiden. Es wird unterstellt, dass die Wuchsbedingungen im Stadtzentrum aufgrund des höheren Trockenstresses unsgünstiger sind. Entlang von Transekten, die jeweils im Zentrum beginnen und bis zu stadtnahen Wäldern verlaufen, wurden Linden jahrringanalytisch untersucht. Der mittlere Radialzuwachs der Jahre 2001 bis 2011 wurde als Maß für das mittelfristige Zuwachsniveau herangezogen. Für die Analyse der Stressreaktion auf extreme Ereignisse wurde für das Jahr 1997 ein Resistenzindex berechnet. Beide Maße wurden regressionsanalytisch in Verbindung mit dem jeweiligen Abstand der Bäume vom Stadtzentrum gebracht. Die in die Untersuchung einbezogenen Probebäume der Transekte "Süd" und "West" zeigen hinsichtlich ihrer Reaktionskinetik unterschiedliche Verläufe, dies gilt sowohl hinsichtlich des Zuwachsniveaus als auf in Bezug auf das Resilienzverhalten. Die Bäume des "Süd"-Transektes verhalten sich annahmekonform, indem sie mit zunehmender Entfernung zur Stadtmitte ein höheres Zuwachsniveau und eine bessere Widerstandsfähigkeit zeigen. Dagegen zeigen die Bäume des "West"-Transektes ein entgegengesetztes Zuwachsverhalten. Folgende Analysen werden zusätzliche Parameter einschließen, die den tatsächlichen Verlauf des urbanen Klimagradienten verfeinerter widergeben als die reine Distanz zum Stadtzentrum, beispielsweise der Versiegelungsgrad.

Summary
The study presents preliminary results of the analysis of growth reaction of Small-leaved lime trees along an urban climate gradient in Berlin. Based on the urban heat island we assume that growth conditions tend from worser conditions within the city centre to better conditions in suburbs and surroundings. Lime trees were sampled along different transects each starting in the centre and running to the cities' egde. The mean annual radial growth of the years 2001 to 2012 was used as a measure for medium term growth level. For analysis of growth reaction patterns related to extreme events an index of resistence was calculated for the year 1997. Regression analysis showed that the trees of the south faced transect follow the assumption that trees growing more distant from the city centre have a higher growth level and better resistence. Trees of the west facing transect behaved contradictionary. Further analyses will include additional parameters (i.e. degree of sealing) that better reflect the real trend of the urban climate gradient than simply the distance.

Einleitung

Der Klimawandel wird, wenn auch regional in unterschiedlichem Ausmaß, zu einer Änderung der Standorteigenschaften und damit zu geänderten Wuchsbedingungen für Waldbäume führen. Je nach Baumart und Standort sind Verbesserungen oder Verschlechterungen der Wuchsbedingungen denkbar. Die Richtung und Intensität der Wachstumsreaktionen also Folge dieser Änderungen (vgl. Abb. 1) ist für die Forstwirtschaft mit Blick auf langfristige Baumarteneignung, Wuchsleistung und Widerstandsfähigkeit von hoher Relevanz. Die Analyse der Reaktionskinetik von Bäumen auf eine allmähliche Standortverschiebung gestaltet sich aufgrund ihrer Langlebigkeit jedoch schwierig. Treibhausversuche eignen sich zwar für detaillierte Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen, können aber nur einen kurzen Lebensabschnitt von Bäumen beleuchten. Daher bleibt die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die gesamte Lebensspanne von Bäumen eingeschränkt. Mit Hilfe von Prognosemodellen, basierend auf der Abbildung von physiologischen Prozessen, können Produktionsraten unter unterschiedlichen Bedingungen für verschiedene Alterstufen modelliert werden. Häufig mangelt es aber an geeigneten Validierungsdaten zur Verifizierung der Ergebnisse. Am besten dokumentieren langfristige ertragskundliche Versuchsflächen, auf denen der Zuwachsverlauf bereits seit Jahrzehnten beobachtet wird, mögliche Änderungen im Zuwachsgeschehen. So lassen sich auf zahlreichen Versuchsflächen des langfristigen ertragskundlichen Versuchswesens in Bayern während der letzten 50 Jahre auf Bestandsebene Zuwachssteigerungen feststellen, deren Volumenleistung weit oberhalb der besten Ertragstafelbonität liegt (PRETZSCH 2002). Lange Beobachtungsreihen liefern damit retrospektiv wichtige Erkenntnisse über Zuwachsänderungen auf bisher stattgefundene Standortänderungen.

Digitized by Google

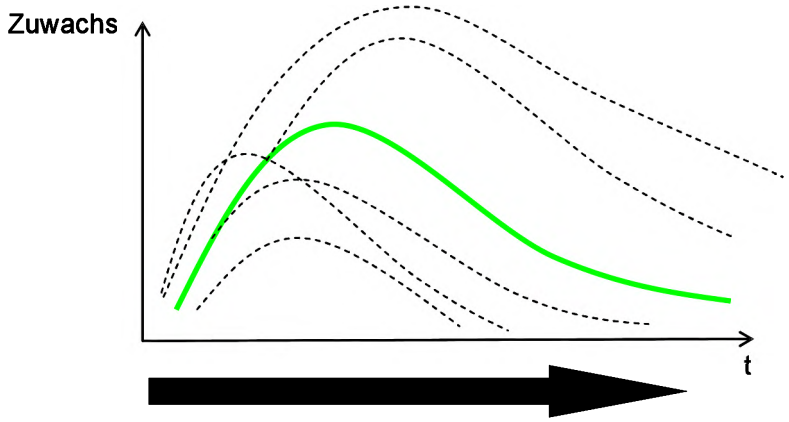


Abb.1 : Schematische Darstellung möglicher Abweichungen des Zuwachsverlaufes (gestrichelte Linien) vom "Normverlauf" (durchgezogene Linie) bei Veränderung der Standorteeigenschaften durch Klimawandel.

Der im folgenden vorgestellte Versuchsansatz nutzt Metropolen als großräumige Versuchsanlage zur Analyse der Reaktionskinetik von Bäumen auf unterschiedliche Klimakonstellationen. Aufgrund einer vergleichsweise größeren Bebauungsdichte im Zentrum und anthropogen bedingter Energiefreisetzung weisen ausreichend große Städte einen klaren Gradienten verschiedener Klimaparameter vom Stadtzentrum zum Stadtumland auf. Insbesondere der Wärmeinseleffekt (LANDSBERG 1981) führt zu einer Abnahme der durchschnittlichen Jahrestemperatur von etwa 0,06 K pro Kilometer vom Stadtzentrum in Richtung Peripherie (GRAVES 2001). STÜLPNAGEL (1987) führt eine Reihe wesentlicher Ursachen für ein modifiziertes Klima in Städten auf. So besteht ein höheres Wärmeleitvermögen und eine höhere Wärmekapazität der städtischen Böden aufgrund der überwiegend verbauten Materialien Beton und Asphalt. Zusätzlich führt die baustrukturbedingte Oberflächenvergrößerung tagsüber zu verstärkter Absorption der Strahlung. Die Strahlung wird in kurzwelliger Form wieder in die Umgebung reflektiert. Neben den strukturellen, Temperatur erhöhenden Eigenschaften führen künstliche Wärmeerzeugung und -abgabe durch Industrie, Kraftwerke, Gebäudewärme und Verkehr zu einer zusätzlichen Erwärmung der Stadt. Gleichzeitig wird durch anthropogen verursachte Emissionen der Treibhauseffekt in der Stadt verstärkt. Geringe Vegetationsdichte und rascher Oberflächenabfluss reduziert zusätzlich die kühlende Wirkung durch Verdunstung. Städte weisen zwar im Vergleich zum Umland eine 5% bis 10% höhere Niederschlagssumme auf (HÄCKEL 2005). Je nach Oberflächenbeschaffenheit wird der überwiegende Teil jedoch rasch oberflächlich abgeleitet und über die Kanalisation abgeführt, so dass er den Pflanzen nicht zur Verfügung steht.
Die geschilderten Stadtklimaeigenschaften folgen im idealen Fall einem kontinuierlichen Gradienten vom Stadtzentrum zum Stadtumland. Die hier vorgestellt Studie hat zur Hypothese, dass sich die verändernden Bedingungen auch im Wachstum von Stadtbäumen niederschlagen, also unterschiedliche Wachstumsraten von Stadtbäumen ausgehend vom Stadtzentrum zur Peripherie auftreten müssten. Dies wird sowohl für den langfristigen Zuwachstrend als auch für die Zuwachsreaktion auf kurzfristige Extremsituationen unterstellt. Am Beispiel der Stadt Berlin werden vorläufige Ergebnisse von Jahrringanalysen der Baumart Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.) vorgestellt. Die Analyse stützt sich auf ein Teilkollektiv aller Probebäume, welches zum Zeitpunkt der Textfassung dendrochronologisch ausgewertet war. Sie fokussiert in diesem Rahmen auf die Fragestellungen, ob sich Unterschiede im (i) mittelfristigen Zuwachsgeschehen und im (ii) Reaktionsmuster auf kurzfristige Ereignisse bei Stadtbäumen entlang eines urbanen Gradienten zeigen. Der Gradient wird dabei durch die Distanz des Einzelbaumes zum Stadtzentrum abgebildet und fungiert als unabhängige Variable.

Material und Methoden
Die Stadt Berlin gilt als die Stadt der Linden. Von den etwa 460.000 registrierten Stadtbäumen sind ca. 30% Lindenarten. Etwa die Hälfte davon wird durch die Winterlinde repräsentiert, sie ist damit der häufigste Stadtbaum in Berlin. Auch im Raum Brandenburg hat die Winterlinde einen nicht unerheblichen Anteil am natürlichen Waldaufbau. Aufgrund der Häufigkeit der Baumart und ihrer relativen Bedeutung für die Forstwirtschaft wurde die Winterlinde als Untersuchungsobjekt ausgewählt.
Durch das Stadtgebiet wurden zwei Transekte verlegt. Der eine folgt der Hauptwindrichtung von nordwestlicher Richtung nach Südosten beginnend in den Wäldern westlich von Spandau über Charlottenburg, Berlin Mitte und Treptow-Köpenick bis zum Müggelsee. Der zweite verläuft von Süden (Tempelhof) über Friedrichshain-Kreuzberg nach Berlin Mitte und dann leicht nach Osten abknickend über Lichtenberg nach Mahrzahn. Der Kreuzungspunkt beider Transekte liegt im Bereich des Moritzplatzes (Abbildung 2 links). Entlang der Transektverläufe wurden Straßen- und Parkbäume beprobt. Aufnahmepunkte in stadtnahen Wäldern bilden jeweils den Endpunkt der Transekte. Über das Baumkataster der Stadtbezirke wurden dazu im Bereich der Transekte Winterlinden im

Digitized by Google

Altersbereich zwischen 60 und 80 Jahren vorausgewählt. Vor Ort wurde dann die Eignung der Bäume überprüft und die endgültige Auswahl festgelegt. Insbesondere sollten die Probebäume keine Schädigungen oder umfangreiche Kronenschnitte aufweisen. Die hier vorgestellte Analyse stützt sich auf die Probebäume der Teiltransekte Mitte-Süden und Mitte-Westen (Abbildung 2 rechts) und umfasst insgesamt 115 Linden. Sie wurden im Herbst 2011 bzw. Frühjahr 2012 beprobt.

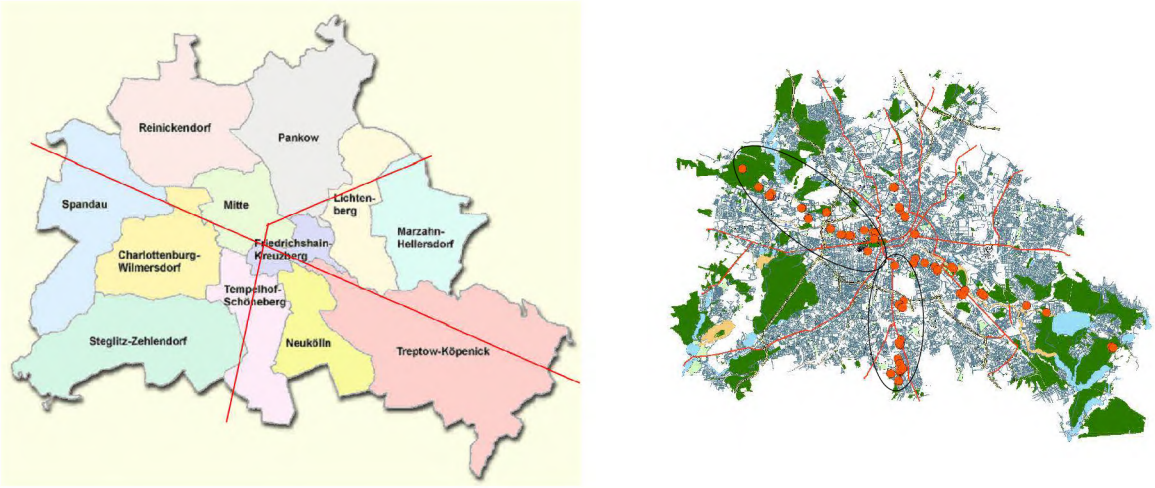


Abb. 2: Transektfestlegung für Probestandorte in Berlin (links), realisierte Probestandorte (rechts). Kreise markieren die in die Analyse einbezogenen Bäume.

Das Messprogramm umfasste die Erhebung des Brusthöhendurchmessers, der Baumhöhe sowie der Höhe des Kronenansatzes. Zusätzlich wurde die Krone in ihrer Ausdehnung in den vier Haupthimmelsrichtungen abgelotet. Desweiteren wurden Eigenschaften des Standraums wie beispielsweise die Größe der Baumscheibe (nicht versiegelte Standfläche), die Art der Standfläche (Straßenrandbaum, Lage im Mittelstreifen, Parkbaum) sowie die Koordinaten des Baumes erfassst. Zur retrospektiven Analyse des Zuwachses wurden je Baum zwei Bohrkerne, jeweils um 90° versetzt von Norden und Osten in Höhe von 1,3 m gewonnen.

Tab. 1: Kennwerte der Probebäume.

	Durchmesser	Höhe	Kronenansatz	Kronenprojektionsfläche	Distanz Brandenburger Tor
N = 115	cm	m	m	m^2	m
mean	**39,7**	**17,5**	**4,7**	**74,7**	**9.045**
min	16,5	9,3	2,1	19,8	1.220
max	70,1	29,1	13,7	225,9	16.202

Die Bohrkerne wurden mit einem Microtom abgeschliffen und mit Hilfe eines Digitalpositiometers nach Johann (Biritz + Hatzl GmbH, Österreich) ausgewertet. Nach einer visuellen Synchronisierung aller Jahrringserien wurden die Zuwachswerte der zwei Bohrkerne pro Baum gemittelt.
Als Stadtzentrum im Sinne der Untersuchung wurde die Lage des Brandenburger Tores festgelegt. Aus den gemessenen Koordinaten der Probebäume konnte somit die Distanz jedes Baumes zum Stadtzentrum ermittelt werden. Zur Analyse des mittel- bzw. langfristigen Zuwachsniveaus der Probebäume wurde der mittlere jährliche Radialzuwachs der letzten zehn Jahre (2001 – 2010) herangezogen. Dieser wurde mittels einfacher Regressionsanalyse (lineares Modell) in Abhängigkeit zum Baumdurchmesser und zur Entfernung des Baumes zur Stadtmitte gesetzt.
Zur Analyse der Reaktionskinetik auf Extremereignisse wurde aus den - aufgrund des unterschiedlichen Alters der Jahrringreihen zunächst trendbereinigten - Zuwachsgängen der Einzelbäume das Jahr 1997 als ein Jahr mit deutlich unterdurchschnittlichem Zuwachs identifiziert. Die Trendbereinigung erfolgte mittels eines kubischen Splines mit 50 prozentiger Frequenzreduktion bei 2/3 der Zeitreihenlänge (COOK und KAIRIUKSTIS 1992). Sodann wurde für das Jahr 1997 anhand der absoluten Jahrringzuwächse im Anhalt an LLORET et al. (2011) in Verbindung mit dem durchschnittlichen Zuwachs einer dreijährigen Vorperiode ein Index für den Zuwachseinbruch (Resistenz) ermittelt. Auch dieser Reaktionsindex wurde über einen linearen Ausgleich in Beziehung zur Baumdimension und Distanz zum Stadtzentrum gesetzt.

Digitized by Google

Ergebnisse

Zuwachstrend

Im folgenden werden die Ergebnisse jeweils getrennt nach den Transekten "Süd" und "West" dargestellt. Der langfristige Zuwachsverlauf aller erfasten Bäume zeigt im Transekt "Süd" eine insgesamt höhere Variabilität im Vergleich zum Transekt "West". In beiden Transekten zeichnet sich jedoch eine Reduzierung des Zuwachsniveaus in den letzten 20 Jahren ab (Abbildung 3).

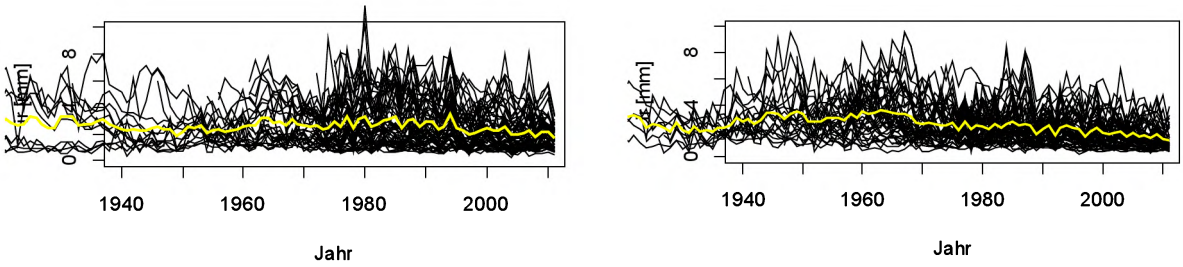


Abb. 3: Langfristige Zuwachsverläufe der Einzelbäume für das Transekt "Süd" (links) und Transekt "West" (rechts), die fett gedruckte Linie markiert den Mittelwert aus den jährlichen Zuwachswerten.

Bei der Betrachtung des mittleren Radialzuwachses der letzten zehn Jahre zeigte der Durchmesser beim regressionsanalytischen Ausgleich keinen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis, sodass er aus dem Modell entfernt wurde. Im verbleibenden Modell

$$ir.mean_10 = a_0 + a_1 * dist + \varepsilon \quad (1)$$

ir.mean_10 : mittlerer jährlicher Radialzuwachs der Jahre 2001 bis 2011

a_0, a_1: Schätzparameter

dist: Distanz des Baumes vom Stadtzentrum in m

ε: Fehlerterm

wirkt für beide Transekte die Entfernung zum Stadtzentrum signifikant auf den mittleren Zuwachs der letzten 10 Jahre. Jedoch ist die Wirkung zwischen beiden Transekten entgegengesetzt (Abbildung 4 und Tabelle 2). So nimmt der Zuwachs im Transektverlauf des südlichen Transekts von der Stadtmitte zum Stadtrand um 0,1 mm pro Kilometer zu. Hingegen sinkt im Transektverlauf "West"der Radialzuwachs um 0,06 mm pro Kilometer Entfernung zum Stadtzentrum.

Abb. 4: Scatterplot der durchschnittlichen Zuwächse der letzten 10 Jahren pro Baum (ir.mean_10) aufgetragen über ihre jeweilige Distanz zum Stadtzentrum, links Transekt "Süd", rechts Transekt "West".

Tab. 2: Statistische Kennwerte zur Regression nach Formel 1, links Transekt "Süd", rechts Transekt "West"

lm: ir.mean_10 ~ dist	Transekt "Süd"		
	estimate	se	p-value
a_0	1,648	0,2880	.000
a_1	1.295 E-04	2,801 E-05	.000

lm: ir.mean_10 ~ dist	Transekt "West"		
	estimate	se	p-value
a_0	3,111	0,2030	.000
a_1	-6,212 E-05	2,000 E-05	.003

Zuwachsreaktion auf Extremereignisse

Die mittel eines kubischen Splines altertrendbereinigten Zuwachsverläufe der Einzelbäume zeigen über den insgesamt erfassten Zeitraum eine ganze Reihe von deutlichen Zuwachsspitzen aber auch -depressionen. Häufig wechseln die Extremwerte in kurzen zeitlichen Intervallen (Abbildung 5). Der von Lloret et al. (2011) zur

Digitized by Google

Berechnung der Resistenz verwendete mittlere Zuwachs einer fünfjährigen Periode machte hier wenig Sinn. Die Periodenlänge wurde deshalb auf drei Jahre verkürzt. Am deutlichsten zeichnet sich das Jahr 1997 mit unterdurchschnittlichem Zuwachs über alle Bäume ab und wird hier als extreme Stresssituation betrachtet.

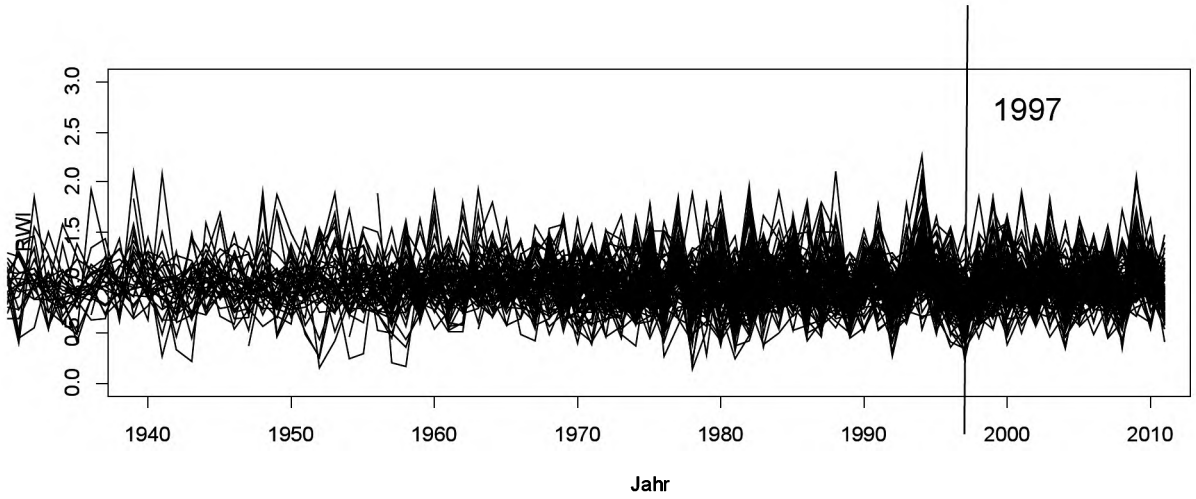


Abb. 5: Die mit Hilfe eines kubischen Splines alterstrendbereinigten Zuwachsverläufe (RWI) zeigen einen häufigen Wechsel zwischen zuwachsgünstigen und -ungünstigen Jahren.

Der Resistenzindex (Rt) relativiert den Zuwachs im Extremjahr am mittleren Zuwachs der dreijährigen Referenzperiode. Er stellt damit ein Maß für die Wiederstandsfähigkeit von Bäumen gegen kurzfristige, ungünstige Wuchsbedingungen dar. Insgesamt zeigen die Bäume einen mittleren Zuwachseinbruch von 27%, mit einer Spannweite von 80% bis -190%. Die Analyse der Resistenz in Bezug auf die Entfernung des Wuchsortes vom Stadtzentrum folgt der Formel:

$$Rt = a_0 + a_1 * dist + \varepsilon \qquad (2)$$

Rt : mittlerer jährlicher Radialzuwachs der Jahre 2001 bis 2011

a_0, a_1: Schätzparameter

dist: Distanz des Baumes vom Stadtzentrum in m

ε: Fehlerterm.

Für die Bäume des "Süd"-Transekts zeigt sich ein signifikanter Einfluss der Distanz auf die Reaktionskinetik. Wenn auch im niedrigen Prozentbereich, so nimmt die Widerstandsfähigkeit mit zunehmender Distanz vom Stadtzentrum zu (Abbildung 6, Tabelle 3). Die Wuchsreaktion der Bäume des "West"-Transekts auf die Extremsituation im Jahr 1997 ist nicht linear. Eine zunächst zunehmende Resistenz mit zunehmender Entfernung nimmt im äußeren Stadtbereich wieder ab. Die Distanz zeigt damit keinen signifikanten Einfluss auf die Zuwachsreaktion im Extremjahr.

Abb. 6: Scatterplot des Resistenzindes pro Baum (Rt) aufgetragen über ihre jeweilige Distanz zum Stadtzentrum, links Transekt "Süd", rechts Transekt "West".

Tab. 3: Statistische Kennwerte zur Regression nach Formel 2, links Transekt "Süd", rechts Transekt "West"

lm: Rt ~ dist	Transekt "Süd"		
	estimate	se	p-value
a_0	0,5793	0,0821	.000
a_1	1,686 E-05	0,00	0,0322

lm: Rt ~ dist	Transekt "West"		
	estimate	se	p-value
a_0	0,6997	0,0675	.000
a_1	2,052 E-06	7,226 E-06	0,777

Digitized by Google

Diskussion

Grundsätzlich verfolgt die Studie das Ziel, zu prüfen, ob sich Metropolen aufgrund ihres Stadtklimagradienten als große Klimalabore eignen, in denen sich unterschiedliche Wachstumsreaktionen erkennen lassen. Sie untersucht lang- und kurzfrsitige Reaktionsmuster im Baumwachstum entlang ausgedehnter Transekte ausgehend vom Stadtzentrum bis hin zu stadtnahen Wäldern in der Peripherie.

Die Kernhypothese der Untersuchung geht von der Annahme aus, dass sich aufgrund des Stadtklimaeffektes in Städten ein Gradient von eher ungünstigen Wuchsbedingungen im Stadtzentrum zu eher günstigen Wuchsbedingungen am Stadtrand ausbildet. Getragen wird diese Annahme dadurch, dass im Stadtzentrum die Jahresdurchschnittstemperatur höher ist als in weiter außen gelegenen Stadtteilen bzw. im Umland. Auch wenn der gemessene durchschnittliche Jahresniederschlag (z.B. KERSCHGENS 1999) aufgrund des höheren Aerosolgehalts im Stadtzentrum höher ist als im Umland, steht dieses Plus der Vegetation aufgrund des versiegelungsbedingten raschen Abflusses nicht zur Verfügung. Vielmehr reduziert sich die verfügbare Wassermenge durch die Abführung des Oberflächenabflusses über die Kanalisation. In Kombination ergibt sich für Bäume im Stadtzentrum ein höherer Trockenstress als im Umland. Es wird weiter angenommen, dass witterungs- und anthropogen bedingte Faktoren, die sich begünstigend auf das Wachstum auswirken können, die vorher geschilderten Faktoren nicht kompensieren können. Begünstigende Faktoren können beispielsweise eine Verlängerung der Vegetationsperiode durch höhere Temperaturen im Stadtzentrum sein (RÖTZER 2007) oder erhöhte CO_2-Konzentrationen durch Verkehr, Industrie und Hausbrand.

Die vorläufigen Ergebnisse scheinen die Hypothese zum Teil zu belegen, zum Teil aber auch zu widerlegen. So zeichnet das untersuchte Transekt "Süd" eine signifikante Steigerung der Zuwachsraten vom Stadtzentrum zur Peripherie nach. Das Transekt "West" verhält sich gegenläufig. Bezüglich der Resistenz gegenüber Extremsituationen zeigt wiederum das Transekt "Süd" eine zunehmende Resistenz mit zunehmender Entfernung zum Stadtzentrum. Die Unabhängigkeit der gefundenen Zusammenhänge von der Baumdimension (Durchmesser) lässt hier zumindest auf einen allgemeinen Trend schließen. Die untersuchten Bäume des westlichen Transekts zeigen zunächst eine zunehmende Resistenz mit zunehmender Entfernung zur Stadtmitte, die dann im weiteren Verlauf wieder abnimmt. Dies führt schließlich zu keinem signifikanten Ergebnis. Es müssen detailliertere Analysen der jeweils herrschenden Wachstumsbedingungen folgen. Die Distanz zum Stadtzentrum reicht als erklärende Variable des Zuwachses vermutlich nicht aus. So wird beispielsweise das Temperaturregime eines Stadtbereiches im wesentlichen durch seine Bebauungsdichte beeinflusst. Im Falle von Berlin nimmt diese nicht kontinuierlich mit der Entfernung zum Stadtzentrum ab, so dass sich nichtkonzentrische Bereiche gleicher Klimakonstellation ergeben. Eine Verfeinerung des Entfernungsindex in Verbindung mit beispielsweise einem Versiegelungsindex spiegelt die jeweilige Situation sicherlich realitätsnaher wider. Es erscheint sinnvoll, weitere Faktoren in die Analyse einzubeziehen. Hydrologische Karten machen beispielsweise deutlich, dass der Flurabstand des Grundwassers in Berlin geologisch bedingt eine große Bandbreite aufweist. Das Urstromtal durchquert Berlin von südöstlicher in nordwestlicher Richtung. Die Flurabstände des Grundwassers sind hier durchgehend niedrig. Das von uns gewählte Transekt "West" folgt genau dem Verlauf des Urstromtals. Nördlich und südlich des Urstromtal grenzen Hochebenen an, die die Flurabstände des Grundwassers deutlich zunehmen lassen. Der "Süd"-Transekt startet im Urstromtal und verläuft dann auf der südlichen Hochebene.

Interessant erscheint eine detailiertere Analyse des langfristigen Zuwachsverlauf der Bäume. Wenn die Bebauungsdichte das Klimaregime in den einzelnen Stadtbezirken beeinflusst, so muss sich in den letzten 60 Jahren auch eine Verschiebung bzw. Zunahme des Klimagradienten ergeben haben. Berlin erfuhr nach dem zweiten Weltkrieg eine Wiederaufbauphase und eine zunehmende Versiegelung zentrumsnaher Areale. Erste Hinweise auf einen möglichen Effekt der städtebaulichen Entwicklung auf das Baumwachstum zeigen die langfristigen Zuwachsverläufe der beprobten Bäume. Insbesondere in den letzten 20 Jahren scheint sich eine Niveauabsenkung des Zuwachses bemerkbar zu machen (Abbildung 3).

Die hier vorgestellte Studie ist Teil einer größeren Untersuchung. Mit dem gleichen Untersuchungsdesign wird in insgesamt sechs bis acht Metropolen weltweit das Baumwachstum entlang von urbanen Klimagradienten analysiert. Die ausgewählten Städte decken dabei die Großklimaregionen boreal, temperiert, mediterran und subtropisch ab. Grundsätzlich soll dadurch geklärt werden, ob sich die Reaktionskinetik von Bäumen entlang von urbanen Gradienten tendentiell gleichsinnig ändert. Zum anderem soll geprüft werden, ob sich die gefundenden Wachstumsreaktionen nutzbar machen lassen, um Vorhersagen zum Baumwachstums unter Klimawandel treffen zu können. Da sich der Klimawandel in den genannten Klimaregionen unterschiedlich ausprägen wird, ist auch die Kenntnis über das regionsspezifische Reaktionsmuster von Bäumen notwendig, um eine Übertragbarkeit der Ergebnisse sicher zu stellen.

Danksagung

Wir danken der Audi Stiftung für Umwelt für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens sowie der Senats- und den Bezirksverwaltungen der Stadt Berlin für die Genehmigung der Probenahme und die freundliche Unterstützung bei der Auswahl der Probebäume.

Digitized by Google

Literaturverzeichnis

Cook, E. R. und Kairiukstis, L. A. (1992): Methods of Dendrochronology. Kluwer Academic Publisher, Dodrecht, 394 S.

Graves, H. M., Watkins, R., Westbury, P. and Littlefair, P. J. (2001): Cooling buildings in London. BR 431, CRCLtd, London.

Häckel, H. (2005): Meteorologie. Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 S.

Kerschgens, M. (1999) : Stadtklima und Luftreinhaltung, Springer Verlag Heidelberg. 2. Auflage. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft.

Landsberg, H. (1981): The urban Climate. Academic Press, New York, 275 S.

Lloret, F., Keeling, E. G., Sala, A. (2011): Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. Oikos, 120, 1909-1920.

Pretzsch, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey Buchverlag Berlin, 414 S.

Rötzer, Th. (2007):Auswirkungen des Stadtklimas auf die Vegetation. Promet 33(1/2): 40-45.

Stülpnagel, A. V. (1987): Klimatische Veränderungen in Ballungsgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Ausgleichswirkung von Grünflächen, dargestellt am Beispiel von Berlin (West). Dissertation an der TU Berlin

Digitized by Google

Konzept zur standort- und behandlungssensitiven Modellierung des Durchmesserzuwachses

MATTHIAS ALBERT, MATTHIAS SCHMIDT und EGBERT SCHÖNFELDER
Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

1 Einleitung

Eine standort- und behandlungssensitive Modellierung des Durchmesserzuwachses ist neben der standortsensitiven Modellierung des Standort-Leistungs-Bezuges für die Beantwortung unterschiedlicher waldwachstumskundlicher Fragestellungen unter sich wandelnden Klimabedingungen wichtig. Ziel des vorgestellten Konzeptes ist es, mit Hilfe hierarchisch aufgebauter Modelle die verfügbare Datenbasis bestmöglich zu nutzen und die Einflüsse des Klimas, des Bodens und der waldbaulichen Behandlung auf den Durchmesserzuwachs des Einzelbaumes zu quantifizieren. Ein besonderer Fokus liegt dabei auf der Überprüfung potenzieller Effekte von klimasensitiven Standortvariablen auf den Durchmesserzuwachs. Am Beispiel der Baumart Fichte (*Picea abies,* (L.) Karst.) werden die ersten beiden Modellstufen, ein „Klimaeffektmodell" und ein „Bodeneffektmodell", vorgestellt. Die Entwicklung des Modellierungskonzeptes und die Überprüfung der prinzipiellen Eignung des Schätzansatzes stehen in diesem ersten Arbeitsschritt zur Entwicklung eines operationalen standort- und behandlungssensitiven Durchmesserzuwachsmodells im Vordergrund.

2 Material und Methoden

Die zur Verfügung stehenden ertragskundlichen, klimatischen und bodenkundlichen Daten sind von unterschiedlicher Struktur und räumlicher Abdeckung. Zum einen werden Inventurdaten und Versuchsflächenaufnahmen kombiniert, zum anderen decken die Klimaparameter das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ab, während die bodenkundlichen Parameter nur für die Region Niedersachsen zur Verfügung stehen, da dies der Parametrisierungsbereich des verwendeten Regionalisierungsmodells (Overbeck et al., 2011) ist.

2.1 Ertragskundliche Daten

Als Parametrisierungsdatensatz für die standortsensitive Modellierung des Durchmesserzuwachses werden die mit Fichten bestockten Inventurpunkte der Bundeswaldinventur I und II der westlichen Bundesländer sowie ausgewählte ertragskundliche Fichten-Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA), des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde (LFE) und des Kompetenzzentrums Wald und Forstwirtschaft im Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS) verwendet. Da der Modellierungsansatz auf einer direkten Schätzung des Durchmessers beruht, gehen die insgesamt 271.517 gemessenen Fichtendurchmesser an 11.837 über ganz Deutschland verteilten Punkten (Beständen) als abhängige Variable in das Modell ein. Zu jedem gemessenen Durchmesser enthält der Datensatz ein korrespondierendes Baumalter. Das daraus berechnete Keimjahr wird als erklärende Variable verwendet und dient dabei als Proxy-Variable für alle zeitdynamischen Einflussgrößen wie z.B. die Stickstoffdeposition. Die große Datenbasis gewährleistet, dass ein großer Standortsgradient im Parametrisierungsdatensatz repräsentiert ist.

2.2 Klimatische und bodenkundliche Parameter

Als erklärende Variablen werden die klimatischen Parameter Temperatursumme in der Vegetationszeit (Temp) und Aridität sindex (Ari) nach de Martonne (1926) herangezogen. Die Vegetationszeit wird dabei dynamisch und baumartspezifisch berechnet (vgl. Menzel, 1997; v.Wilpert, 1990). Die mit dem regionalen Klimamodell WETTREG (Spekat et al., 2006) projizierten Klimaparameter werden für die Klimanormalperiode 1961 bis 1990 bilanziert. Mit einem kombinierten geostatistischen regressionsanalytischen Ansatz auf Basis eines verallgemeinerten additiven Modells (Wood, 2006) werden die projizierten Klimaparameter regionalisiert bzw. für die Mittelpunktkoordinaten der Inventurpunkte sowie Versuchsflächenparzellen geschätzt. Anhand dieser Daten wird die erste Modellstufe („Klimaeffektmodell") parametrisiert.
Als Bodenparameter werden die Bodennährstoffversorgung (Nähr), die nutzbare Feldkapazität (nFK) und der Grundwasseranschluss verwendet. Diese Parameter stehen für diese Untersuchung in entsprechend hoher Qualität nur über die Forstliche Standortskartierung des Niedersächsischen Forstplanungsamtes zur Verfügung. Neben den direkt angesprochenen Nährstoffklassen dient ein statistisches Regionalisierungsmodell zur flächendeckenden Schätzung der nutzbaren Feldkapazität (Overbeck et al., 2011). Die räumliche Beschränkung der zu verwendenden Bodenparameter auf die von den Niedersächsischen Landesforsten bewirtschafteten Landes- und betreuten Genossenschaftswälder reduziert den oben genannten Parametrisierungsdatensatz für diese zweite Modellstufe („Bodeneffektmodell") auf 136.439 Durchmesserbeobachtungen an 453 Punkten.
Ein räumlicher Trend quantifiziert den Einfluss der geografischen Lage auf die Standortleistungsfähigkeit und subsummiert sämtliche Effekte, wie z.B. den Windeinfluss, die nicht explizit von den anderen Modellvariablen beschrieben werden. Weitere Standortsvariablen wurden im Rahmen der Modellbildung durch Modellvergleiche auf Basis des Bayesian Information Criterion (BIC) ausgeschlossen.

Digitized by Google

In Tabelle 1 und 2 sind die Parametrisierungsdatensätze des „Klimaeffektmodells“ und des „Bodeneffektmodells“ anhand von Kennwerten der Verteilung sowie von Klassenbesetzungen für die kategorischen Variablen beschrieben.

Tab. 1: Kennwerte des Parametrisierungsdatensatzes für das „Klimaeffektmodell“.

	min	1.Quantil	Mittelwert	3.Quantil	max
Alter [a]	9	35	61	84	350
BHD [cm]	5,1	14,9	24,8	33,2	118,4
Ari	26,6	42,2	53,3	59,7	147,1
Temp [°C]	95	1623	1837	2115	2774

Tab. 2: Kennwerte des Parametrisierungsdatensatzes für das „Bodeneffektmodell“ (die geschweifte Klammer kennzeichnet Klassen, die aufgrund von nicht signifikanten Modelleffekten bei der Modellselektion zusammen efasst wurden). g

	min	1.Quantil	Mittelwert	3.Quantil	max
Alter [a]	10	32	59	85	158
BHD [cm]	5,1	14,0	24,3	33,3	80,7
Ari	27,9	44,2	54,5	65,7	83,0
Temp [°C]	1002	1523	1750	2030	2335
nFK [mm]	36	115	138	148	258

	Klasse	Anzahl
Nähr Bergl.	schlecht	22.979
	mittel	94.539
	gut	1.242
Nähr Tiefl.	schlecht	
	mittel	} 17.679
	gut	
Grundwasser	kein bzw. starker Einfluss	132.278
	mäßiger Einfluss	4.161

Vergleicht man die Werte der Verteilungen des Ariditätsindex und der Temperatursumme in der Vegetationszeit für den deutschlandweiten Datensatz (Tab. 1) mit denen der niedersächsischen Teilmenge (Tab. 2), so wird bereits an diesen einfachen Kennwerten deutlich, dass im Parametrisierungsdatensatz für das Bodeneffektmodell Standorte mit hohen Ariditätsindexwerten und hohen Temperatursummen fehlen. Dies bestätigt, dass bei der vorliegenden Datenstruktur ein hierarchischer Modellaufbau notwendig ist, um die Effekte der einzelnen Klima- und Bodenparameter auf das Durchmesserwachstum bestmöglich abzubilden.
Die regionalisierte nutzbare Feldkapazität (nFK) ist auf 1m bilanziert. Die Klassifizierung der Bodennährstoffe (Nähr) folgt der Niedersächsischen Forstlichen Standortskartierung mit der Unterscheidung von Bergland- und Tieflandstandorten. Für Berglandstandorte werden im Rahmen der Modellbildung aufgrund der Klassenbelegungen und signifikant unterschiedlicher Modelleffekte die drei Nährstoffklassen schlecht, mittel und gut gebildet. Für Tieflandstandorte kann für diesen Datensatz nur eine gemeinsame Klasse ausgewiesen werden. Zur Erfassung des Grundwassereinflusses werden die drei Klassen kein, mittlerer und starker Grundwassereinfluss unterschieden. Dabei weisen Standorte ohne Grundwasseranschluss und mit starkem Grundwassereinfluss keinen statistischen Unterschied auf und werden folglich zu einer Klasse zusammen gefasst.

2.3 Modellierungsansatz

Das Grundprinzip des hier gewählten Modellierungsansatzes zur Durchmesserschätzung ist ein hierarchischer Aufbau der drei statistischen Teilmodelle zur Beschreibung des klimatischen Einflusses („Klimaeffektmodell“), zur Berücksichtigung der bodenkundlichen Effekte („Bodeneffektmodell“) und zur Quantifizierung der behandlungsabhängigen Reaktionen („Bestandeseffektmodell“). Dabei werden folgende Hypothesen aufgestellt: (1) Ein Top-down Ansatz ist aufgrund der Datenstruktur für eine standort- und behandlungssensitive Durchmesserzuwachsmodellierung notwendig und geeignet, wenn Variablen, die erst in späteren Schritten integriert werden, annähernd ausbalanziert sind. Diese Annahme kann im vorliegenden Fall aufgrund der sehr großen Datenmengen und der vergleichweise kleinräumigen Variation von Bodenparametern, Bestandesstrukturen und Bewirtschaftungsarten als gerechtfertigt gelten. (2) Ein Grundmodell mit biologisch interpretierbaren mathematischen Eigenschaften, z.B. Wendepunkte und Asymptote, ist als oberste Stufe in der Modellhierarchie vorteilhaft, da dadurch eine Reduktion der Korrelation zwischen den Parametern erreicht wird, was für eine anschließende Modellierung der Standortseffekte als vorteilhaft beurteilt werden kann.
Nachfolgend werden die Ansätze des Klima- und Bodeneffektmodells vorgestellt.

Digitized by Google

2.3.1 oberste Modellstufe - Klimaeffektmodell

Als Grundmodell wird eine modifizierte Bertalanffy-Funktion zur Schätzung eines mittleren Durchmesserverlaufes über dem Alter gewählt. Dieses Wachstumsmodell wird als nichtlineares gemischtes Modell im Statistikpaket *R* 2.14.1 (R Development Core Team, 2006) unter Verwendung der Bibliothek *nlme* 3.1-102 (Pinheiro et al., 2011) geschätzt und ist wie folgt spezifiziert (vgl. Schönfelder, 1987):

$$d_{ijk} = p_{1i}(1 - 1/3 \cdot \exp(p_3 / p_{1i} \cdot (p_2 - alt_{ijk}) \cdot 9/4))^3 + \varepsilon_{ijk} \quad [1]$$

mit
- d Brusthöhendurchmesser [cm]
- alt Baumalter
- i Bestand (Plot)
- j Baum
- k Aufnahmezeitpunkt
- $p_{1i} \sim N(0,D_1)$ Zufallseffekte auf p_1 (Plotebene) für die Normalverteilung mit Mittelwert 0 und positiv-definiter Kovarianzmatrix D unterstellt wird
- $\varepsilon_{ijk} \sim N(0,\sigma^2)$

In der modifizierten Bertalanffy-Funktion bezeichnen die Parameter p_1 die Asymptote [cm], p_2 den Zeitpunkt des maximalen Durchmesserzuwachses [a] und p_3 den maximalen Durchmesserzuwachs [cm/a]. Im nächsten Schritt wird der Parameter p_1 als Funktion von Klimavariablen geschätzt und somit das „Klimaeffektmodell" erstellt. Das Ergebnis der Variablenselektion lässt sich wie folgt beschreiben:

$$d_{ijk} = (\alpha_{1i} + f_1(ari_i) + f_2(temp_i) + f_3(KJ_{ij}))(1 - 1/3 \cdot \exp(p_3 /(\alpha_1 + f_1(ari_i) + f_2(temp_i) + f_3(KJ_{ij})) \cdot (p_2 - alt_{ijk}) \cdot 9/4))^3 + \varepsilon_{ijk} \quad [2]$$

mit
- $\alpha_{1i} \sim N(0,D_1)$ Zufallseffekte auf α_1 (Interzept) für die Normalverteilung mit Mittelwert 0 und positiv-definiter Kovarianzmatrix D unterstellt wird
- f_1,f_2,f_3 Funktionen zur Beschreibung von potenziell nicht-linearen Modelleffekten auf p_1
- ari_i Aridităsindex an Plot i
- $temp_i$ Temperatursumme in der Vegetationszeit an Plot i [°C/1000]
- KJ_{ij} Keimjahr des Baumes j in Bestand i [1/1000]

Zur Analyse der Effektverläufe von Aridităsindex, Temperatursumme und Keimjahr auf den Parameter p_1 wird ein verallgemeinertes additives Modell (Wood, 2006) angepasst. Dazu werden die Zufallseffekte des Parameters p_1 aus Modell (1) als Funktion von potenziellen Prädiktoren wie folgt beschrieben:

$$p_{1i} = \alpha + f_1(ari_i) + f_2(temp_i) + f_3(KJ_{ij}) \quad [3]$$

mit
- f_1,f_2,f_3 Funktionen zur Beschreibung von potentiell nicht-linearen Modelleffekten auf p_1

2.3.2 zweite Modellstufe - Bodeneffektmodell

Auf der zweiten Hierarchieebene werden der Erwartungswert des Durchmessers aus dem „Klimaeffektmodell" und Bodenparameter als erklärende Variablen herangezogen. Das „Bodeneffektmodell" wird als verallgemeinertes gemischtes additives Modell (GAMM) spezifiziert und unter Verwendung der Bibliothek *mgcv* 1.6-0 (Wood, 2006) und *nlme* (Pinheiro et al., 2011) und *glmmPQL* (Ripley et al., 2012) parametrisiert. Die allgemeine Form lautet:

$$\log(E[d_{ijk}]) = \beta_0 + f_1(E_{KM}[d_{ijk}]) + Nähr_i^T \beta_1 + f_2(nFK_i) + GruWa_i^T \beta_2 + Zb_i; \quad E[d_{ijk}] \sim Gamma \quad [4]$$

mit
- $E[d_{ijk}]$ Erwartungswert des Durchmessers im Bestand i an Baum j zum Aufnahmezeitpunkt k
- $E_{KM}[d_{ijk}]$ logarithmierter Erwartungswert des Durchmessers aus dem Klimaeffektmodell
- $Nähr$ Bodennährstoffkategorie
- nFK nutzbare Feldkapazität
- $GruWa$ Kategorie des Grundwassereinflusses
- β_0 Regressionskoeffizient
- β_1, β_2 Vektoren von Modellkoeffizienten
- f_1, f_2 Funktionen zur Beschreibung von potenziell nicht-linearen Modelleffekten auf $E[d_{ijk}]$
- Z Modellmatrix der Zufallseffekte
- $b_i \sim N(0,\psi)$ Vektor der Zufallseffekte für die Normalverteilung mit Mittelwert 0 und positiv-definiter

Digitized by Google

Kovarianzmatrix ψ unterstellt wird.

3 Ergebnisse

3.1 Klimaeffektmodell

Die Koeffizienten und statistischen Kennwerte des spezifizierten Grundmodells (Formel 1) sind wie folgt:

```
      Value  Std.Error     DF  t-value p-value
p1 95.68986 0.31146891 259678 307.2212       0
p2 58.18974 0.15054010 259678 386.5398       0
p3  0.47331 0.00133136 259678 355.5096       0

Streuung der Zufallseffekte:
                     lower     est.    upper
Standardabw.(p1) 21.80503 22.15629 22.51321

Reststreuung innerhalb von Beständen/Stichprobenpunkten:
   lower     est.    upper
5.574087 5.589276 5.604507
```

Das Pseudo-Bestimmtheitsmaß bei ausschließlicher Verwendung der festen Effekte beträgt 0,246. Unter Zuhilfenahme der Zufallseffekte können 80 % der Streuung erklärt werden. Dieses Modell stellt den mittleren Alters-Durchmesserverlauf über alle Standorte und Bestandesbehandlungen in Deutschland dar. Es gilt im nächsten Schritt, den Einfluss des großräumigen Klimas auf diesen mittleren Verlauf zu quantifizieren. Zu diesem Zweck werden die Muster der partiellen Effekte von ausgewählten Klimavariablen auf den Parameter p_1 mit Hilfe eines verallgemeinerten additiven Modells (GAM, Formel 3) analysiert. Die Modelleffekte sind alle hochsignifikant und die partiellen Effekte zeigen mehr oder weniger nicht-lineare Verläufe (Abbildung 1).

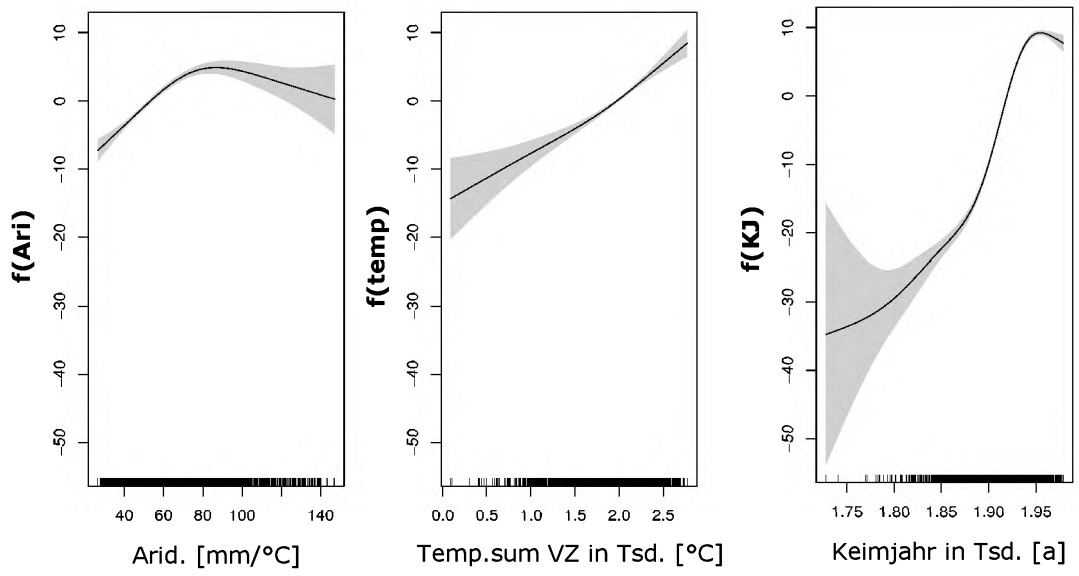


Abb. 1: Die mittels GAM (Formel 3) geschätzten partiellen Effekte des Ariditätsindex (Ari), der Temperatursumme in der Vegetationszeit (Temp) und des Keimjahres (KJ) auf den Parameter p_1 des Grundmodells.

Die Verläufe der partiellen Effekte erscheinen prinzipiell plausibel. Unter sonst konstanten Standortsbedingungen hat zunehmende Trockenheit einen negativen Einfluss auf den maximal erreichbaren Durchmesser (p_1), während ein höheres Temperaturangebot sich positiv auf p_1 auswirkt. Das Absinken des Ariditätseffektes ab Werten von 90 ist eher unplausibel, aber aufgrund des dort breiten Konfidenzintervalls nicht überzubewerten. Der zeitdynamische Einfluss z.B. durch erhöhte Stickstoffdepositionen im 20. Jahrhundert spiegelt sich im Verlauf des Keimjahreseffektes wider. Die Ergebnisse des GAM (Formel 3) dienen als Hilfsmittel zur Approximation der Effektverläufe, um sie in das nichtlineare gemischte Modell (Formel 2) adäquat integrieren zu können.
Für eine Implementation der beiden Klimavariablen und des Keimjahres in das Grundmodell werden die Effektverläufe wie folgt approximiert (Abb. 2).

Digitized by Google

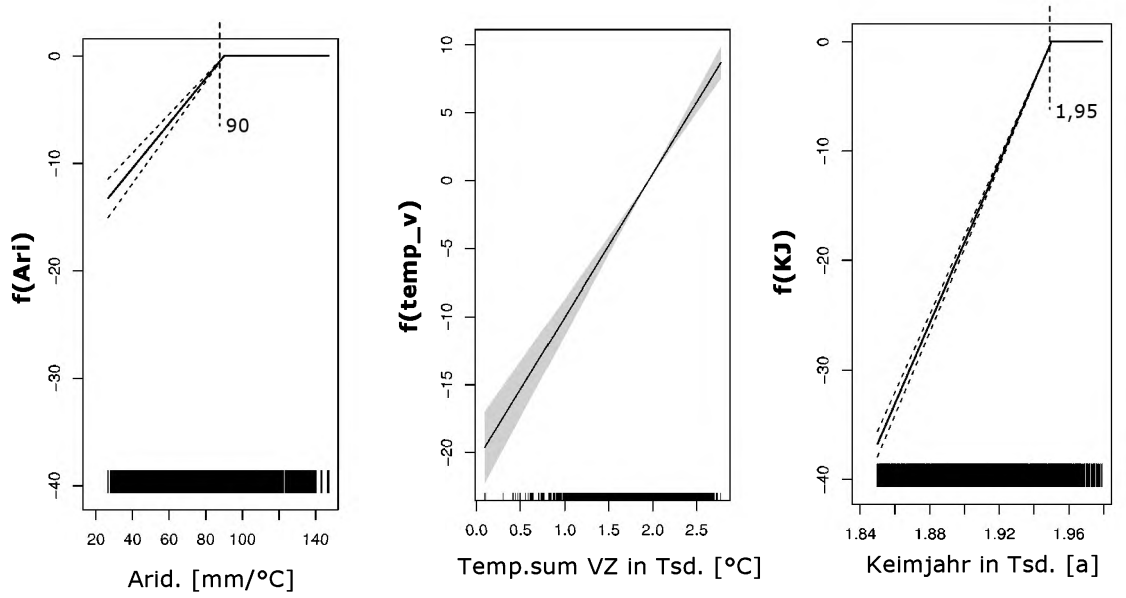


Abb. 2: Approximation der partiellen Effekte von Ariditätsindex (Ari), Temperatursumme in der Vegetationszeit (Temp) und Keimjahr (KJ) (Formel 3) auf den Parameter p_1 des Grundmodells (Formel 1).

Die Temperatursumme wird linear approximiert, für den Ariditätsindex und das Keimjahr werden segmentierte lineare Effektverläufe unterstellt (Abb. 2). Somit ergibt sich die Möglichkeit, den Parameter p_1 des Grundmodells (Formel 1) als Funktion der beiden Klimagrößen und des Keimjahres wie folgt zu beschreiben:

$$d_{ijk} = (\alpha_{0i} + \alpha_1(90 - ari_i)\cdot z_{i_{ari}} + \alpha_2 temp_i + \alpha_3(1{,}95 - KJ_{ij})\cdot z_{i_{KJ}})\cdot$$
$$(1 - 1/3\cdot\exp(p_3/(\alpha_0 + \alpha_1(90 - ari_i)\cdot z_{i_{ari}} + \alpha_2 temp_i + \alpha_3(1{,}95 - KJ_{ij})\cdot z_{i_{KJ}})\cdot(p_2 - alt_{ijk})\cdot 9/4))^3 + \varepsilon_{ijk} \quad [5]$$

mit

$\alpha_{0i} \sim N(0,D_0)$	Zufallseffekte auf α_0 (Interzept) für die Normalverteilung mit Mittelwert 0 und positiv-definiter Kovarianzmatrix D unterstellt wird
$\alpha_1,..\alpha_3$	Modellkoeffizienten
ari_i	Ariditätsindex an Plot i
$temp_i$	Temperatursumme in der Vegetationszeit an Plot i [°C/1000]
KJ_{ij}	Keimjahr des Baumes j im Bestand i [1/1000]

$$z_{i_{ari}} = \begin{cases} 1 & wenn \quad ari_i < 90 \\ 0 & sonst \end{cases}$$

$$z_{i_{KJ}} = \begin{cases} 1 & wenn \quad KJ_i < 1{,}95 \\ 0 & sonst \end{cases}$$

Digitized by Google

Es ergeben sich folgende Modellkoeffizienten und statistischen Kennwerte:

```
           Value Std.Error     DF  t-value p-value
α0      83.72062  1.406331 259675  59.5312       0
α1      -0.20216  0.017726 259675 -11.4049       0
α2      14.14411  0.877777 259675  16.1136       0
α3    -293.68901  7.105490 259675 -41.3327       0
p2      58.65247  0.139353 259675 420.8914       0
p3       0.49425  0.001473 259675 335.4343       0

Streuung der Zufallseffekte:
                                 lower     est.    upper
Standardabw.(p1.(Intercept)) 18.24034 18.56888 18.90334

Reststreuung innerhalb von Beständen/Stichprobenpunkten:
   lower     est.    upper
5.590951 5.606218 5.621526
```

In diesem modifizierten Grundmodell kann anhand nur der festen Effekte 46,7 % der Streuung des Durchmessers erklärt werden. Verwendet man auch die Zufallseffekte für Prognosen, so liegt der Anteil weiterhin bei 80 %. Während die Werte für p_2 und p_3 nahezu unverändert sind, ermöglicht somit allein die Beschreibung von p_1 als Funktion der beiden Klimaparameter und des Keimjahrs eine deutliche Erhöhung des Pseudo-Bestimmtheitsmaßes.

3.2 Bodeneffektmodell

Die Verknüpfung des Klima- und des Bodeneffektmodells geschieht durch Verwendung des Erwartungswertes des Durchmessers des Klimaeffektmodells als erklärende Variable auf der zweiten Hierarchieebene. Es wird folgendes verallgemeinertes gemischtes additives Modell (GAMM) auf Basis des niedersächsischen Teildatensatzes parametrisiert:

$$\log(E[d_{ijk}]) = \beta_0 + \beta_1 \log(E_{KM}[d_{ijk}]) + Nähr_i^T \beta_2 + \beta_3 nFK_i + GruWa_i^T \beta_4 + Zb_i ; \quad E[d_{ijk}] \sim Gamma \qquad [6]$$

mit	$E[d_{ijk}]$	Erwartungswert des Durchmessers im Bestand i an Baum j zum Aufnahmezeitpunkt k
	$E_{KM}[d_{ijk}]$	logarithmierter Erwartungswert des Durchmessers aus dem Klimaeffektmodell (Formel 5)
	$Nähr^T$	Indikatorvektor für klassifizierte Bodennährstoffe
	nFK	nutzbare Feldkapazität (0 bei Grundwasseranschluss)
	$GruWa^T$	Indikatorvektor für klassifizierte Grundwasserstände
	$\beta_0, \beta_1, \beta_3$	Modellkoeffizienten
	β_2, β_4	Vektoren von Modellkoeffizienten
	Z	Modellmatrix der Zufallseffekte
	$b_i \sim N(0,\psi)$	Vektor der Zufallseffekte für die Normalverteilung mit Mittelwert 0 und positiv-definiter Kovarianzmatrix ψ unterstellt wird.

Die logarithmische Transformation gewährleistet, dass die einzelnen Einflussgrößen exponentiell multiplikativ verknüpft werden. Der Erwartungswert des Durchmessers aus dem Klimaeffektmodell wird folglich unter gleichen Standortseffekten umso stärker modifiziert, je größer dieser Schätzdurchmesser ist, d.h. je älter der Baum ist bzw. je günstiger die klimatischen Bedingungen sind und je länger somit die Ausprägung der Bodenparameter wirken konnte. Desweiteren ist die Logarithmierung vorteilhaft, um die heterogene Varianz der Residuen zu beschreiben.

Digitized by Google

Es ergeben sich folgende Modellkoeffizienten und statistische Kennwerte:

```
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -1.3232665  0.0527108 -25.104  < 2e-16 ***
E[d]         1.2993211  0.0036974 351.416  < 2e-16 ***
Nähr_BL_m    0.2302103  0.0426646   5.396 6.83e-08 ***
Nähr_BL_g    0.4398101  0.0609215   7.219 5.25e-13 ***
Nähr_TL      0.2381379  0.0498462   4.777 1.78e-06 ***
GruWa_m      0.3313382  0.0903883   3.666 0.000247 ***
nFK          0.0007564  0.0003070   2.464 0.013755 *

Zufallseffekte auf Plotebene:
        (Intercept)  Residual
StdDev:   0.2258133 0.2384289
```

wobei
- Nähr_BL_m: mittlere Nährstoffversorgung auf Bergland-Standorten
- Nähr_BL_g: gute Nährstoffversorgung auf Bergland-Standorten
- Nähr_TL: Nährstoffversorgung auf Tiefland-Standorten
- GruWa_m: mäßiger Grundwassereinfluss

Die Modellkoeffizienten sind biologisch plausibel: eine bessere Nährstoffversorgung auf Berglandstandorten ebenso wie ein mäßiger Grundwassereinfluss sowie eine ansteigende nFK haben einen positiven Einfluss auf den Durchmesser. Der Nährstoffeffekt auf Tieflandstandorten weist die Größenordnung von Berglandstandorten mit mittlerer Nährstoffversorung auf.

3.3 Sensitivitätsanalyse

Der eingangs formulierte Fokus der Modellierung, potenzielle Effekte von klimasensitiven Standortvariablen auf den Durchmesserzuwachs abzubilden, wird mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen näher beleuchtet. Dazu wird der Aridităts̈index bzw. die Temperatursumme in der Vegetationszeit variiert und die jeweils anderen der drei erklärenden Variablen geht mit ihrem Mittelwert aus dem Parametrisierungsdatensatz in die Durchmesserschätzung mit dem Klimaeffektmodell (Formel 5) ein. Die Abbildungen 3 und 4 illustrieren die Durchmesserentwicklung über dem Alter für verschiedene Trockenheits- bzw. Temperaturbedingungen.

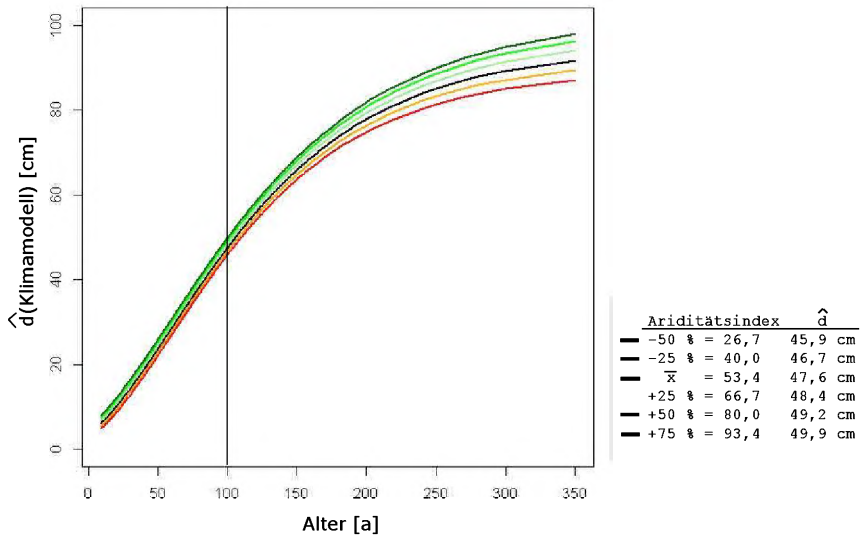


Abb. 3: Mit dem Klimaeffektmodell (Formel 5) geschätzte Durchmesserentwicklung über dem Alter unter variierenden Aridităts̈indexwerten (Temperatursumme in der Vegetationszeit geht mit dem Mittelwert 1840°C und das Keimjahr mit dem Mittelwert 1924 des Parametrisierungsdatensatzes ein). Die in der Legende angegebenen Durchmesserschätzwerte gelten für das Bezugsalter 100.

Lässt man den Aridităts̈index von 26, was in etwa der heutigen Situation z.B. im östlichen Brandenburg entspricht, über den Mittelwert des Parametrisierungsdatensatzes von 53 (z.B. Standorte am Ostrand des Schwarzwaldes) bis hin zu Werten von 80 (z.B. Clausthal-Zellerfeld und Braunlage im Harz) oder sogar knapp bis unter 100 (z.B. Kahler Asten oder Freudenstadt im Nordschwarzwald) variieren, zeigt sich der partielle Effekt auf den Durchmesser im Bezugsalter 100 in einer Spreitung von ca. 4 cm (Abb. 3).
Eine noch größere Spreitung der geschätzten Durchmesser erhält man, wenn die Temperatursumme in der Vegetationszeit zwischen Werten von unter 500°C wie sie nur in den Hochlagen der Alpen über 1500 m NN vorkommen, über Werte um 900°C (z.B. Hochlagen im Schwarzwald und Bayrischen Wald über 1000 m NN) und

Digitized by Google

dem Mittelwert des Parametrisierungsdatensatzes von 1840°C (typisch für Mittelgebirgslagen zwischen 400 und 800 m NN) bis hin zu den heutigen Maximalwerten im Rheintalgraben (2760°C) und in den Extrapolationsbereich variieren lässt. Unter der Annahme eines mittleren Ariditätsindex schwankt der Durchmesser im Alter 100 zwischen 41 und 54 cm (Abb. 4).

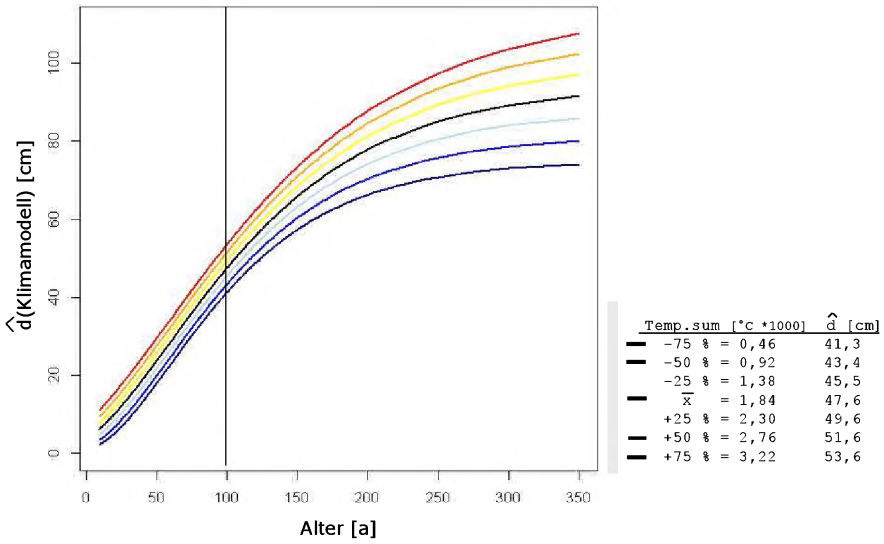


Abb. 4: Mit dem Klimaeffektmodell (Formel 5) geschätzte Durchmesserentwicklung über dem Alter unter variierenden Temperatursummen in der Vegetationszeit (Ariditätsindex geht mit dem Mittelwert 53,4 und das Keimjahr mit dem Mittelwert 1924 des Parametrisierungsdatensatzes ein). Die in der Legende angegebenen Durchmesserschätzwerte gelten für das Bezugsalter 100.

4. Diskussion und Ausblick

Das Konzept eines hierarchisch aufgebauten Systems von statistischen Modellen zur standort- und behandlungssensitiven Schätzung der Durchmesserentwicklung von Einzelbäumen nutzt die zur Verfügung stehende Datenbasis, deren Parameter in unterschiedlicher regionaler Abdeckung zur Verfügung stehen, bestmöglich aus. Die Verwendung der modifizierten Bertalanffy-Funktion gewährleistet als mathematisches Grundmodell die biologische Interpretierbarkeit der Modellkoeffizienten. Die deutschlandweite Datenbasis der Klimaparameter ist wichtig, um möglichst viele Kombinationen von Temperatur- und Trockenheitsbedingungen sowie Extremstandorte d.h. große Gradienten in der Modellparametrisierung zu berücksichtigen. Die Klimasensitivität wird durch die Beschreibung des Parameters p_1 (Asymptote) der modifizierten Bertalanffy-Funktion als Funktion von Klimaparametern erreicht („Klimaeffektmodell"). Da im Rahmen dieser Untersuchung qualitativ hochwertige Bodeninformationen nicht flächendeckend für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland zur Verfügung stehen, kann der Einfluss der Bodenparameter auf die Durchmesserentwicklung nur anhand eines Teildatensatzes quantifiziert werden. Die zweite Hierarchiestufe wird vom „Bodeneffektmodell" gebildet, das mit Versuchsflächen- und Inventurdaten parametrisiert wurde, für die eine nutzbare Feldkapazität, eine Bodennährstoffklasse und eine Grundwasserklasse auf Basis der Standortskartierung der Niedersächsischen Landesforsten geschätzt bzw. zugeordnet werden kann. Die dritte Modellebene soll die Effekte der Bestandesbehandlung auf das Dickenwachstum quantifizieren. Dies soll anhand von Versuchsflächendaten durchgeführt werden, da der Abgang von Bäumen dort im Gegensatz zu Stichprobenpunkten der Bundeswald- bzw. Betriebsinventur zeitlich dokumentiert ist und somit die Veränderung der Dichte- und Konkurrenzsituation bekannt ist. Desweiteren ist die Raumstruktur aufgrund verfahrensbedingt nicht erfasster Bäume in den Inventurdaten unvollständig, während die vollständig bekannte Raumstruktur in den Versuchsflächendaten die Verwendung von abstandsabhängigen Konkurrenzmaßen ermöglicht. Diese dritte Hierarchieebene der Modellierung konnte bisher noch nicht realisiert werden und ist somit nicht Teil dieses Beitrages.

Ziel dieser Untersuchung ist es, das methodische Gerüst des hierarchischen Modellsystems aufzustellen und erste Validierungen durchzuführen. Die bisherigen Ergebnisse scheinen zu bestätigen, dass die aufeinander aufbauenden Modelle den Durchmesser von Einzelbäumen mit zunehmender Genauigkeit erwartungstreu prognostizieren und dass die geforderte Klimasensitivität gegeben ist. Die Methodik sollte es demnach bei einer Reparametrisierung auf der Grundlage einer derzeit im Aufbau befindlichen erweiterten Datenbasis ermöglichen (siehe unten), die Sensitivität gegenüber den Standortsparametern weiter zu erhöhen.

Digitized by Google

1. Zukünftig erweiterte Datenbasis

Die ertragskundliche Datenbasis wird für die Reparametrisierung der Modelle um die Bundeswaldinventur 2 der östlichen Bundesländer und die Inventurstudie 2008 sowie die Niedersächsische Betriebsinventur erweitert. Dies führt vor allem zu einer besseren Abdeckung in den östlichen Bundesländern und somit zu mehr Extremstandorten im warm-trockenen Bereich. Die Klimaparameter, die in dieser Untersuchung auf der Grundlage von Wettreg-Projektionen für die Klimanormalperiode 1961 bis 1990 bilanziert wurden, werden zukünftig als regionalisierte Messdaten des Deutschen Wetterdienstes eingehen, die dynamisch für den entsprechenden Zeitraum von Keimjahr des Baumes bis zum Aufnahmezeitpunkt bilanziert werden. Dies gewährleistet, dass das wachstumsbeeinflussende Klimasignal für jeden Baum individuell herausgefiltert wird.
Mit der baumspezifischen Bilanzierung der Klimaparameter erscheint es sinnvoll, das Keimjahr als Proxyvariable eines zeitdynamischen Prädiktors durch Einflussgrößen wie z.B. die Stickstoffdeposition oder als Antagonist die Schwefeldeposition sowie eventuell die CO_2-Konzentration zu ersetzen.

4.2 Modifizierter Modellansatz

Im Rahmen einer Modelloptimierung muss geprüft werden, ob Zufallseffekte für die Parameter p_2 und p_3 der modifizierten Bertalanffy-Funktion signifikant sind und ob diese sich gegebenenfalls auch mittels Klimagrößen funktionalisieren lassen. Als Alternative zur modifizierten Bertalanffy-Funktion kann die Korf-Funktion getestet werden (vgl. Schmidt, 2010). Die linearisierte Form der Korf-Funktion ermöglicht die direkte Verwendung der GAM-Technologie, wodurch z.B. ein räumlicher Trend in Form eines zweidimensionalen Splines berücksichtigt werden könnte. Außerdem bräuchten die Zufallseffekte dann nicht mehr in einem Zwischenschritt analysiert und approximiert werden, um sie in das Klimaeffektmodell zu integrieren. Die dritte Hierarchieebene, auf der Dichte- und Konkurrenzeffekte auf die Durchmesserentwicklung abgebildet werden, muss noch entwickelt werden.

5. Zusammenfassung

Die projizierten Klimaveränderungen werden zu wuchsleistungsbeeinflussenden Standortveränderungen führen, deren komplexes räumliches und zeitliches Muster in der Waldwachstumsmodellierung berücksichtigt werden muss. Neben den standortsensitiven Standort-Leistungsmodellen zur Schätzung des Wuchspotenzials (Albert und Schmidt, 2010 a und b) und Höhenzuwachses (Schmidt, 2010) werden im Rahmen der Klimafolgenforschung der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt die im waldwachstumskundlichen Softwarepaket TreeGrOSS (Nagel, 2009) implementierten Durchmesserzuwachsmodelle angepasst. Ziel ist die standort- und behandlungssensitive Modellierung des Einzelbaumdurchmesserzuwachses.
Die zur Verfügung stehende Datengrundlage weist unterschiedliche regionale Abdeckungen auf. Während klimatische Größen bundesweit vorliegen, können Bodenparameter in entsprechender Qualität nur für das Gebiet Niedersachsens hergeleitet werden und Dichte- und Konkurrenzeffekte können schließlich nur anhand von Versuchsflächendaten analysiert werden. Daher wird ein hierarchisches Modellsystem vorgeschlagen, welches schrittweise die Einflussfaktoren, von Klima- über Boden- bis zu Bestandes- und Einzelbauminformationen, auf das Dickenwachstum quantifiziert (Top-down Ansatz). Folgende Hypothesen werden aufgestellt:

1. Ein Top-down Ansatz ist aufgrund der Datenstruktur für eine standort- und behandlungssensitive Durchmesserzuwachsmodellierung notwendig und geeignet, wenn Variablen, die erst in späteren Schritten integriert werden, annähernd ausbalanziert sind. Diese Annahme kann im vorliegenden Fall aufgrund der sehr großen Datenmengen und der vergleichsweise kleinräumigen Variation von Bodenparametern, Bestandesstrukturen und Bewirtschaftungsarten als gerechtfertigt gelten.
2. Ein Grundmodell mit biologisch interpretierbaren mathematischen Eigenschaften, z.B. Wendepunkte und Asymptote, ist als oberste Stufe in der Modellhierarchie vorteilhaft, da dadurch eine Reduktion der Korrelation zwischen den Parametern erreicht wird, was für eine anschließende Modellierung der Standortseffekte als vorteilhaft beurteilt werden kann.
3. Aufgrund der verfügbaren Datenbasis sind drei Modellstufen notwendig, um das Durchmesserwachstum eines Einzelbaumes hinreichend standort- und behandlungssensitiv abzubilden. Die drei Stufen umfassen die modifizierte Bertalanffy-Funktion als Grundmodell, deren Parameter p_1 dabei in Abhängigkeit von Klimavariablen geschätzt wird, die Berücksichtigung von Effekten von Bodenvariablen auf der zweiten Hierarchieebene und von Dichte- und Konkurrenzmaßen auf der dritten Hierarchieebene.

6. Summary

The projected climate change will induce growth relevant changes in site conditions. The complex spatial and temporal pattern of various climate variables needs to be addressed in forest growth modelling. The climate impact research of the Northwestern Forest Research Institute (NW-FVA) comprises climate-sensitive site-productivity modelling as well as adapting the diameter growth functions implemented in the forest growth model TreeGrOSS (Nagel, 2009). It is the goal of the here presented research to model single tree diameter growth site and treatment sensitively.

Digitized by Google

The available data base represents different regions of Germany. Climate variables are on hand nationwide, while soil variables can only be retrieved for the area of Lower Saxony with adaquate precision. Finally, density and competition measures are only available for long-term experimental plots. Thus, a hierarchy of models are proposed to include step-wise the different growth relevant factors, beginning with climate variables, followed by soil parameters and finally stand and tree information. Following hypotheses are postulated:

1. The top-down modelling approach is necessary because of the available data base. It is suitable, if variables to be subsequently included are approximately balanced. This assumption holds true in our case as the data base is large with fairly small-scale variation of soil parameters, stand structures and treatment methods.
2. At the highest model hierarchy it is beneficial to formulate a basic model with biologically interpretable mathematical entities such as inflection points and an asymptote. Furthermore, such a basic model reduces the between parameter correlation, which is advantageous for subsequently modelling of site effects.
3. Owing to the data base three model hierarchies are necessary to represent the single-tree diameter growth site and treatment sensitively. The three model levels comprise a modified Bertalanffy function with the parameter p_1 estimated as a function of climate variables, accounting for soil effects at the second level, and finally quantifying the effects of stand density and competition at the lowest hierarchical level.

7. Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Verbundprojektes „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland“ und wird unter dem Förderkennzeichen 033L029 vom BMBF im Rahmen der Fördermaßnahme Nachhaltiges Landmanagement gefördert.
Wir danken dem Niedersächsischen Forstplanungsamt für die Bereitstellung der bodenkundlichen Informationen und dem von-Thünen-Institut für die Bundeswaldinventurdaten. Dem Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde und dem Staatsbetrieb Sachsenforst wird für die Überlassung von Fichten-Versuchsflächendaten gedankt.

8. Literatur

Albert, M. and Schmidt, M., 2010a: Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and common beech (Fagus sylvatica L.). Forest Ecol. Manage.259: 739-749 (doi: 10.1016/j.foreco.2009.04.039)

Albert, M. und Schmidt, M., 2010b: Dynamik der Standort-Leistungs-Beziehungen von Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie unter Klimaveränderungen in Deutschland. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Möhnesee-Körbecke vom 17.-19.05.2010.

Martonne De, E., 1926: Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité. La Météorologie 21: S. 449-458.

Menzel, A., 1997: Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 164: 147 S.

Nagel, J., 2009: Waldwachstumssimulation mit dem Softwarepaket TreeGrOSS – Neuerungen, Erweiterungsmöglichkeiten und Qualitätsmanagement. In: Römisch, K.; Nothdurft, A.; Wunn, U. (Hrsg.): Tagungsband der gemeinsamen Jahrestagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik im DVFFA (20. Tagung) und der AG Ökologie u. Umwelt in der Intern. Biometr. Gesell., 22.-24.09.2008 in Freiburg. Die Grüne Reihe, S. 174-178

Overbeck, M., Schmidt, M., Fischer, Ch., Evers, J., Schulze, A., Hövelmann, T. und Spellmann, H., 2011: Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. Forstarciv 82: S. 92-100.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. and the R Development Core Team, 2011: nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-102.

R Development Core Team, 2006: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org

Ripley, B., Hornik, K., Gebhardt, A., and Firth, D., 2012: Package 'MASS'. http://www.stats.ox ac.uk./pub/MASS4/

Schmidt, M., 2010: Ein standortsensitives, longitudinales Höhen-Durchmesser-Modell als eine Lösung für das Standort-Leistungs-Problem in Deutschland. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA vom 17.-19.05.2010 in Körbecke am Möhnesee, 131-152

Schönfelder, E., 1987: Eigenschaften der Schätzungen für Parameter in nichtlinearen Regressionsfunktionen – dargestellt am Beispiel der vierparametrigen RICHARDS-Funktion. Diss. Uni. Rostock,

Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F., 2006: Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI – OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES – Szenarien B1, A1B und A2. Projektbericht im Rahmen des F+E-Vorhabens 204 41 138 „Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland“: 94 S.

Wilpert, K.v., 1990: Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde : ein Methodenkonzept zur Erfassung standortsspezifischer Wasserstreßdisposition. Freiburger bodenkundl. Abhandlungen, Nr.24: 184 S.

Wood, S.N., 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton: 391p.

Digitized by Google

Ein neuer Modellansatz zur Analyse veränderter Konkurrenzbeziehungen in Klimaszenarien

Werner Poschenrieder[1], Rüdiger Grote[2], Hans Pretzsch[1]
[1] Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2 85354 Freising
[2] Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Kreuzeckbahnstr. 19 82467 Garmisch-Partenkirchen

Zusammenfassung
Eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Weiterentwicklung forstlicher Simulationsmodelle ist es, zu verstehen und zu beschreiben, wie die Konkurrenzbedingungen zwischen den Bestandesbäumen in Bezug auf Szenarien zukünftigen Klimas reagieren, da das Konkurrenzmuster die Wirkung von Durchforstungen und Mitigationsmaßnahmen erheblich mibestimmt. Physiologische Modelle, die die dem Wachstum zugrunde liegenden Prozesse mechanistisch beschreiben, sind besonders geeignet, unser Systemverständnis zu erweitern. Das physiologische Kohortenmodell MoBiLE-PSIM (kurz MoBiLE) stellt die Bestandesstruktur als ein Ensemble artdifferenzierter, miteinander konkurrierender Kohorten dar, wobei angenommen wird, dass jede Kohorte aus identischen Bäumen besteht, die auf einem regulären Raster angeordnet stehen. Es beschreibt die Konkurrenz um ober- und der unterirdische Ressourcen und bestimmt daraus die Dynamik der Durchmesser-Zuwachsverteilung innerhalb einer idealisierten Bestandesstruktur, die es erlaubt, jede Kohorte durch einen einzelnen Baum durchschnittlicher Abmessungen und mit typischen Konkurrenzbedingungen darzustellen. Der Gewinn an Rechenzeit im Vergleich zum physiologischen Einzelbaummodell beträgt bis zu einer Größenordnung. Im Rahmen dieser Studie wurde MoBiLE mit einem Einzelbaummodul erweitert, das auf Konkurrenz-Beschreibungen des beobachtungsbasierten Simulationsmodelles SILVA beruht. MoBiLE und das neue Modul wurden in beiden Richtungen auf der Zeitskala von einem Jahr gekoppelt. Ein Interpolationsverfahren bildet den Volumenzuwachs der Kohorte auf das Volumen- und Dimensionswachstum der Einzelbäume ab und gibt die resultierenden Kohortendimensionen zurück an das physiologische Hauptmodell. Das Verfahren erlaubt es, den Bestand in seiner komplexen Struktur darzustellen und erhält dabei die schlanke Parametrierung und Geschwindigkeit des Kohortenmodells. Eine erste Auswertung unter trockenen Bedingungen innerhalb eines einschichtigen Bestandes von Rotbuche (*Fagus sylvatica* (L.)) zeigt eine realitätsnahe Wiedergabe der Durchmesserentwicklung.

Summary
One of the most important prerequisites for the development of advanced simulation models in forestry is to understand and to describe how individual tree competition is affected by scenarios of future climate, because the pattern of competition is likely to strongly determine the effect of thinning and mitigation measures. Physiological models that use a mechanistic description of the underlying processes are particularly suited to expand our system knowledge. The physiological cohort model MoBiLE-PSIM (short MoBiLE) represents the stand as an ensemble of spatially interacting single species cohorts, where each cohort consists of trees that are identical in dimension and are ordered on a regular grid. It describes the competition for above- and belowground resources and the according dynamics of the growth to diameter distribution within an idealized stand structure that allows to represent each cohort by one single tree of average dimension. The gain in computation speed with respect to the physiological individual tree model amounts to one order of magnitude. In this study MoBiLE has been expanded by an individual tree module that is based on competition principles of the observation-based forest simulator SILVA. A two way coupling approach on a timescale of one year has been used, that maps the cohort volume increase to the individual tree volume and dimensional growth and returns the resulting cohort dimensions back to the physiological main model. It allows to represent the stand in its compex structure and thereby preserve the lean parameterization and speed of the stand-alone cohort model. A first evaluation under dry conditions within a single layered stand of European beech (*Fagus sylvatica* (L.)) indicates a realistic representation of diameter development.

Einleitung

Simulationsmodelle spielen eine zunehmend wichtige Rolle als Werkzeuge, die den forstlichen Entscheidungsträger in seiner Aufgabe unterstützen, multifunktionale Nachhaltigkeit zu gewährleisten. (MUYS et al. 2010). Der am weitesten verbreitete Modelltyp in der Praxis ist das beobachtungsbasierte Einzelbaummodell (PRETZSCH et. al. 2008). Es beruht auf der langzeitlichen Beobachtung von Versuchsflächen und liefert verläßliche Prognosen des Vorrates, Wachstums, der Entnahme oder sogar von Struktur und Diversität unter den beobachtbaren Umweltbedingungen.
Reale Forstsysteme sind heute dem Klimawandel ausgesetzt (SAXE et al., 2002, BOISVENUE und RUNNING, 2006), in Kombination mit einer stetigen Zunahme des Bodenstickstoffgehaltes und der atmosphärischen CO_2-Konzentration, die von der fortdauernden Einwirkung atmosphärischer Schadstoffe begleitet werden (OLLINGER et al. 2002). Insbesondere ist zu erwarten, dass sich die interannuelle und die intraanuelle Variabilität

Digitized by Google

der Witterung in Zukunft ändern. Alle diese Umwelteinflüsse wirken auf verschiedene physiologische Prozesse die wiederum miteinander interagieren (LÖW et al. 2003; MATYSSEK et al. 2006) so dass der Gesamteffekt stark abhängig von der interannuellen Variabilität der Witterung ist (KUBISKE et al. 2006). Daher ist es naheliegend, dass sich die beobachtete Beziehung zwischen integrierten beobachteten Klimavariablen und dem Wachstum ändert (PORTE und BARTELINK 2002).
Daraus entsteht ein zusätzlicher Bedarf an Modellen, die den Einfluss verschiedener Triebkräfte und chemischer Randbedingungen in bisher nicht beobachtbarer Kombination wiedergeben können. Einzelbaumbasierte physiologische Modelle (GROTE und PRETZSCH 2002, RÖTZER et al. 2005) beschreiben die zugrundeliegenden Prozesse des Wachstums auf tiefer Prozessebene. Als Einzelbaummodelle sind sie jedoch vergleichsweise langsam und sehr sensitiv auf Unsicherheiten in der Initialisierung (FONTES et al. 2010). Um die Komplexität des physiologischen Einzelbaummodelles zu reduzieren und dabei den hohen Grad an mechanistischer Beschreibung zu erhalten, haben z.B. GROTE et al. (2011) mit dem Modellsystem MoBiLE-PSIM die Bestandesstruktur als ein Ensemble artdifferenzierter, miteinander konkurrierender Kohorten beschrieben, wobei angenommen wird, dass jede Kohorte aus identischen Bäumen besteht, die auf einem regulären Raster angeordnet stehen. Wird von dieser Betrachtung ausgegangen, kann die Konkurrenzsituation im Bestand mit einem einzigen Baum pro Art und Schicht beschrieben werden, was die Geschwindigkeit um eine Größenordnung erhöht.
Ein wichtiges Qualitätskriterium für Einzelbaummodelle ist die korrekte Darstellung der jährlichen Durchmesser-Zuwachsverteilung: Nach einer zunehmend fundierten Theorie (SCHWINNING und WEINER 1998, WICHMANN 2001, 2002, PRETZSCH und BIBER 2010, PRETZSCH und DIELER 2010) steht die Verteilung zwischen den einzelnen Baumklassen dabei mit der ober- und unterirdischen Konkurrenz in Verbindung. Das heißt, dass bei ausreichend Wasser und Nährstoffen die Konkurrenz zwischen den Bäumen durch die Verfügbarkeit von Licht, und damit durch die Höhe der Bäume, bestimmt wird (asymmetrische Konkurrenz). Die Ausgleichsgerade der Durchmesser-Zuwachsverteilung hat dann einen steilen Verlauf und schneidet die BHD-Achse rechts vom Ursprung. Bei abnehmender Versorgung mit unterirdischen Ressourcen (Lichtverfügbarkeit ist weniger entscheidend, die Ressourcen verteilen sich proportional zur Biomasse, die Konkurrenz wird symmetrischer) kippt die Gerade um einen Punkt in der Nähe des Verteilungsschwerpunktes in Richtung der Horizontalen. Diese Reaktion kann prinzipiell mit dem Kohortenmodell für den jeweiligen Mittelbaum beschrieben werden. Wenn die Vereinfachung und Schnelligkeit des Kohortenansatzes erhalten werden sollen, muss die Verteilungsbreite durch Kopplung mit einem beobachtungsbasierten Modul rekonstruiert werden.
In der vorliegenden Arbeit wird die Erweiterung des ökophysiologischen Kohortenmodells MoBiLE-PSIM mit einem beobachtungsbasierten Interpolationsmodul für das Einzelbaumvolumen gezeigt, das auf Wachstums- und Konkurrenzalgorithmen von SILVA (PRETZSCH et al. 2002) basiert und das Dimensionswachstum des Einzelbaumes so einstellt, dass es mit dem Volumenwachstum der Kohorte konsistent ist. Seine Anwendung konzentriert sich zunächst auf Bestände der Rotbuche (*Fagus sylvatica* (L.)), einer Baumart die in der Forstwirtschaft Mitteleuropas unter dem Kimawandel besondere Bedeutung hat: Sie gilt unter einer großen Spannbreite von Umweltbedingungen als besonders konkurrenzstark (BOLTE et al. 2007; 2010), wurde aber weiträumig durch die Fichte und andere Nadelbaumarten ersetzt, die als weniger gut angepasst an zu erwartende neue Klimabedingungen gelten (KOCA et al. 2006; BOLTE et al. 2010). Daher wird die Erhöhung ihres Baumartenanteils entschieden befürwortet und gefördert. Vor diesem Hintergrund wurde auch ein Bedarf nach zusätzlicher Absicherung formuliert, da auf physiologischer Ebene relativ wenig über die Rotbuche bekannt ist, insbesondere unter Trockenstress (JUMP et al. 2006; GESSLER et al. 2007; FRIEDRICHS et al. 2009). Zur exemplarischen Untersuchung dienen zwei Versuchsflächen innerhalb eines buchendominierten Gebietes im Krähenbachtal nahe Tuttlingen, die sie sich auf Grund der Bodeneigenschaften in einer Region relativ ausgeprägter Trockenheit befinden, und für die die Datenlage relativ gut ist (e.g. GESSLER et al. 2001, RENNENBERG et al. 2001, HOLST et al. 2010, MAATEN et al. 2011). Eine liegt auf einem nordostexponierten, eine auf einem südewstexponierten Hang (NO-C und SW-C). Die beiden Versuchsflächen des ehemaligen SFB 433 weisen durch die vor Ort gemessenen Witterungsreihen und Inventurdaten besonders günstige Bedingungen für die Evaluierung und künftige Anwendung des Modells auf.

Material und Methoden

Standortbeschreibung

Der Versuchsstandort befindet sich in der Nähe von Tuttlingen (47° 59' N, 8° 45' O) bei ca. 800 m über NHN. Seine Teilflächen sind z.B. bei GESSLER et al. (2001) und MAYER et al. (2002) detailliert beschrieben. Ein Teil der Flächen ist nach Südwesten exponiert (SW-Hang), der andere nach Nordosten (NO-Hang). Die Horizontaldistanz zwischen den beiden Gruppen beträgt ca. 800 m. Beide Hänge weisen 80 bis 90 Jahre alte, einschichtige, buchendominierte (> 90 %) Bestände auf. Nach der Standortbeschreibung von GESSLER et al. (2005), sind die Bodenprofile flach- bis mittelgründige Rendzinen auf einem karstigen Weißjurasockel. An beiden Hängen weisen die Böden weniger als 50 cm Oberboden auf, der unterhalb von Fels mit vereinzelten Taschen organischen Materials und Mineralboden durchsetzt ist. Das Bodenprofil auf dem Südwesthang ist besonders felsig, mit mehr als 40 % Vol. Fels und Steinen mit mehr als 63 mm Durchmesser in den obersten 20 cm des Bodens, bis

Digitized by Google

hin zu 80% unterhalb von 50 cm Tiefe. Der Boden am Nordosthang enthält 15% Fels und Steine in den oberen 20 cm und ca. 30% unterhalb 50 cm Tiefe.

Zwei Kontrollflächen NO1.0 (bei horizontaler Projektion 68 x 77 m²) und SW2.0 (71 x 70 m²) wurden für die Auswertung ausgewählt, die seit 1999 nicht mehr durchforstet wurden. Die mittleren Eigenschaften zum Zeitpunkt der Versuchsflächeninventur im Winter 1998/99 sind in Tabelle 1 aufgelistet, wo Höhe und Durchmesser aus HAUSER (2003) entnommen wurden und die Stammzahlen pro ha bei horizontaler Projektion auf der Basis der Baumpositionen berechnet wurden. Die Artenverteilung innerhalb jeder der beiden Flächen war zu 94% Buche, zu 5% Edellaubholz und zu 1% Nadelholz. Alle Bäume wurden in der nachfolgenden Untersuchung als Buche behandelt.

Tabelle 1: Mitellhöhe, BHD und Stammzahl auf den Versuchsflächen

	NO1.0	SW2.0
hg (m)	26,5	21,1
BHD (cm)	25,6	21,5
N	516	658

Messungen

Als Einzelbaumdaten lagen in dieser Untersuchung BHD und Position vor, die im Winter 1998/99 gemessen worden waren (HAUSER 2003) und Bohrkernproben, die im Frühjahr 2011 entnommen und ausgemessen wurden. Auf Grundlage der alterskorrigierten BHD-Verteilung von 1999 und der beobachteten Häufigkeit der BHD-Verteilung in Intervallen von 10 cm wurde im März 2011 eine stratifzierte Stichprobe aus jeder der beiden Flächen genommen (n=27 auf NO1.0, n=26 auf SW2.0). Von jedem Stichprobenbaum wurden zwei Bohrkerne in Brusthöhe versetzt um einen horizontalen Winkel von 90° entnommen, einer davon zur Hangseite. Auf der Fläche NO1.0 wurden von 23 Bäumen beide Bohrkerne verwendet, während in den übrigen vier Fällen nur ein Kern pro Baum behalten wurde. Auf SW2.0 waren alle Bohrkernproben für die Auswertung geeignet. Baumhöhe, Kronenansatzhöhe und Kronendurchmesser wurden auf Grundlage der Einzelbaumlisten und der Höhe des Grundflächenmittelstammes mit SILVA (PRETZSCH et al. 2002) berechnet.

Modellbeschreibung

Die mechanistische Hauptkomponente des Modells besteht im wesentlichen aus dem Vegetationsmodell PSIM (Physiological SImulation Model, GROTE 2007, GROTE et al. 2009). PSIM betrachtet das Ökosystem als Ensemble mehrerer Vegetationsschichten oder Kohorten, die nach Baumart, vertikaler Dimension und Deckungsgrad unterschieden werden. Eine Kohorte wird von ihrem Durchschnittsbaum repräsentiert, der durch Durchmesser, Höhe, Kronenansatzhöhe und Stammzahl definiert ist (BOSSEL 1996, LANDSBERG und WARING 1997): Der Kohlenstoffgewinn der Kohorte, den PSIM liefert, wird auf den Volumenzuwachs abgebildet, der im herkömmlichen Strukturmodul über allometrische Beziehungen direkt auf den Dimensionszuwachs des repräsentativen Baumes umgelegt wird. Die neuen Dimensionen des Durchschnittsbaumes definieren die neuen strukturellen Eigenschaften, die Blattverteilung, Strahlungsregime und Konkurrenz innerhalb der Kohorte zu Beginn des Simulationslaufes im folgenden Jahr bestimmen. Wenn eine detaillierte Baumliste als Anfangsrandbedingung verwendet wird, wird der repräsentative Baum zu Beginn der Simulation aus ihr berechnet, indem Baumhöhe und Kronenansatzhöhe als Auswahlkriterien der Kohortenbildung verwendet werden. Alle Bäume innerhalb einer Kohorte werden daher als identisch angesehen und es wird angenommen, dass sie auf einem regelmäßigen Gitter angeordnet stehen, das einen realistischen Anteil an Lücken vorsieht, vorausgesetzt der Bedeckungsgrad liegt unterhalb 100% (GROTE et al. 2011b). Das Stammvolumen und die resultierenden Biomassen werden dann mit Hilfe artspezifischer Formparameter und allometrischer Zusammenhänge berechnet.

PSIM diskretisiert die Krone und den Boden in zahlreiche vertikale Schichten mit einer Dicke von ca. 50 cm im oberirdischen Bereich und, je nach Initialisierung, 2 bis 50 cm im Boden. Die Umweltbedingungen, die auf einen Kohrtenbaum wirken, werden vom Ressourcenangebot in den oberirdischen und unterirdischen Schichten bestimmt, die er entsprechend seiner Höhe, Kronenansatzhöhe und Durchwurzelungstiefe besetzt. Daher beeinflusst ein Kohortenbaum im Modell seine eigene Umgebung und die anderer Kohorten durch Beschattung und Verwendung von Bodenressourcen (Stickstoff und Wasser) auf der räumlichen Betrachtungsebene von Kronenschichten und Bodenschichten, was einer mechanistischen Darstellung der Konkurrenz entspricht.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde die bisherige Höhen- und Durchmesser-Berechnung (GROTE et al. 2010) durch eine alternative Version ersetzt, die die Dimensionen des repräsentativen Baumes nicht unmittelbar aus dem Kohorten-Volumen ableitet, sondern in einem Zwischenschritt den Dimensionszuwachs jedes der Einzelbäume berechnet, aus denen die Kohorte gebildet wird (Abbildung 1). Dafür muss beim Simulationsstart eine

Digitized by Google

initiale Baumliste zur Verfügung gestellt werden, die die Anfangsdimensionen jedes Einzelbaumes im Bestand definiert.

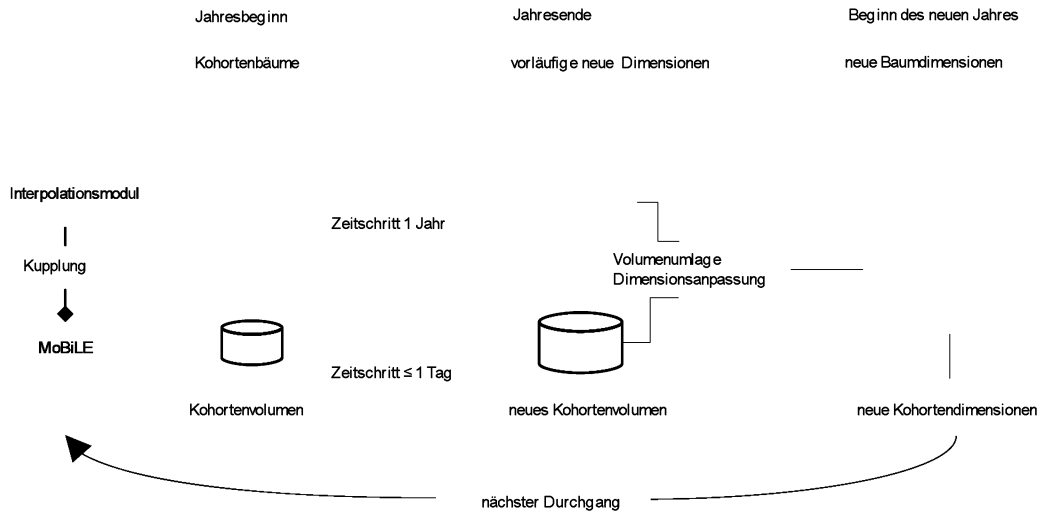
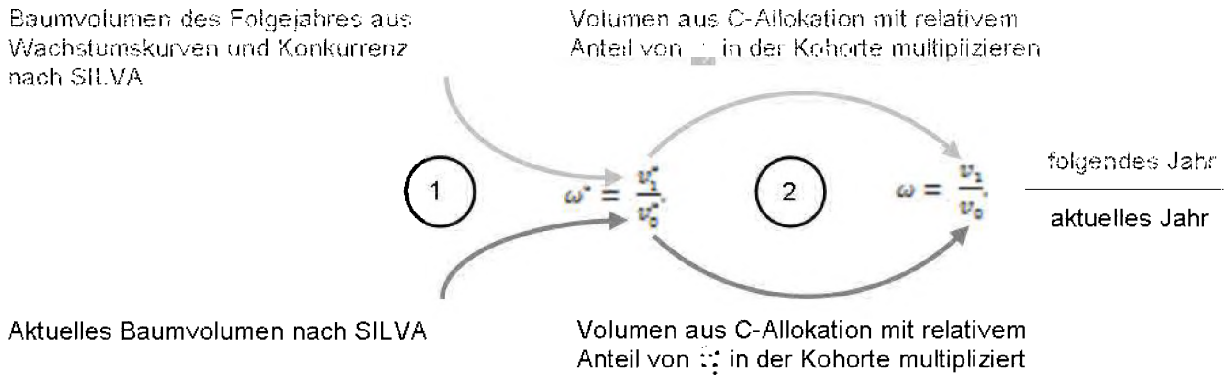


Abbildung 1: Kopplung zwischen MoBiLE und dem Interpolationsmodul vereinfacht

Der erste Schritt des Skalierungsverfahrens ist es, vorläufige Baumvolumina zu Beginn (v_0^*) und Ende (v_1^*) des aktuellen Jahres zu berechnen (Abbildung 2, Schritt 1): Er verwendet die Algorithmen von SILVA (PRETZSCH et al. 2002) für das potentielle Wachstum, den artspezifischen Konkurrenzfaktor und die Derbholz-Formfunktionen. Im nächsten Schritt, wird das Kohortenvolumen, das mit dem Ergebnis von PSIM konsistent ist, über die vorläufig berechneten relativen Volumenanteile, die sich aus v_0^* und v_1^* ergeben, auf die Einzelbäume heruntergebrochen. Jedem einzelnen Baum kann dann ein relativer Volumenzuwachs zugeordnet werden, der mit dem Ergebnis der SILVA konsistent ist (Ergebnis von Abbildung 2, Schritt 1) und einer, der mit PSIM konsistent ist (Ergebnis von Abbildung 2, Schritt 2).



Korrekturfaktor der Einzelbaumdimension

$$f = \frac{\sqrt[3]{\omega} - 1}{\sqrt[3]{\omega^*} - 1}$$

Abbildung 2: Berechnung des Korrekturfaktors für die Einzelbaumdimension aus dem Einzelbaumvolumen v des aktuellen (v_0) und nächsten Jahres (v_1)

Im dann folgenden Schritt werden die vorläufigen Einzelbaumdimensionen, die zu v_0^* und v_1^* gehören korrigiert, so dass sie mit dem gesamten Volumenzuwachs der Kohorte aus der Kohlenstoffallokation von PSIM konsistent sind: Der Korrekturfaktor vergleicht die relative Volumenzunahme des Einzelbaumes, wie sie SILVA entspricht mit der Zunahme des Einzelbaumvolumens, die mit PSIM konsistent ist, wie in Gleichung 1 gezeigt.

Digitized by Google

$$f = \frac{\sqrt[5]{\omega} - 1}{\sqrt[5]{\omega^*} - 1} \quad \text{wobei } \omega = \frac{v_1}{v_0} \text{ und } \omega^* = \frac{v_1^*}{v_0^*}. \qquad \text{Gl.1}$$

Die vorläufigen Dimensionsänderungen der Kohortenbäume werden mit dem einzelbaumbezogenen Korrekturfaktor multipliziert, um die fortgeführte Einzelbaumliste der Kohorte mit den Dimensionen zu Beginn des folgenden Jahres zu erhalten: Die Bäume der Liste sollen ein Gesamtvolumen aufweisen, das mit der Kohlenstoffallokation der Kohorte konsistent ist. Die neuen Dimensionen des repräsentativen Kohortenbaumes werden als Durchschnitt der neuen Einzelbaumdimensionen gebildet.
Innerhalb des SILVA-basierten Interpolationsschrittes wird das potentielle Wachstum des Einzelbaumes in Höhe und Durchmesser jeweils auf Grundlage der Chapman-Richards-Gleichung berechnet (RICHARDS 1959). Ein Prozess, der das Wachstum des Einzelbaumes entscheidend beeinflusst ist die Konkurrenz, wie in der folgenden, stark vereinfachten Gleichung gezeigt:

$$g = \mathcal{P} \cdot c \qquad \text{Gl.2}$$

wobei g das tatsächliche Wachstum ist und ? ?das standortabhängige potentielle Wachstum, für Höhe oder

Durchmesser. Variable c ist der im Wesentlichen mit Konkurrenz begündete Reduktionsterm, der bei Höhenwachstum und Durchmesserwachstum ebenfalls unterschiedlich ist. Die Reduktionsvariable hängt von den Baumpositionen und Dimensionen in der unmittelbaren Nachbarschaft ab (näheres bei PRETZSCH et al. 2002). Da bereits das physiologische Modell standortabhängig rechnet und um den Aufwand an Modellkonfiguration zu minimieren, wurden die standortabhängigen Wachstumsparameter auf großräumige Repräsentativwerte gesetzt.

Modellkonfiguration und Parameter
Die Simulationsläufe mit MoBiLE wurden ausschließlich bei aktivem Einzelbaummodul durchgeführt. Die initialen Baumdurchmesser waren aus Bestandesinventuren des Winters 1998/99 verfügbar (HAUSER 2003) und geben die Situation nach der initialen Durchforstung der ehemaligen Versuchsfläche im Jahr 1999 wieder. Höhendimensionen und Kronendimensionen wurden mit SILVA berechnet. Die vorliegende Studie beschränkt sich noch auf die Simulation des gesamten Bestandes als einzelne Kohorte.
Das Wetter war in den beiden Versuchsflächen NO1.0 und SW2.0 auf einem Turm von ca. 1,5-facher Bestandeshöhe aufgezeichnet worden wie von HOLST et al. (2004, 2010) und von HOLST und MAYER (2005) veröffentlicht. Die Instrumentierung ist bei MAYER et al. (2002) ausführlich beschrieben. Das Zeitintervall der Simulation war 2001 bis 2005. Ein Vorlauf von drei Jahren wurde jedem Simulationslauf vorangestellt, um einen plausiblen inneren Zustand der Variablen herzustellen, für die keine Anfangswerte vorgegeben werden können, wie poolspezifische Stickstoffkonzentrationen innerhalb des Bodens.
Die Verteilung des Einzelbaumwachstums aus der Modellsimulation wurde mit gemessenen Einzelbaumzuwächsen differenziert nach der Versuchsfläche verglichen. Im Rahmen der hier gezeigten Ergebnisse wurde der Vergleich integriert über die Jahre 2001-2005 durchgeführt. Da die BHD-Werte von 2001 nicht gemessen worden waren, wurden sie aus der Jahrringanalyse rekonstruiert. Exemplarisch gezeigte Verteilungsbreiten der Durchmesser-Zuwachsverteilung im Jahr 2005 wurden nach dem erweiterten Regressionsmodell berechnet, da die Verteilungen i.A. heteroskedastisch sind.

Ergebnisse
Die mittlere Jahrringbreite der Stichprobenbäume differenziert nach Versuchsfläche ist in Abbildung 3 gezeigt. Sie zeigt einen deutlichen Einbruch im trockenen Weiserjahr 1976. Die Wachstumsspitzen, von 1994 auf Fläche SW2.0 und von 1996 auf NO1.0 fallen mit den letzten waldbaulich begründeten Durchforstungen vor der Versuschsflächenenrichtung zusammen (HAUSER 2003). Innerhalb des Simulationszeitraumes 2001 bis 2005 deckt der Jahrringzuwachs die typische Bandbreite ab, abgesehen von den Zuwachsspitzen der Jahre 1994 bis 1997. Der Zeitverlauf der Stichprobenmittel beider Flächen ist ähnlich. Beide zeigen keinen Einbruch im Jahr 2003.

Digitized by Google

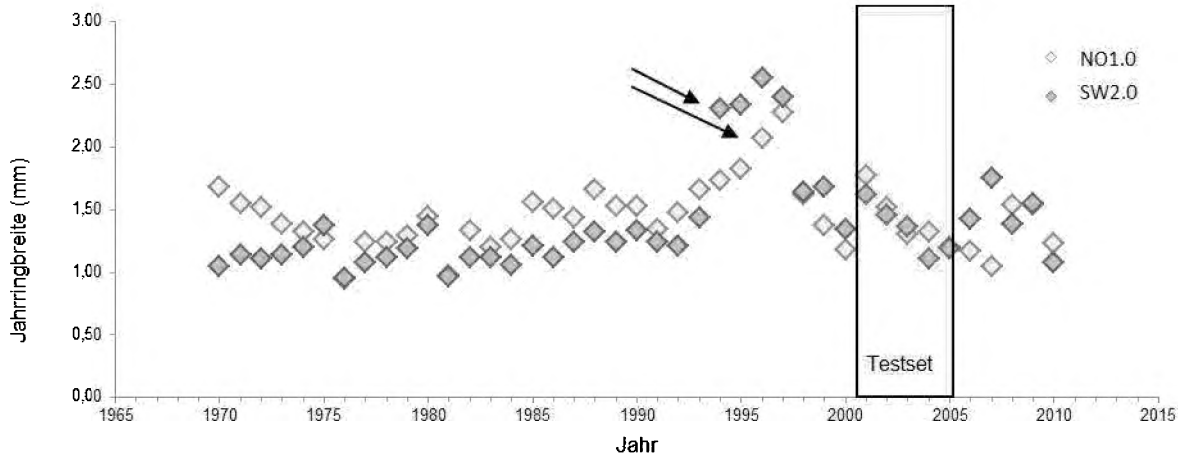


Abbildung 3: Mittlere jährliche Jahrringbreite nach Bohrkernstichprobe der Fläche NO1.0 und SW2.0. Die Ringbreiten direkt nach dem letzten forstwirtschaftlichen Eingriff sind durch Pfeile gekennzeichnet. Die Messwerte zwischen 2001 und 2005 (Testset) wurden zum Vergleich mit der Simulation verwendet

Abbildung 4 zeigt das von MoBiLE simulierte Einzelbaumwachstum von 2001 bis 2005 gegen das Ergebnis von SILVA auf der Fläche NO1.0 auf Gundlage der selben initialen Baumliste. Die Abweichung von MoBiLE gegenüber SILVA im BHD-Zuwachs beträgt 1,4 mm ± 0,8 mm und beim Höhenzuwachs 18 cm ± 11 cm jeweils beim Mittel von SILVA (1,24 cm im BHD und 1,01 m in der Höhe). Die Abweichungen beim Mittel wurden aus linearer Regression zwischen Zuwachsabweichung und Zuwachs berechnet.

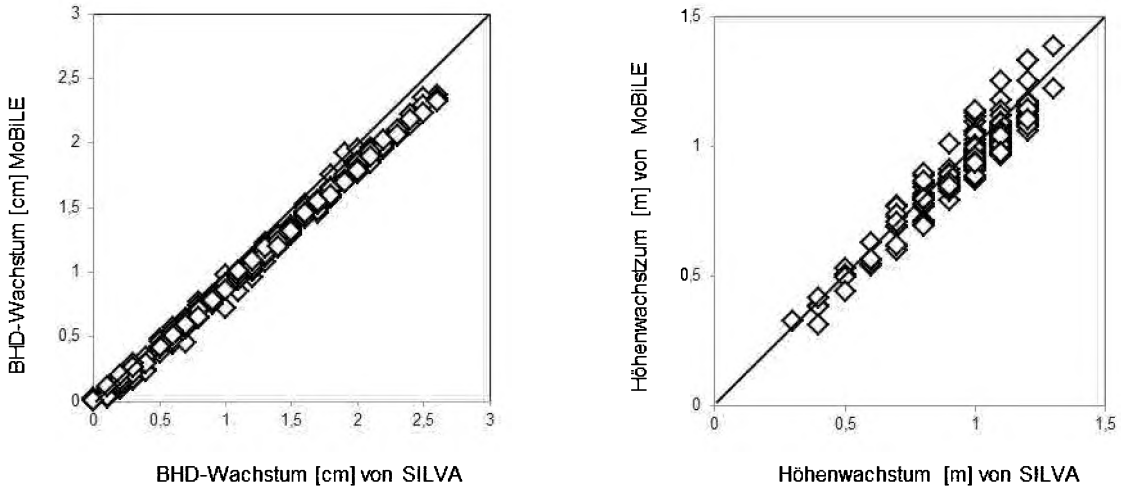


Abbildung 4: Simuliertes BHD-Wachstum und Höhenwachstum aller Einzelbäume auf Versuchsfläche NO1.0 im Zeitraum 2001 bis 2005, MoBiLE gegen SILVA, gezeigt mit der 1:1-Geraden

Digitized by Google

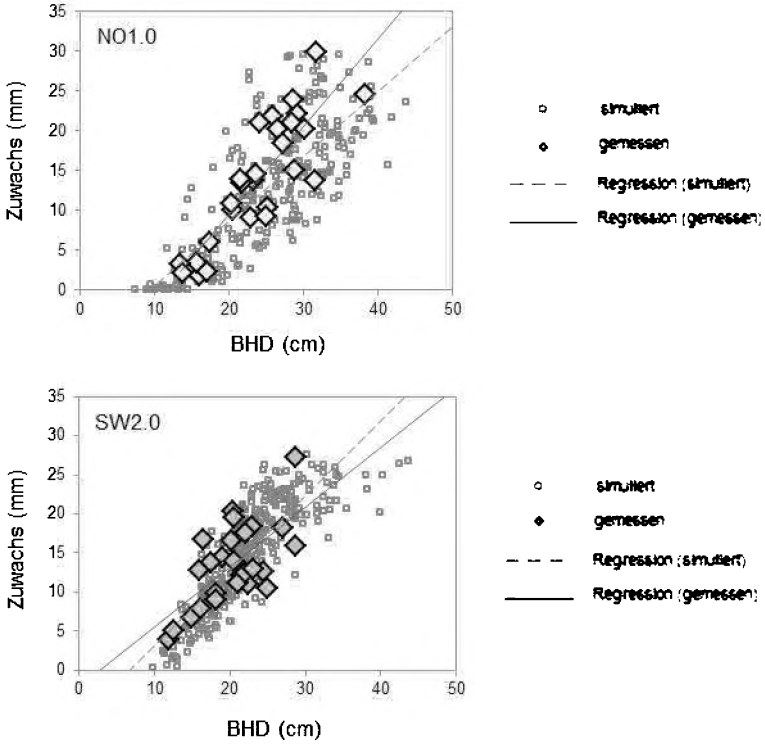


Abbildung 5: Vergleich des simulierten und des gemessenen BHD-Wachstums der Einzelbäume des Bestandes bzw. der Stichprobe von 2001 bis 2005 differenziert nach Versuchsfläche, oben NO1.0, unten SW2.0

Abschließend zeigt Abbildung 6, um einen Eindruck davon zu vermitteln, wie das Wachstum und seine Verteilungsbreite durch das Modell wiedergegeben werden, das 95%-Vorhersageintervall des BHD-Zuwachses von 2005 beim mittleren BHD sowohl nach Simulation als auch nach Messung.

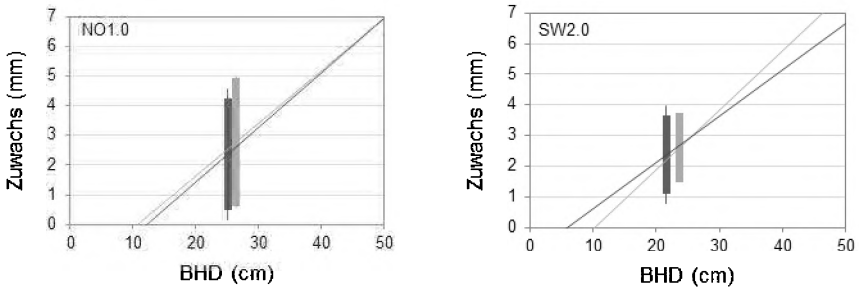


Abbildung 6: Spannbreite des Durchmesserzuwachses im Jahr 2005 der simulierten Bäume (hellgrau) und der gemessenen Stichprobenbäume (dunkelgrau) differenziert nach Versuchsfläche (NO1.0 und SW2.0). Die Fehlerbalken (halbes Konfidenzintervall der Verteilungsbreitenschätzung), sind als schmale Endlinien dargestellt

Diskussion

Die Entwicklung der mittleren Jahrringbreite auf NO1.0 und SW2.0 von 1970 bis 2010 zeigt beachtliche Ähnlichkeit zwischen beiden Flächen und einen deutlichen Einbruch im trockenen Weiserjahr 1976. Die auffallenden Wachstumsspitzen in der Mitte der 1990er Jahre können wahrscheinlich mit der letzten Durchforstung vor Einrichtung der Versuchsflächen im Jahr 1999 erklärt werden, weil sie zeitnah zu den Eingriffsjahren auftreten. Die BHD-Verteilung und die Höhenverteilung auf Fläche SW2.0 sind weniger differenziert. SW2.0 weist eine geringere Höhe und ein geringeres Wachstum auf, das Wahrscheinlich auf die geringere Wasserhaltekapazität des Standortes zurückzuführen ist (z.B. FRIEDRICHS et al. 2009, SCHARNWEBER et al. 2011).

Obwohl das Trockenjahr 2003 die Kohlenstoffassimilation in Europa im allgemeinen vermindert hat (CIAIS et al. 2005), insbesondere bei der Buche (CHARRU et al. 2010), war keine Verminderung der durchschnittlichen Jahrringbreite auf auf den Flächen NO1.0 und SW2.0 in diesem Jahr zu erkennen. Das könnte durch noch immer

Digitized by Google

günstige Wachstumsbedingungen nach der Trockenheit auf unseren Standorten und entsprechender Erholung zu begründen sein, wie bei VAN DER WERF et al. (2007). Bei MUND et al. 2011 wurde ein entsprechender Effekt auf besonders günstige Wachstumsbedingungen im warmen Frühjahr 2003 vor der Trockenheit zurückgeführt. Auch sind standortspezifische Anpassungen an trockene Bedingungen möglich (FOTELLI et al. 2009).

MoBiLE-PSIM wurde im Hinblick auf das Bestandeswachstum homogener Wälder erfolgreich evaluiert (GROTE et al. 2011a). Im Rahmen der vorliegenden Studie zeigte sich, dass die neue Einzelbaumversion die Durchmesser-Zuwachsverteilung im Beispielfall weitgehend beschreiben kann. Die stärkere Abweichung auf der Fläche NO1.0 ist auf das Jahr 2001 zurückzuführen (hier nicht gezeigt), in dem ein überdurchschnittliches Wachstums gegenüber dem Zeitraum 2001 bis 2005 stattfand. Es ist naheliegend, dass insbesondere die dominanten Bäume auf Grund günstiger Wachstumsbedingungen (warmes Frühjahr, früher Sommer und ausreichender Niederschlag) und eine deutlichere Höhendifferenzierung auf der Fläche NO1.0 von ihrem Konkurrenzvorteil profitieren konnten. Eine plausible Erklärung für die Abweichung zwischen Simulation und Messung ist daher, dass der Effekt durch eine weitergehende vertikale Stratifizierung des Bestandes in mehrere Kohorten zu erfassen ist, was noch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit war.
Der simulierte Fünfjahreszuwachs von MoBiLE mit gekoppeltem Einzelbaummodul wurde auch mit dem von SILVA simulierten Zuwachs auf dem Standort NO1.0 auf der Basis einer identischen Baumliste verglichen. Auf Grund ihrer unterschiedlichen Zeitschrittweite, kann nicht vorausgesetzt werden, dass beide Modelle den Dimensionszuwachs identisch simulieren, aber die Ähnlichkeit, die beide Modelläufe zeigen, unterstützt die Qualität der MoBiLE-Erweiterung. Die Zeitskala von fünf Jahren ist die typische Zeitschrittweite eines beobachtungsbasierten Modells. Daher besteht der Wissenszuwachs, der durch das Kohortenmodell ohne Interpolationsmodul bereits gegeben ist, in der interannuellen Witterungssensitivität der Konkurrenz und des Wachstums auf der Ebene ganzer Kohorten. Die Erweiterung von MoBiLE mit einem beobachtungsbasierten Einzelbaummodul stellt dann zusätzlich die interannuelle Variabilität der Konkurrenz und des Dimensionszuwachses auch auf der Einzelbaumebene dar. Die Regressionen zeigen, dass der Ansatz die Beziehung zwischen Dominanz und Konkurrenzvorteil (PRETZSCH und BIBER 2010 u.a.) im Bereich der verwendeten Witterungsdaten und bei vorläufiger Beschränkung auf eine einzige Kohorte treffend darstellt. Eine weitergehende Differenzierung nach mehreren Kohorten wurde bereits im Rahmen von Biomassesimulationen ohne Einzelbaummodul durchgeführt (GROTE et al. 2011b).
Es ist naheliegend, aber noch zu zeigen, dass die Modellerweiterung sich auch eignet, um die Konkurrenz zwischen Einzelbäumen wiederzugeben, die zu verschiedenen Kohorten mit unterschiedlichen lokalen Umweltbedingungen gehören. Interessante Fragen, die durch die Erweiterung des Kohortenmodells um das Einzelbaummodul untersucht werden können, sind, ob ein gezieltes Management einem zunehmenden Trockenstress entgegenwirken kann, indem es die Konkurrenz um Wasser vermindert (KOHLER et al. 2010) und zu welchem Grad die Beziehung zwischen oberirdischer und unterirdischer Konkurrenz sich unter diesen Bedingungen verändert (PRETZSCH und BIBER 2010, PRETZSCH und DIELER 2011).

Schlussfolgerung

Beobachtungsbasierte Waldwachstumsmodelle wie SILVA sind zu wichtigen Werkzeugen geworden, wo Systemwissen als Know-how für das Forstmanagement und die forstliche Beratung zur Verfügung gestellt wird. Der besondere Nutzen solcher Modelle ist die Entscheidungsunterstützung auf Einzelbaumebene, die der Betrachtungsebene des Managements entspricht. Da solche Modelle standortsensitiv sind, können sie auch für Klimawirkungsstudien verwendet werden (z.B. PRETZSCH et al. 2000, SCHMID et al. 2006), solange ihr spezifischer Beobachtungshorizont nicht zu weit überschritten wird. Außerdem kann ihr Gültigkeitsbereich durch Parametrisierung mit den Ergebnissen physiologischer Modelle erweitert werden (z.B. MOSHAMMER et al. 2009), die weniger auf der Beobachtung von Beständen, als vielmehr auf mechanistischen Gleichungen gestützt durch physiologische Experimente beruhen. Sie können einen weiteren Rahmen von Umweltveränderungen erfassen.
Wir haben hier einen innovativen Ansatz dargestellt, um das Waldwachstum auch unter solchen Veränderungen zu repräsentieren: Sein Kern ist ein physiologisch basiertes Prozessmodell, das in der Beschreibung der Bestandesstruktur einfach gehalten ist und um ein beobachtungsbasiertes Interpolationsmodul für die Einzelbaumebene erweitert wird. Es ist durch seine Modularität anpassungsfähig, schnell und kann verschiedenste Kombinationen von Umwelteinflüssen in hoher zeitlicher Auflösung abbilden.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Finanzierung innerhalb des Projektes „Modeling beech-dominated deciduous forest development based on competitive mechanisms of water und nitrogen partitioning“ unter Vertragsnummer GE 1090/9-1. Weiterhin danken wir Matthias Ulbricht und Gerhard Schütze für die sorgfältige Entnahme und Auswertung der Bohrkerne, ohne die diese Untersuchung nicht möglich gewesen wäre.

Digitized by Google

Literaturverzeichnis

BOISVENUE,C., RUNNING, S.W.: Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century, Global Change Biol. 12, 862-882, 2006

BOLTE,A., CZAJKOWSKI,T., KOMPA,T.: The north-eastern distribution range of European beech - a review, Forestry 80, 413-429, 2007

BOLTE,A., HILBRIG,L., GRUNDMANN,B., KAMPF,F., BRUNET,J., ROLOFF,A.: Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce-beech forest, Eur J Forest Res 129, 261-276, 2010

BOSSEL,H.: TREEDYN3 forest simulation model, Ecol. Modell. 90, 187-227, 1996

CHARRU,M., SEYNAVE,I., MORNEAU,F., BONTEMPS,J.D.: Recent changes in forest productivity: An analysis of national forest inventory data for common beech (*Fagus sylvatica* L.) in north-eastern France, For. Ecol. Manage. 260, 864-874, 2010

CIAIS,PH., REICHSTEIN,M., VIOVY,N., GRANIER,A., OGEE,J., ALLARD,V., AUBINET,M., BUCHMANN,N., BERNHOFER,C., CARRARA,A., CHEVALLIER,F., DE NOBLET,N., FRIEND,A.D., FRIEDLINGSTEIN,P., GRÜNWALD,T., HEINESCH,B., KERONEN,P., KNOHL,A., KRINNER,G., LOUSTAU,D., MANCA,G., MATTEUCCI,G., MIGLIETTA,F., OURCIVAL,J.M., PAPALE,D., PILEGAARD,K., RAMBAL,S., SEUFERT,G., SOUSSANA,J.F., SANZ,M.J., SCHULZE,E.D., VESALA,T., VALENTINI,R.: Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003, Nature 437, 529-533, 2005

FONTES,L., BONTEMPS,J.-D., BUGMANN,H., VAN OIJEN,M., GRACIA,C., KRAMER,K., LINDNER,M., RÖTZER,T., SKOVSGAARD,J.P.: Models for supporting forest management in a changing environment, Forest Systems 19, 8-29, 2010

FOTELLI,M.N., NAHM,M., KALLIOPI,R., RENNENBERG,H., HALYVOPOULOS,G., MATZARAKIS,A.: Seasonal and interannual ecophysiological responses of beech (*Fagus sylvatica*) at its south-eastern distribution limit in Europe, For. Ecol. Manage. 257, 1157-1164, 2009

FRIEDRICHS,D., TROUET,V., BÜNTGEN,U., FRANK,D., ESPER,J., NEUWIRTH,B., LÖFFLER,J: Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany, Trees 23, 729-739, 2009.

GESSLER,A., SCHREMPP,S., MATZARAKIS,A., MAYER,H., RENNENBERG,H.: Radiation modifies the effect of water availability on the carbon isotope composition of beech (*Fagus sylvatica* (L.)), New Phytol. 150, 653-664, 2001

GESSLER,A., JUNG,K., GASCHE,R., PAPEN,H., HEIDENFELDER,A., BÖRNER,E., METZLER,B., AUGUSTIN,S., HILDEBRAND,E., RENNENBERG,H.: Climate and forest management influence nitrogen balance of European beech forests: microbial N transformations and inorganic N net uptake capacity of mycorrhizal roots, Eur J Forest Res 124, 95-111, 2005

GESSLER,A., KEITEL,C., KREUZWIESER,J., MATYSSEK,R., SEILER,W., RENNENBERG,H.: Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate, Trees 21, 1-11, 2007

GROTE,R., PRETZSCH,H.: A model for individual tree development based on physiological processes, Plant biol (Stutt) 4, 167-180, 2002

GROTE,R.: Sensitivity of volatile monoterpene emission to changes in canopy structure – A model based exercise with a process-based emission model, New Phytol. 173, 550-561, 2007

GROTE,R., LEHMANN,E., BRÜMMER,C., BRÜGGEMANN,N., SZARZYNSKI,J., KUNSTMANN,H.: Modelling and observation of biosphere-atmosphere interactions in natural savannah in Burkina Faso, West Africa., Phys. Chem. Earth 34, 251-260, 2009

GROTE,R., KIESE,R., GRÜNWALD,T., OURCIVAL,J.-M., GRANIER,A.: Modelling forest carbon balances considering tree mortality and removal, Agric. Forest Meteorol, 151, 179-190, 2011a

GROTE R., KORHONEN J., MAMMARELLA I.: Challenges for evaluating process-based models of gas exchange at forest sites with fetches of various species, Forest Systems 20, 389-406, 2011b

HAUSER,S.: Dynamik hochaufgelöster radialer Schaftveränderungen und des Dickenwachstums bei Buchen (*Fagus sylvatica* L.) der Schwäbischen Alb unter dem Einfluss von Witterung und Bewirtschaftung, Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i. Brsg., 212 S., 2003

HOLST,J., GROTE,R., OFFERMANN,C., FERRIO,J.P., GESSLER,A., MAYER,H., RENNENBERG,H.: Water fluxes within beech stands in complex terrain, Int J Biometeorol 54, 23-36, 2010

HOLST,T., MAYER,H., SCHINDLER,D.: Microclimate within beech stands—part II: thermal conditions, Eur J Forest Res 123, 13-28, 2004

HOLST,T., MAYER,H.: Radiation components of beech stands in Southwest Germany, Meteorol. Zeitschrift 14, 107-115, 2005

JUMP,A.S., HUNT,J.M., PEÑUELAS,J.: Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica* (L.), Global Change Biol. 12, 2163-2174, 2006

KOCA,D., SMITH,B., SYKES,M.T.: Modelling regional climate change effects on potential natural ecosystems in Sweden, Climatic Change 78, 381-406, 2006

Digitized by Google

KOHLER,M., SOHN,J., NÄGELE,G., BAUHUS,J.: Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? Eur J Forest Res 129, 1109-1118, 2010

KUBISKE,M.E., QUINN,V.S., HEILMAN,W.E., MCDONALD,E.P., MARQUARDT,P.E., TECLAW,R.M., FRIEND,A.L., KARNOSKY,D.F.: Interannual climatic variation mediates elevated CO_2 and O_3 effects on forest growth, Global Change Biol. 12, 1054-1068, 2006

LANDSBERG,J., WARING,R.H.: A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning, For. Ecol. Manage. 95, 209-228, 1997

LANDSBERG,J.: Physiology in forest models: History and the future, FBMIS 1, 49-63, 2003

LÖW,M., HERBINGER,K., NUNN,A.J., HÄBERLE,K.-H., LEUCHNER,M., HEERDT,C., WERNER,H., WIPFLER,P., PRETZSCH,H., TAUSZ,M., MATYSSEK,R.: Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica* (L.)). Trees 20, 539-548, 2006

MAATEN, E., 2011. Climate sensitivity of radial growth in European beech (Fagus sylvatica L.) at different aspects in southwestern Germany. Trees, 26(3), 777-788.

MATYSSEK,R., LE THIEC,D., LÖW,M., DIZENGREMEL,P., NUNN,A.J., HÄBERLE,K.H.: Interactions between drought and O_3 stress in forest trees, Plant biol (Stutt) 8, 11-17, 2006

MAYER,H., HOLST,T., SCHINDLER,D.: Microclimate within beech stands - part I: photosynthetically active radiation, Forstw. Cbl. 121, 301-321, 2002

MOSHAMMER,R., RÖTZER,T. , PRETZSCH,H.: Analyse der Waldentwicklung unter veränderten Umweltbedingungen – Neue Informationen für die Forstplanung durch Kopplung von Modellen am Beispiel des Forstbetriebes Zittau, Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 8,63–70, 2009

MUND,M., KUTSCH,W. L., WIRTH,C., KAHL,T., KNOHL,A, SKOMARKOVA,M.V., SCHULZE, E.D.: The influence of climate and fructification on the inter-annual variability of stem growth and net primary productivity in an old-growth, mixed beech forest, Tree physiology, 30(6), 689-704, 2010

MUYS,B., HYNYNEN, J.,PALAHÍ,M., LEXER,M.J., FABRIKA,M., PRETZSCH,H., GILLET,F., BRICEÑO,E., NABUURS,G.J., KINT,V.: Simulation tools for decision support to adaptive forest management in Europe. Forest Systems. 19, 86-99, 2010

OLLINGER,S.V., ABER,J.D., REICH,P.B., FREUDER,R.J.: Interactive effects of nitrogen deposition, tropospheric ozone, elevated CO_2 and land use history on the carbon dynamics of northern hardwood forests, Global Change Biol. 8, 545-562, 2002

PORTE,A., BARTELINK,H.H.: Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management, Ecol. Modell. 150, 141–188, 2002

PRETZSCH,H., BIBER,P., DURSKY,J.: The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation, For. Ecol. Manage, 162, 3-21, 2002

PRETZSCH,H., DURSKY,J., POMMERENING,A., FABRIKA,M.: Waldwachstum unter dem Einfluss großregionaler Standortveränderungen, Forst und Holz 55, 307-314, 2000

PRETZSCH, H., GROTE, R., REINEKING, B., RÖTZER, T., SEIFERT, S.: Models for forest ecosystem management: a European perspective, Annals of botany, 101(8), 1065-87, 2008

PRETZSCH,H., BIBER,P.: Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe, Can. J. For. Res. 40, 370-384, 2010

PRETZSCH, H., DIELER, J.: The dependency of the size-growth relationship of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in forest stands on long-term site conditions, drought events, and ozone stress, Trees 25, 355-369, 2010

RICHARDS, F.J.: A Flexible Growth Function for Empirical Use, J.Exp.Bot. 10(29), 290-300, 1959

SAXE,H., CANNELL,M.G.R., JOHNSEN,O., RYAN,M.G., VOURLITIS,G.: Tree and forest functioning in response to global warming, New Phytol. 149, 369-399, 2002

SCHARNWEBER,T., MANTHEY,M., CRIEGEE,C., BAUWE,A., SCHRÖDER,C., WILMKING,M.: Drought matters - Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany, For. Ecol. Manage. 262, 947-961, 2011

SCHMID,S., THÜRIG,E., KAUFMANN,E., LISCHKE,H., BUGMANN,H.: Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: A model comparison, For. Ecol. Manage. 237, 65-82, 2006

SCHWINNING,S. WEINER,J.: Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants, Oecologia 113:447-455, 1998

RENNENBERG, H., GESSLER, A., ADAMS, M.A., FOTELLI, M.N., KEITEL C.: Charakterisierung des Wasserhaushalts von Buchen in Abhängigkeit von Klima und Bewirtschaftung. In: Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluss von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlussbericht des SFB 433, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau, S. 187-229, 2001

VAN DER WERF,G.W., SASS-KLAASSEN,U.G.W., MOHREN,G.M.J.: The impact of the 2003 summer drought on the intra-annual growth pattern of beech (*Fagus sylvatica* (L.)) and oak (*Quercus robur* (L.)) on a dry site in the Netherlands, Dendrochronologia 25, 103-112, 2007

WEINER, J.: Asymmetric competition in plant populations. Trends in ecology & evolution, 5(11), 360-364, 1990

Digitized by Google

WICHMANN, L.: Annual Variations in Competition Symmetry in Even-aged Sitka Spruce. Annals of Botany, 88(1), 145-151, 2001

WICHMANN, L.: Modelling the effects of competition between individual trees in forest stands. Ph.D. thesis, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark, 2002

Digitized by Google

Modellierung von asymmetrischen Kronenformen als Voraussetzung für verbesserte Schätzungen des Dickenwachstums

Susanne Sprauer, Matthias Schmidt und Jürgen Nagel
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldwachstum, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen

Zusammenfassung
Die Modellierung des Dickenwachstums von Einzelbäumen erfolgt vielfach unter Berücksichtigung von Kronenparametern, die aufgrund des hohen Erhebungsaufwands in der Regel modellbasiert hergeleitet werden. Die unterstellten Kronenmodelle vereinfachen die in der Realität häufig auftretenden asymmetrischen Kronenformen stark. Im Rahmen dieses Beitrags wird ein Verfahren zur Konstruktion potentiell asymmetrischer Kronenformen vorgestellt. Die Validierung anhand von Kronenablotungen zeigt allerdings, dass die auf diese Weise konstruierten Kronen die Messwerte nicht besser beschreiben als Modelle, die runde Kronenformen unterstellen. Im zweiten Teil des Beitrags wird die Bedeutung potentiell asymmetrischer Kronenformen für die Prognose des Dickenzuwachs von Einzelbäumen dargestellt.

Einleitung

Aus wachstumskundlicher Sicht ist die Modellierung der Baumkrone insbesondere für die Beschreibung des Einzelbaumzuwachses, von Astmerkmalen sowie zur Beschreibung der Konkurrenzsituation von Bedeutung. Dabei haben sich speziell für die Beschreibung der Konkurrenz Kronenparameter wie die Kronenmantelfläche gegenüber einfachen Dimensionsparametern wie dem BHD als überlegen erwiesen (Bachmann 1998). So ermöglicht die Verwendung von Kronenparametern und die damit einhergehende Berücksichtigung artspezifischer Kronendimensionen bei sonst gleichen biometrischen Kenngrößen eine realistischere Beschreibung der Konkurrenz in Mischbeständen. Zahlreiche aus der Literatur bekannte Modelle zur Vorhersage des Einzelbaumwachstums nutzen daher Kronenparameter als Prädiktoren (Hasenauer 1994; Monserud & Sterba 1996; Pretzsch 2002; Nagel & Schmidt 2006).
Da die Erfassung von Kronen im Bestand sehr aufwändig ist, müssen Kronenparameter wie der Kronenansatz und die Kronenbreite aus einfachen biometrischen Parametern wie dem BHD geschätzt werden. Daraus lassen sich unter der Annahme einfacher geometrischer Kronenformen Modellkronen konstruieren, wobei in der Regel stark vereinfachend horizontal symmetrische Kronenformen unterstellt werden. Tatsächlich besitzen jedoch die meisten Bäume eine mehr oder weniger asymmetrische Krone. Auch treten häufig exzentrische Kronen auf, deren Schwerpunkt zum Teil deutlich von der Position des Stammfußpunktes abweicht.
Das Dickenwachstum von Bäumen wird vor allem durch drei Arten von Einflussgrößen bestimmt. Diese sind a) Parameter auf der Ebene des Standortes, die Witterung, Klima aber auch Bodeneigenschaften beschreiben, b) Zustandsgrößen des Einzelbaumes wie die Dimension oder das Alter sowie c) die Wuchskonstellation des Baumes innerhalb des Bestandes. Die Erfassung des Effektes der Wuchskonstellation auf den Zuwachs ist entscheidend für die Sensitivität des Modells gegenüber waldbaulichen Maßnahmen wie Durchforstungen oder die Wahl des Ausgangsverbandes. Sie ist somit die unabdingbare Voraussetzung für waldbauliche Szenariosimulationen.
Dieser Beitrag gliedert sich im Folgenden in zwei Teile. Zunächst wird ein Ansatz vorgestellt, der es ermöglicht umgebungssensitive und damit potentiell asymmetrische Modellkronen zu konstruieren. Dabei wird die Form der Kronenschirmfläche der Einzelbäume so aufgebaut, dass sich die Kronen unter Einhaltung bestimmter Grenzwerte möglichst wenig überlappen so dass die verfügbare Strahlungsmenge maximiert wird. Die resultierenden Kronenschirmflächen werden mit bisher verwendeten Modellkronen verglichen und anhand von Kronenablotungen ertragskundlicher Versuchsflächen validiert.
Der zweite Teil dieses Beitrags erläutert die Bedeutung potentiell asymmetrischer Modellkronen für die Zuwachsprognose. Mithilfe dieser Modellkronen ist es möglich, die Konkurrenzsituation von Einzelbäumen im Kronenraum individuell zu beschreiben und beispielsweise die schirmfreie Kronenmantelfläche der Modellkronen zu bestimmen. Es soll gezeigt werden, dass die individuell verfügbare Strahlungsmenge über den reinen Konkurrenzeffekt hinaus einen Einfluss auf das Dickenwachstum der Bäume hat.

Material und Methoden

Kronenkonstruktion

Die Konstruktion von umgebungssensitiven potentiell asymmetrischen Modellkronen erfolgt bestandesweise. Für jeden Bestand wird mithilfe der BWinPro-Routine zur Generierung neuer Bestände (Nagel 2009) ein Randstreifen generiert, der ähnliche Bestockungsverhältnisse wie die eigentliche Versuchsfläche aufweist, um Randeffekte auf die Form der konstruierten Kronenschirmflächen zu vermeiden. Die Grundlage bildet die mittlere Kronenbreite, die für jeden Baum des Bestandes mithilfe eines statistischen Modells (Sprauer et al. 2011) geschätzt wird. Daraus ergibt sich die Größe der jeweilige Kronenschirmfläche. Um extreme Kronenformen zu vermeiden werden Grenzwerte festgelegt, die die maximale Länge der Radien und die Asymmetrie der Kronen (Verhältnis des maximalen zum mittleren Kronenradius eines Baumes) beschränken. Als maximale Länge für einzelne Radien

Digitized by Google

dienen in der Literatur beschriebene Höchstwerte. Die Asymmetriegrenze basiert auf Kronenablotungen in jeweils acht Kardinalrichtungen von 243 Versuchsparzellen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Grenzwerte für Kronenradien

	Maximaler Kronenradius		Asymmetrie	
	Wert [m]	Quelle	99%-Quantil	Anzahl Messungen
Buche	30.2	UHL ET AL. 2006	2.61	8931
Eiche	29.3	UHL ET AL. 2006	2.62	2202
Fichte	16.2	HASENAUER 1997	2.07	1963
Kiefer	15.0	HASENAUER 1997	2.23	1122

In Anlehnung an PRETZSCH (1992, 2002) wird die Form der Lichtkrone eines Baumes mithilfe von acht paraboloiden Vertikalprofilen je Baum dargestellt. In einem iterativen Prozess wird für jeden Baum eines Bestandes eine Kronenform konstruiert, indem die acht Radien, die die Kronenschirmfläche aufspannen, schrittweise gestreckt werden:

1. Jeder Baum erhält zunächst ausgehend von der Baumposition und unter Berücksichtigung seiner Höhe und der Kronenansatzhöhe eine Minimalkrone aus acht gleichgroßen Radien deren Schirmfläche einen Bruchteil der individuellen Ziel-Kronenschirmfläche ausmacht.
2. Beginnend beim stärksten Baum erfolgt eine schrittweise Streckung jedes einzelnen Radius, wenn
3. die Kronenausdehnung nicht zu einer Kollision mit bereits vorhandenen Kronen führt,
4. die Kronenausdehnung nicht unterhalb (im Schatten) einer bereits vorhandenen Krone stattfindet,
5. die Ziel-Kronenschirmfläche noch nicht erreicht ist
6. und weitere Grenzen (maximaler Radius in jeder Richtung und ein maximaler Grad der Asymmetrie der Krone, siehe Tabelle 1) eingehalten werden.
7. Abschließend werden alle Radien proportional zu ihrer bereits erreichten Länge gestreckt bzw. gestaucht sodass die exakte Ziel-Kronenschirmfläche erreicht wird.

Ergebnis dieses Prozesses sind positions- und nachbarschaftssensitive Kronenformen. Diese können in Wachstumssimulationen nach einem ähnlichen Verfahren fortgeschrieben werden. Die Umsetzung des Konstruktionsverfahrens erfolgt auf der Basis des Java Software Pakets TreeGrOSS (NAGEL 2009).
Zur Validierung des beschriebenen Verfahrens dienen Kronenablotungen von 8383 Bäumen verschiedener Baumarten in jeweils acht Kardinalrichtungen von 102 Versuchsflächen mit vollständig erhobenen Einzelbaumpositionen. Aus den abgeloteten Kronenradien werden mittels kubischer Splines glatte Kronenumrisse erstellt. Die Fläche dieser Kronenumrisse wird als gemessene Kronenschirmfläche bezeichnet. Es wird für jeden Baum der Anteil der gemessenen Kronenschirmfläche berechnet, der sich mit der konstruierten Kronenschirmfläche überschneidet. Als Vergleichsmaßstab dienen jeweils gleich große runde Kronen, für die ebenfalls der deckungsgleiche Anteil der gemessenen Kronenschirmfläche berechnet wird.

Zuwachs

Die Untersuchung des Einflusses der Kronenraumsituation auf den Einzelbaumzuwachs erfolgt am Beispiel der Baumart Buche. Dafür stehen 27623 beobachtete Zuwächse von 97 Versuchsparzellen mit vollständigen Einzelbaumpositionen zur Verfügung, wobei von den meisten Parzellen zwischen ein und drei Zuwachsperioden (vier bis sechs Jahre) berücksichtigt werden. Das Datenkollektiv umfasst ein breites Spektrum von Baumdimensionen mit Brusthöhendurchmessern (BHD) von 7,1 bis 88,8 cm. Das Alter variiert zwischen 28 und 180 Jahren. Die Verhältnisse im Kronenraum werden abstrahierend durch den Kronenkonkurrenzindex c66xy charakterisiert. Dieser ergibt sich aus der Summe der Kronenquerschnittsflächen aller Bäume innerhalb einer Einflusszone (Kreis mit Radius doppelter Kronenbreite) um den Bezugsbaum in einer Höhe von 66% der Kronenlänge des Bezugsbaumes. Der Freistellungsindex eines Baumes Δc66xy errechnet sich aus der Veränderung des Kronenkonkurrenzindex zu Beginn einer Zuwachsperiode durch die Entnahme von Bäumen innerhalb der Einflusszone. Das Datenmaterial deckt ein breites Spektrum von Konkurrenzsituationen und Freistellungsintensitäten ab (Tabelle 2).

Digitized by Google

Tabelle 2: Kennzahlen der Modellparameter

	Mittelwert (Extreme)
BHD [cm]	15,91 (7,10 – 88,80)
Alter [Jahre]	55,40 (28 – 180)
Kronenmantelfläche [m²]	81,25 (12,94 – 703,40)
Konkurrenzindex c66xy	1,26 (0,06 – 3,11)
Freistellungsindex Δc66xy	0,15 (0 – 1,91)

Die Grundlage für die Beschreibung des Einzelbaum-Grundflächenzuwachses bildet das derzeit verwendete Zuwachsmodell des Wachstumssimulators BWinPro (NAGEL 2009) erweitert um Zufallseffekte auf Parzellen- und Aufnahmeebene. Es beschreibt den Grundflächenzuwachs in Abhängigkeit von der Kronenmantelfläche, dem Alter, dem Kronenkonkurrenzindex, dem Freistellungsindex sowie Zufallseffekten auf Parzellen- und Aufnahmeebene. Die Zufallseffekte auf Parzellenebene berücksichtigen zusammenfassend alle parzellenbezogenen Einflussgrößen (Standort, Klima usw.).

$$\log(E[ig_{ijk}]) = \beta_0 + \beta_1 \log(km_{ijk}) + \beta_2 \log(alt_{ijk}) + \beta_3 konk_{ijk} + \beta_4 frei_{ijk} + a_i + a_{ij}\,, \quad [1]$$

$$\text{mit } ig_{ijk} \sim Gamma \text{ und } a = (a_i, a_{ij}) \sim N(0, G)$$

ig_{ijk}	Grundflächenzuwachs des Baumes *k* der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
$\beta_0 \ldots \beta_4$	Modellkoeffizienten
km_{ijk}	Kronenmantelfläche des Baumes *k* der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
alt_{ijk}	Alter des Baumes *k* der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
$konk_{ijk}$	Kronenkonkurrenzindex des Baumes *k* der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
$frei_{ijk}$	Freistellungsindex des Baumes *k* der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
a_i, a_{ij}	Zufallseffekt der Parzelle *i*, Zufallseffekt der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
G	Positiv-definite Kovarianzmatrix

Die Neuparametrisierung dieses Modells anhand von Daten mit vollständig eingemessenen Einzelbaumpositionen ermöglicht eine verbesserte Einschätzung der individuellen Konkurrenzsituation gegenüber der bisherigen Parametrisierung, für die die Konkurrenzsituation aufgrund fehlender Einzelbaumpositionen positionsunabhängig berechnet wurde.

Die Analyse des neu angepassten Modells zeigt Probleme bei der Erwartungstreue (s. Ergebnisse), weshalb eine Überprüfung der Modelleffekte auf Nicht-Linearität sinnvoll erscheint. Es wird daher ein verallgemeinertes additives gemischtes Modell (GAMM) verwendet, dessen allgemeine Form sich wie folgt beschreiben lässt:

$$\log(E[y_{ijk}]) = \beta_0 + f_1(x_{1_{ijk}}) + \ldots + f_n(x_{n_{ijk}}) + a_i + a_{ij}\,, \quad [2]$$

$$\text{mit } y_{ijk} \sim Gamma \text{ und } a = (a_i, a_{ij}) \sim N(0, G)$$

y_{ijk}	Zielgröße des Modells am Baum *k* der Parzelle *i* zum Aufnahmezeitpunkt *j*
β_0	globales Interzept
$x_{1_{ijk}} \ldots x_{n_{ijk}}$	erklärende Variablen
$f_1(\cdot) \ldots f_n(\cdot)$	glättende Funktionen, die als penalisierte „thin plate"-Regressionssplines spezifiziert werden
a_i, a_{ij}	Zufallseffekte der Parzelle *i* bzw. der Aufnahme *j* innerhalb der Parzelle *i*
G	Positiv-definite Kovarianzmatrix

Digitized by Google

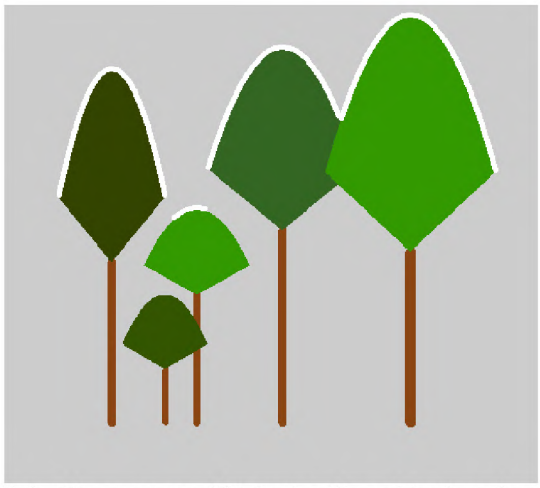


Abbildung 1: Schirmfreier Anteil der Kronenmantelfläche (weiß markiert) - schematische Darstellung.

Neben den bereits genannten Prädiktoren (Formel 1) werden zusätzlich der BHD, die Baumhöhe sowie der mithilfe der Modellkronen berechnete schirmfreie Anteil der Kronenmantelfläche (Fehler: Referenz nicht gefunden) getestet. Aufgrund der Ergebnisse der Validierung der asymmetrisch modellierten Kronen werden für die Bestimmung der schirmfreien Anteile der Kronenmantelfläche runde Modellkronen verwendet.
Datenverarbeitung und Modellbildung erfolgen unter Verwendung des Statistikpakets *R* (R Development Core Team 2009) sowie der Bibliotheken *mgcv* (Wood 2006), *nlme* (Pinheiro et al. 2010) und *MASS* (Venables & Ripley 2002).

Ergebnisse
Kronenkonstruktion
Das Verfahren erzeugt unter Berücksichtigung der Nachbarschaftsverhältnisse für jeden Baum eines Bestandes eine Kronenschirmfläche. Abbildung 2 stellt die Ergebnisse beispielhaft für einen 153jährigen Buchenbestand dar und zeigt die Orientierung der Kronenformen an den Nachbarkronen: In Richtung von Nachbarn mit geringer Distanz weisen die Kronen deutlich geringere Radien auf als in Bereichen, in denen die Distanz zum nächsten Nachbarn größer ist.

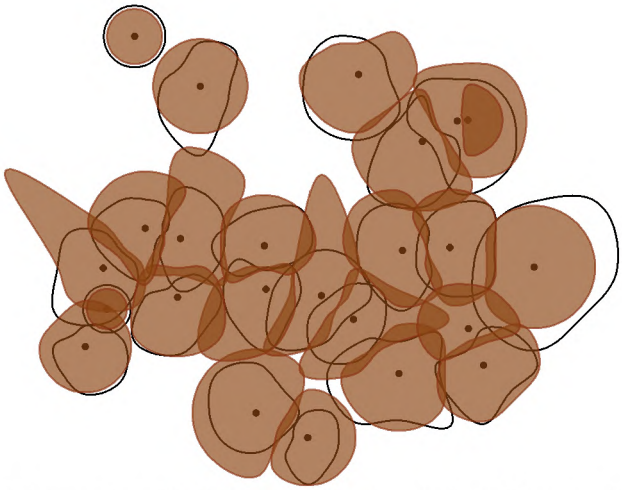


Abbildung 2: Unter Berücksichtigung der Wuchskonstellation konstruierte Kronenschirmflächen am Beispiel eines 153jährigen Buchenbestandes im Vergleich zu gemessenen Kronenschirmflächen (schwarze Umrisse)

Der Vergleich der konstruierten Kronenschirmflächen mit Schirmflächen aus Kronenablotungen ergibt im Mittel eine Übereinstimmung der Schirmflächen von 70 %. Runde Kronen decken dagegen rund 72 % der gemessenen Kronenschirmfläche ab. Es zeigt sich insbesondere, dass der Anteil runder oder annähernd runder Kronen durch das Konstruktionsverfahren unterschätzt wird.
Zuwachs
Die Ergebnisse der Neuparametrisierung des Ausgangsmodells (Wachstumssimulator BWinPro, Formel [1]) zeigen Probleme bei der Anpassung des Modells. Im Bereich geringer Modellvorhersagewerte ($\log(E[ig_{ijk}]) < 4{,}6$) wird der

Digitized by Google

Grundflächenzuwachs unterschätzt, für mittlere Modellvorhersagewerte zeigt sich eine leichte Überschätzung, während für hohe Modellvorhersagewerte ($\log(E[ig_{ijk}]) > 5$) erneut eine leichte Unterschätzung zu verzeichnen ist. Die hohen Abweichungen im Bereich sehr geringer und sehr hoher Vorhersagewerte basieren jeweils auf sehr wenigen Messungen und sollten daher nicht überbewertet werden (Abbildung 3). Das Modell erreicht ohne Berücksichtigung der Zufallseffekte einen korrigierten r²-Wert von 0,65. Umgerechnet auf den jährlichen Radialzuwachs ist das Gesamtmodell mit einem Fehler von 1,08 mm ohne Zufallseffekte bzw. 0,9 mm mit Zufallseffekten behaftet.

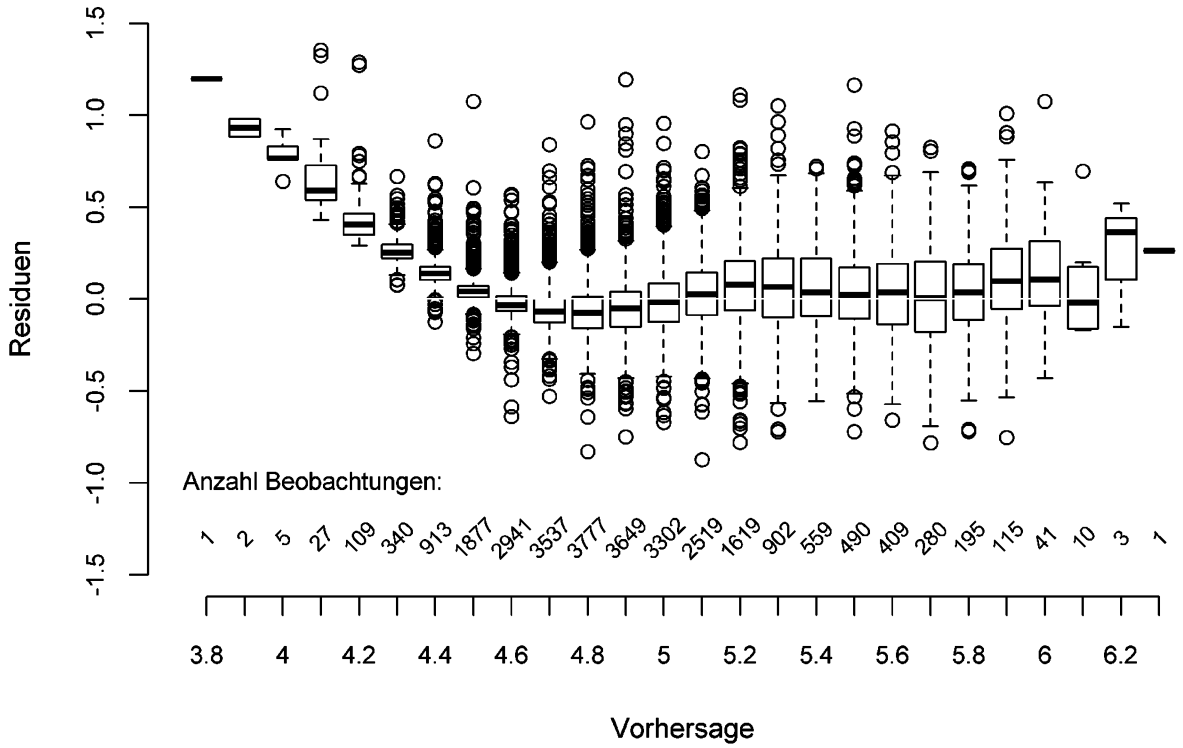


Abbildung 3: Residuen des neuparametrierten des BWinPro-Modells (Residuen und Vorhersage auf Ebene des linearen Prädiktors)

Für das Alternativmodell (Formel [3]) werden wie im BWinPro-Modell das Alter, sowie Kronenkonkurrenz- und Freistellungsindex des Baumes als erklärende Variable verwendet. Als Dimensionsgröße geht als vergleichsweise einfach zu messende Größe der BHD anstelle der Kronenmantelfläche ein. Zusätzlich wird die Baumhöhe sowie der schirmfreie Anteil der Kronenmantelfläche berücksichtigt. Das resultierende Modell lässt sich wie folgt beschreiben:

$$\log(E[ig_{ijk}]) = \beta_0 + f_1(BHD_{ijk}) + \beta_2 alt_{ijk} + f_3(h_{ijk}) + z_4\beta_4 konk_{ijk} + z_5\beta_5 sfk_{ijk} + \beta_6 frei_{ijk} + a_i + a_{ij} \quad [3]$$

mit $ig_{ijk} \sim Gamma$ und $a = (a_i, a_{ij}) \sim N(0, G)$

ig_{ijk}	Grundflächenzuwachs des Baumes k der Parzelle i zum Aufnahmezeitpunkt j
BHD_{ijk}, alt_{ijk}, h_{ijk}, $konk_{ijk}$, sfk_{ijk}, $frei_{ijk}$	erklärende Variablen: BHD, Alter, Baumhöhe, Kronenkonkurrenzindex, Anteil schirmfreier Kronenmantelfläche, Freistellungsindex des Baumes k der Parzelle i zum Aufnahmezeitpunkt j
β_0, β_4, β_5	Modellparameter
$f_1(\cdot)$, $f_3(\cdot)$	glättende Funktionen, die als penalisierte „thin plate"-Regressionssplines spezifiziert werden
z_4	$z_4 = \begin{cases} 1, wenn\ konk_{ijk} \leq 1{,}5 \\ 0, sonst \end{cases}$

Digitized by Google

z_5 $$z_5 = \begin{cases} 1, wenn\ sfk_{ijk} \geq 0{,}18 \\ 0, sonst \end{cases}$$

a_i, a_{ij} Zufallseffekte der Parzelle *i* bzw. der Aufnahme *j* innerhalb der Parzelle *i*

G Positiv-definite Kovarianzmatrix

Die Effekte des Alters und des Freistellungsindex sind linear. Die übrigen festen Effekte sind nicht-linear, wobei die Effekte des Kronenkonkurrenzindex und des schirmfreien Anteils der Kronenmantelfläche in einem weiteren Modellierungsschritt durch segmentierte Funktionen approximiert werden. Alle festen Effekte sind hochsignifikant ($p < 0{,}001$) und zeigen einen biologisch plausiblen Verlauf. Abbildung 4 zeigt ceteris paribus die einzelnen Effekte. Mit steigendem BHD nimmt der Grundflächenzuwachs zu. Gleichzeitig sinkt der Grundflächenzuwachs eines Baumes bei gegebenem Durchmesser mit dem Alter. Je länger ein Baum also gebraucht hat um einen bestimmten BHD zu erreichen, desto geringer ist der vorhergesagte Zuwachs. Auch die Höhe hat – bei gegebenem BHD und Alter – einen negativen Einfluss auf den Grundflächenzuwachs: schlanke Bäume lassen einen geringeren Grundflächenzuwachs erwarten als solche mit geringerem hd-Verhältnis. Im Vergleich zum BHD-Effekt haben Alters- und Höheneffekt eine deutlich geringere Amplitude, was auf einen geringeren Effekt auf den Grundflächenzuwachs schließen lässt. Die Effekte von Kronenkonkurrenzindex, schirmfreiem Anteil der Kronenmantelfläche und Freistellungsindex sind noch geringer aber dennoch hochsignifikant. Der Verlauf des Konkurrenzeffekts deutet darauf hin, dass der Grundflächenzuwachs bis zu Konkurrenzintensitäten von einer 1,5-fachen Überschirmung der Fläche abnimmt. Noch höhere Konkurrenzindizes verringern den Zuwachs nicht weiter. Das Modell beschreibt eine lineare Zunahme des Grundflächenzuwachses mit steigendem schirmfreiem Kronenmantelanteil ab einem Wert von 0,18. Die Freistellung eines Baumes hat einen positiven Effekt auf den Grundflächenzuwachs. Die Zufallseffekte auf Parzellen- und Aufnahmeebene sind ebenfalls signifikant. Insgesamt erreicht das Modell ohne Berücksichtigung der Zufallseffekte einen korrigierten r^2-Wert von 0,70. Der auf den jährlichen Radialzuwachs umgerechnete Fehler des Modells beträgt ohne Zufallseffekte 0,9 mm bzw. 0,77 mm bei zusätzlicher Berücksichtigung der Zufallseffekte. Gegenüber dem Vergleichsmodell bedeutet dies ein Verringerung des Fehlers um 0,18 bzw. 0,2 mm.

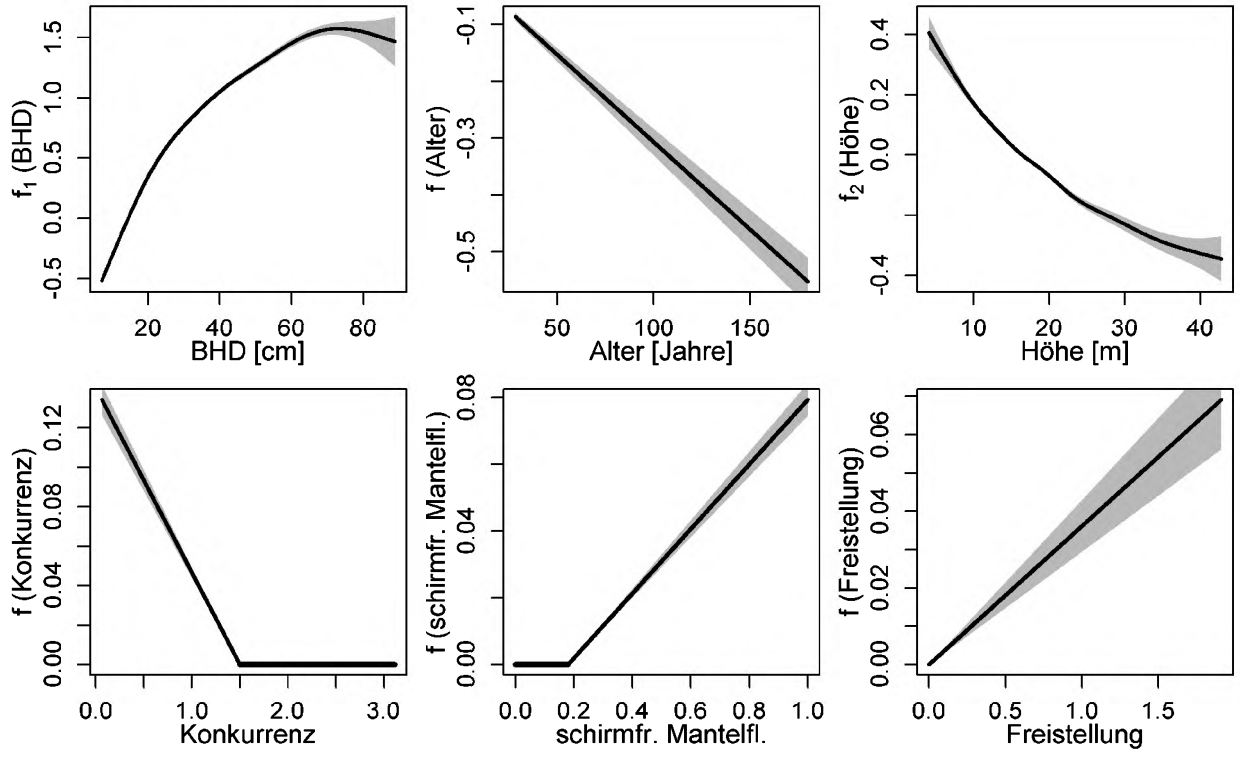


Abbildung 4: Effekte der Prädiktoren auf den Grundflächenzuwachs

Auch die Residuen des Modells zeigen eine deutliche Verbesserung gegenüber dem neuparametrisierten Modell aus BWinPro (Formel [1]) (Abbildung 5). Außer im Bereich extremer Vorhersagewerte mit geringer Datenbesetzung zeigt das Modell sehr geringe Abweichungen von den gemessenen Werten und ist somit nahezu unverzerrt.

Digitized by Google

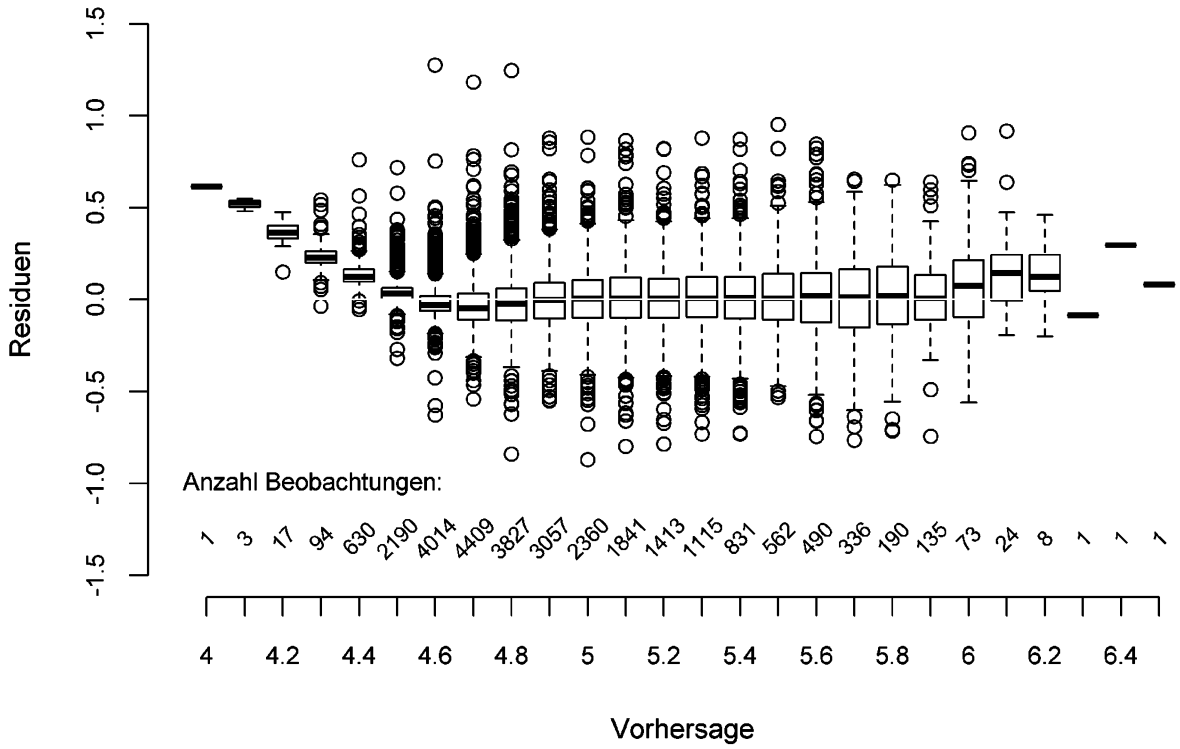


Abbildung 5: Residuen des Alternativmodells (GAMM) (Residuen und Vorhersage auf Ebene des linearen Prädiktors)

In Abbildung 6 wird die Sensitivität des Modells im Hinblick auf Änderungen der kronenbezogenen Parameter demonstriert. Die Grundlage sind mittlere Werte von Durchmesser und Höhe als Funktion des Alters, sowie mittlere Werte für Konkurrenz (1,3), den schirmfreien Anteil der Kronenmantelfläche (0,5) und eine Freistellung um 0,3. Ausgehend von diesen „mittleren" Verhältnissen wurde jeweils einer der Prädiktoren variiert, sodass der Effekt auf den in den jährlichen Radialzuwachs umgerechneten Grundflächenzuwachs deutlich wird. Dabei variiert der Kronenkonkurrenzindex zwischen 0 und 2, der schirmfreie Anteil der Kronenmantelfläche zwischen 0 und 1 und für den Freistellungsindex werden Werte zwischen 0 und 1 untersucht. In Abhängigkeit vom Alter zeigt das Modell konkurrenzbedingte Unterschiede des Radialzuwachs von bis zu 0,6 mm/Jahr. Der schirmfreie Anteil der Kronenmantelfläche modifiziert den vorhergesagten jährlichen Radialzuwachs um bis zu 0,3 mm und der Freistellungsindex verursacht Unterschiede von bis zu 0,1 mm/Jahr.

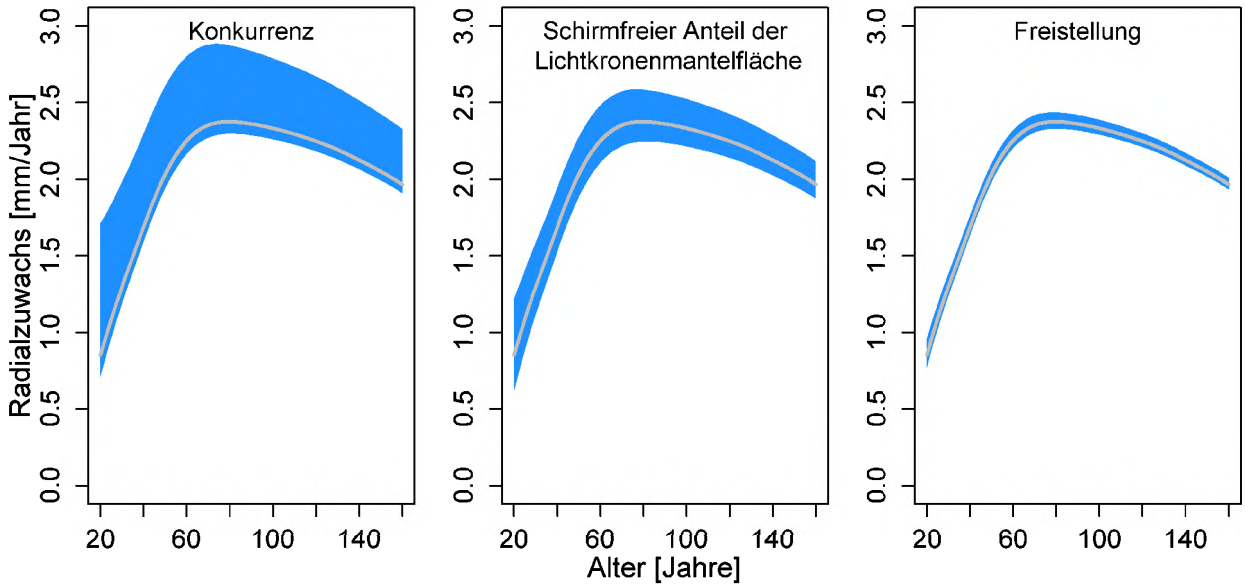


Abbildung 6: Sensitivitätsanalyse der Modellschätzungen des Alternativmodells (GAMM) in Bezug auf die kronenbezogenen Prädiktoren

Digitized by Google

Diskussion

Kronenkonstruktion

Die Form der Kronen und ihre räumliche Anordnung spielen eine wichtige Rolle für die Lichtaufnahme und die Photosyntheseleistung eines Baumes. Eine vor diesem Hintergrund optimale Kronenanordnung und Ausformung impliziert möglichst geringe Überlappungen der Kronen. Dies kann bei gegebenen Baumpositionen durch asymmetrische Kronenformen erreicht werden. Zahlreiche Studien bestätigen diesen Zusammenhang zwischen der horizontalen Ausformung und Positionierung der Krone einerseits und der Konkurrenzsituation eines Baumes andererseits (z.B. Mitscherlich 1970). So stellte Brisson (2001) fest, dass konkurrenzfrei erwachsene Zuckerahorne (*Acer saccharum* Marsh.) symmetrischere Kronenschirmflächen aufweisen als vergleichbare Bestandesbäume. An Individuen am Bestandesrand wurden noch stärker asymmetrisch ausgeprägte Kronen gefunden. Die Richtung der Abweichung des Schwerpunktes der Kronenprojektionsfläche vom Stammfusspunkt zeigte einen deutlichen Zusammenhang mit der Richtung der Konkurrenzeinwirkung auf den Bezugsbaum (Brisson 2001). Ähnliche Ergebnisse lieferten Untersuchungen in kühl-gemäßigten Hartholzwäldern in Japan (Umeki 1995) sowie in einem Laubmischwald in Massachusetts (USA) (Muth & Bazzaz 2003). Andere Untersuchungen stellen umgekehrt einen positiven Zusammenhang zwischen der Richtung der Kronenverlagerung und der Richtung von Bestandeslücken fest (Young & Hubbell 1991; Muth & Bazzaz 2002). Andere Autoren konnten zeigen, dass neben der Konkurrenz um Licht auch eine gegenseitige mechanische Beeinträchtigung die Kronenformen prägt (Meng et al. 2006).

Die konstruierten potentiell asymmetrischen Kronenschirmflächen zeigen erwartungsgemäß geringe Überlappungen mit Nachbarkronen und erhöhen gegenüber runden Modellkronen im Mittel den schirmfreien Anteil der Kronenmantelfläche. Überlappungen in Kronenrandbereichen können auch bei tatsächlich überlappungsfreien Kronen durch die Projektion in die Ebene entstehen. Durch die Glättung der Kronenumrisse kommen in geringem Umfang auch tatsächliche Überlappungen im Raum zustande.

Im Vergleich zur Annahme runder Kronen zeigen die konstruierten potentiell asymmetrischen Kronen eine geringere Übereinstimmung mit gemessenen Werten, sodass sie im Vergleich mit runden Kronen als weniger gute Approximationen beurteilt werden müssen. Das Verfahren basiert auf der Ausbildung der Kronenformen in Abhängigkeit von Nachbarkronen. Dabei konnten nur im Bestand verbleibende und seit der vorangegangenen Aufnahme (Aufnahmeintervall zwischen 4 und 6 Jahre) ausgeschiedene Nachbarn berücksichtigt werden. Dennoch ist davon auszugehen, dass auch früher ausgeschiedene Nachbarn, insbesondere große Nachbarn in geringem Abstand, die richtungsspezifische Ausdehnung der Krone längerfristig beeinflusst haben. Darüber hinaus berücksichtigt das Verfahren andere Faktoren, die ebenfalls mit der horizontalen Kronenausformung in Verbindung gebracht werden nicht. Dazu gehören die Hangneigung (z.B. Umeki 1995) und die Richtung der Sonneneinstrahlung (z.B. Guericke 2001). Die geringe Übereinstimmung der konstruierten Kronen mit gemessenen Werten deutet darauf hin, dass neben konkurrenzbedingten Faktoren andere Einflussgrößen eine Rolle spielen. Über ihre Funktion als Organ zur Lichtrezeption hinaus haben Kronen noch zahlreiche andere Funktionen und unterliegen verschiedenen Beschränkungen, die ihre Form und Anordnung bestimmen. Dazu zählen biomechanische (Stabilität, Wind), hydraulische und entwicklungsbedingte Beschränkungen sowie die Funktion in Bezug auf Konkurrenzfähigkeit und Reproduktion (Pearcy et al. 2005).

Unabhängig von der Eignung des vorgestellten Verfahrens zur Beschreibung gemessener Kronenformen, eröffnet es die Möglichkeit Kronenformen in die Zukunft fortzuschreiben. Für diese Anwendung ist der Mangel an Information über die Bestandesgeschichte und mögliche frühere Nachbarn eines Baumes unerheblich. Andere Einflussfaktoren wie die Hangneigung können leicht einbezogen werden. Aufgrund mangelnder Daten (Zeitreihen von Kronenablotungen) ist eine Validierung jedoch derzeit nicht möglich.

Zuwachs

Das Zuwachsmodells des Wachstumssimulators BWinPro führt zu Prognosen, die in bestimmten Bereichen verzerrt sind d.h. gerichtete Abweichungen aufweisen. Dies ist zumindest teilweise darauf zurückzuführen, dass die Annahme linearer Modelleffekte eine zu starke Vereinfachung darstellt. Die Verwendung glättender Splines bzw. die Verwendung von verallgemeinerten additiven Modellen erlaubt eine deutliche Verbesserung und liefert plausible Vorhersagen des Grundflächenzuwachses speziell auch für die Extrapolationsbereiche. Die grundsätzliche qualitative Wirkungsrichtung der Effekte ändert sich jedoch nicht. So wirken sich die Dimension des Baumes (Kronenmantelfläche bzw. BHD) und der Freistellungsindex positiv auf den Zuwachs aus, wohingegen Alter und Konkurrenz in beiden Modellen einen negativen Einfluss haben.

Die Ergebnisse zeigen die Bedeutung der Wuchskonstellation für das Dickenwachstum des Einzelbaumes. So hat die Konstellation im Kronenraum auf unterschiedlicher räumlicher Skalenebene einen Einfluss auf das Dickenwachstum. Konkurrenz- und Freistellungsindex quantifizieren die Überschirmung innerhalb einer Einflusszone (im Umkreis der doppelten Kronenbreite) eines Baumes bzw. deren Änderung und beschreiben damit die allgemeine Stellung des Baumes im Wettbewerb um die Ressourcen Licht und Raum. Der schirmfreie Anteil der Kronenmantelfläche bezieht darüber hinaus die direkt verfügbare Strahlungsmenge auf Ebene der Einzelkrone in die Zuwachsschätzung ein. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass neben der Größe auch die konkrete Position und Ausformung einer Nachbarkrone innerhalb der Einflusszone einen Einfluss auf den Zuwachs hat. Die Effekte auf beiden räumlichen Skalenebenen haben jeweils einen signifikanten Einfluss auf den Zuwachs, wobei der Konkurrenzindex den größten Einfluss auf den Grundflächenzuwachs hat. Doch auch der schirmfreie Anteil der

Digitized by Google

Kronenmantelfläche führt zu Unterschieden der Zuwachsprognose in nicht zu vernachlässigender Größenordnung. Der schirmfreie Anteil der Kronenmantelfläche ist noch stärker als die verwendeten Indizes für Konkurrenz und Freistellung abhängig von der räumlichen Lage und der horizontalen Ausformung der Kronen. Vor diesem Hintergrund ist es wünschenswert, die Kronen genauer als durch das vorgestellte Konstuktionsverfahren bzw. die Annahme runder über dem Stammfußpunkt zentrierter Kronen beschreiben zu können.

Literatur

BACHMANN, M.: Indizes zur Erfassung der Konkurrenz von Einzelbäumen: Methodische Untersuchung in Bergmischwäldern. Forstliche Forschungsberichte München 171, 1998

BRISSON, J.: Neighborhood competition and crown asymmetry in Acer saccharum. Canadian Journal of Forest Research 31 (**12**): 2151–2159, 2001

GUERICKE, M.: Untersuchungen zur Wuchsdynamik von Mischbeständen aus Buche und Europ. Lärche (Larix decidua, Mill.) als Grundlage für ein abstandsabhängiges Einzelbaumwachstumsmodell. Dissertation, Universität Göttingen, 2001

HASENAUER, H.: Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-Kiefern-und Buchen-Fichtenmischbestände. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur Wien 8, 1994

HASENAUER, H.: Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. Forest Ecology and Management 96 (**3**): 197–206, 1997

MENG, S. X., RUDNICKI, M., LIEFFERS, V. J., REID, D. E. B. & SILINS, U.: Preventing crown collisions increases the crown cover and leaf area of maturing lodgepole pine. Journal of Ecology 94 (**3**): 681–686, 2006

MITSCHERLICH, G.: Wald, Wachstum und Umwelt. Sauerländers Verlag, Frankfurt am Main, 1970

MONSERUD, R. A. & STERBA, H.: A basal area increment model for individual trees growing in even-and uneven-aged forest stands in Austria. Forest Ecology and Management 80 (**1-3**): 57–80, 1996

MUTH, C. C. & BAZZAZ, F. A.: Tree canopy displacement at forest gap edges. Canadian Journal of Forest Research 32 (**2**): 247–254, 2002

MUTH, C. C. & BAZZAZ, F. A.: Tree canopy displacement and neighborhood interactions. Canadian Journal of Forest Research 33 (**7**): 1323–1330, 2003

NAGEL, J.: Waldwachstumssimulation mit dem Java Software Paket TreeGrOSS - Vorläufiges Handbuch. URL: http://www.nw-fva.de/?id=194#524, heruntergeladen am 21.10.2010, 2009

NAGEL, J. & SCHMIDT, M.: The Silvicultural Decision Support System BWINPro. In: HASENAUER, H.: Sustainable Forest Management, Growth Models for Europe. Springer, Berlin/Heidelberg, 2006

PEARCY, R. W., MURAOKA, H. & VALLADARES, F.: Crown architecture in sun and shade environments: assessing function and trade-offs with a three-dimensional simulation model. New Phytologist 166 (**3**): 791–800, 2005

PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., & R DEVELOPMENT CORE TEAM: nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models., 2010

PRETZSCH, H.: Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein-und Mischbestände. Forstliche Forschungsberichte München 115, 1992

PRETZSCH, H.: Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey, Berlin/Wien, 2002

R DEVELOPMENT CORE TEAM: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2009

SPRAUER, S., SCHMIDT, M. & NAGEL, J.: Quantitative Grundlagen zur Ableitung asymmetrischer Kronen in Nordwestdeutschland. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbands Forstlicher Forschungsanstalten in Cottbus, 2011

UHL, E., METZGER, H. G. & SEIFERT, T.: Dimension und Wachstum von solitären Buchen und Eichen. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbands Forstlicher Forschungsanstalten in Staufen, 2006

UMEKI, K.: Modeling the relationship between the asymmetry in crown display and local environment. Ecological Modelling 82 (**1**): 11–20, 1995

VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D.: Modern applied statistics with S. Springer Verlag, New York, USA, 2002

WOOD, S. N.: Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Florida, USA, 383 S., 2006

YOUNG, T. P. & HUBBELL, S. P.: Crown Asymmetry, Treefalls, and Repeat Disturbance of Broad-Leaved Forest Gaps. Ecology 72 (**4**): 1464–1471, 1991

Digitized by Google

Ein mehrdimensionaler Lösungsansatz zur standortökologischen Vitalitätsanalyse von Sitka-Fichte (Picea sitchensis) in Mecklenburg-Vorpommern

Matthias Noack
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde, Germany

1. Einleitung

Seit ungefähr sieben Jahren wird in Sitka-Fichtenbeständen an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns ein einzelbaum- bis flächenweises Mortalitätsgeschehen beobachtet. Schadsymptome und -ursachen waren bislang unbekannt.

Als Reaktion auf diese Entwicklung wurden auf der Grundlage eines den Sitka-Fichten-Verbreitungsschwerpunkt im Ostseeraum Mecklenburg-Vorpommerns widerspiegelnden Probeflächennetzes aussagekräftige Schadstufen entwickelt und umfangreiche Standortinformationen erhoben. Sie sollen helfen, mit Hilfe eines geeigneten mehrdimensionalen biomathematischen Lösungsansatzes die wesentlichen Ursache-Wirkungsbeziehungen zu quantifizieren.

Durch die Anwendung eines in der medizinischen Forschung entwickelten Algorithmus´ zur mehrdimensionalen Varianzanalyse in Verbindung mit der Diskriminanzanalyse sollten die folgenden forstwissenschaftlichen und waldbaurelevanten Fragestellungen beantwortet werden:

1. Können Waldbestände auf der Grundlage der erhobenen Standortmerkmale zuverlässig in Vitalitätsklassen gruppiert werden?
2. Sind die dabei beobachteten Vitalitätsklassenunterschiede signifikant?
3. Welches sind die wesentlichen Merkmale zur Gruppenbildung? Charakterisieren Merkmalskombinationen die Vitalitätsklassen besser als Einzelmerkmale?
4. Welche Merkmale ermöglichen eine sichere Vitalitätsklassenprognose und kann der Umfang der zu messenden Merkmale gesenkt werden?
5. Welche mathematische Funktion beschreibt die Vitalitätsklassenzuordnung der Objekte? Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit, Waldbestände richtig zu klassifizieren?

2. Material

Auf insgesamt $n = 99$ Probeflächen erfolgte auf der Grundlage phänotypischer Baummerkmale (Benadelungsdichte, -farbe, Harzflussmerkmale, Fraßbilder von Borken- bzw. Bastkäfern, Trockniserscheinungen) eine bestandesindividuelle Diagnose einer selbstdefinierten, vierstufigen Schadstufenklassifizierung.

Die Bewertung der sich ergebenden Schadstufenfrequenz basiert auf den folgenden $p_{gesamt} = 15$ Standortmerkmalen Y_i, die sich aus sechs Klimaelementen (Zeitraum: 1980 – 2006) bzw. neun Bestandes- und Bodenparametern rekrutieren:

T_{Max}	: Summe der Tages-Maximaltemperaturen
T	: Summe der Tages-Mitteltemperaturen
T_{Min}	: Summe der Tages-Minimaltemperaturen
N	: Niederschlagssumme
N/T	: Quotient aus T und N
LF	: Luftfeuchte
HO_{100}	: Oberhöhenbonität
C/N	: C/N-Verhältnis im Humusstoffhorizont O_h
pH(KCl), pH(H_2O)	: Azidität im Humusstoffhorizont O_h
nWSK	: nutzbare Wasserspeicherkapazität (Mineralbodentiefe 0 - 40 cm)
O	: Mächtigkeit des Auflagehumus
O_l	: Mächtigkeit des Streu-Auflagehorizonts
O_f	: Mächtigkeit des Fermentationshorizonts
O_h	: Mächtigkeit des Humusstoffhorizonts

Digitized by Google

Zur besseren ökologischen Interpretierbarkeit erfolgte eine jahresweise Stratifizierung der beobachteten Klimaelemente in die Zeitperioden Winter (Monate 1 - 2), Frühjahr (Monate 3 - 5), Sommer (Monate 6 - 8), Vegetationsperiode (Monate 4 - 10) und Gesamtjahr (Monate 1 – 12).

3. Lösungsansatz

Als Lösungsansatz zur Schadensdiagnose und -prognose auf der Grundlage der bereitgestellten probeflächenspezifischen Umwelt- und Wachstumsinformationen sollte der von AHRENS & LÄUTER (1974) entwickelte mehrdimensionale Algorithmus zur Dimensionserniedrigung, Hypothesenprüfung und Diskrimination dienen.

Zur Gewinnung von Vorinformationen über das Schadstufentrennvermögen möglichst zahlreicher ökologischer Umwelt- und Bestandesmerkmale wurden deshalb in einem ersten Schritt die p_{gesamt} Merkmalsverteilungen schadstufenweise gruppiert und mit Hilfe ihrer Lage- bzw. Streuungsparameter hinsichtlich ihrer Trennschärfe geprüft. Offenkundig unwirksame Merkmale konnten somit in einem ersten Schritt ausgelesen werden.

Anschließend erfolgten exakte univariate Signifikanztests der verbleibenden empirischen Schadstufenmerkmale, um weitere Entscheidungsgrundlagen zur Indikation der kausal bedeutungsvollsten und somit prognosesichersten Merkmale bereitzustellen. Unter Beachtung der statistischen Verteilungseigenschaften der Klimaelemente kamen hierbei die Normalverteilung, Additivität sowie Homoskedastizität voraussetzenden ANOVA-Varianzanalysen zur Anwendung (Abbildung 1, links). Zur Beurteilung der natürliche a-priori-Ordnungen aufweisenden Bestandes- und Bodenmerkmale dienten hingegen nichtparametrische JONCKHEERE-TERPSTRA-Tests (Abbildung 1, rechts).

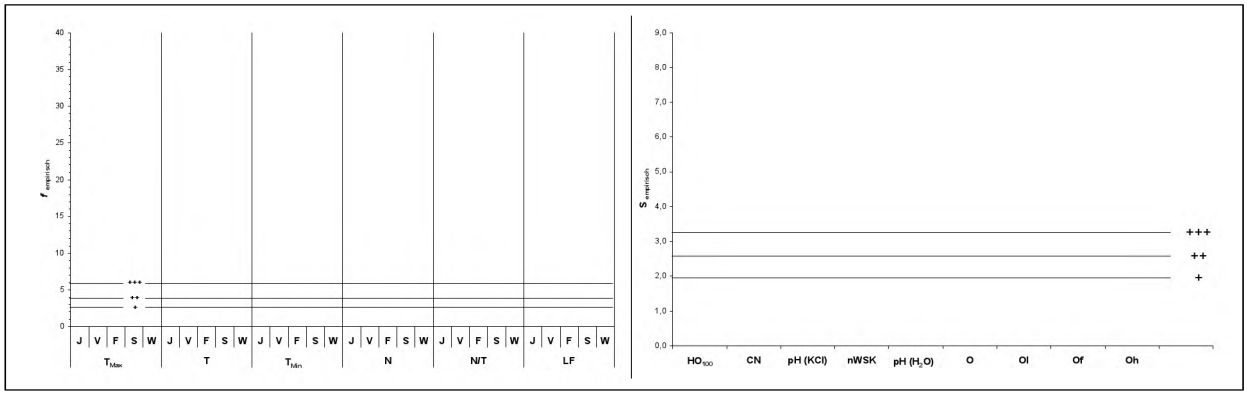


Abbildung 1: Schadstufen-Signifikanzprüfung der erhobenen Klima- bzw. Bestandesmerkmalsunterschiede

Orientiert am Rang der tatsächlichen Irrtumswahrscheinlichkeiten und auf der Grundlage einer ökologisch begründeten Diskussion des verbliebenen Merkmalskomplexes sind sodann allein die trennfähigsten p_i Merkmale der n Sitka-Fichtenbestände in den weiterem Analyseprozess einbezogen worden.

Die Gleichheitsprüfung ihrer Mittelwertvektoren (H_0: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$) erfolgte mit Hilfe einer multivariaten Varianzanalyse MANOVA, basierend auf einem linearen Modell mit p_i Variablen in $J = 4$ Klassen. H_0 gilt, wenn die Bedingung $f > F_{f1,f2,\alpha}$ erfüllt ist. Ansonsten ist die Alternativhypothese (H_1: $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$) anzunehmen.

Darüber hinaus sollte das Spurkriterium $T^2\,(y_1,y_2,\ldots,y_p) = Sp(HG^{-1})$ nach LAWLEY (1938) & HOTELLING (1951) als multivariates Trennmaß zur Bestätigung der schadstufenspezifischen quantitativen Merkmalsunterschiede herangezogen werden. Im Gegensatz zur F-Prüfstatistik charakterisiert es den gesamten linearen Merkmalsraum und liefert für unterschiedliche p und n vergleichbare Prüfwerte.

Die speziell für alle Einzelmerkmale (y_i) und Merkmalspaare (y_h, y_i) hergeleiteten multivariaten Trennmaße $T^2\,(y_i)$ bzw. $T^2\,(y_h,\ y_i)$ beschreiben die individuelle Trennfähigkeit einzelner Parameter oder ihrer Kombinationen. Gleichzeitig quantifizieren sie ihren Vorhersagewert zur Einteilung der Sitka-Fichten-Schadstufen. In einer Trennmaßmatrix werden die besttrennenden Einzelmerkmale oder Merkmalskombinationen deutlich (Tabelle A-1).

Eine waldbaurelevante, präventive Schadstufenprognose ermöglichen die $t = \min(p, \text{J-1}) = 3$ nichtelementaren linearen Diskrimanzfunktionen $w_i = a_0 + a_1y_1 + a_2y_2 + \ldots + a_py_p$ (Tabelle A-2). Unter Beachtung aller Merkmalskorrelationen gestatten die daraus resultierenden Rechenmaße w_i eine zuverlässige quantitative Diskrimination der beobachteten Probebestände.

Der Anteil korrekter bzw. fehlerhafter Klassifikationen auf der Grundlage der in die Betrachtung einbezogenen Standortinformationen lässt sich somit berechnen (Tabelle A-3).

Digitized by Google

4. Fazit

Die testweise Anwendung des geschilderten schrittweisen Verfahrens zur Auslese redundanter Standortmerkmale für das aktuelle Schadgeschehen in Sitka-Fichtenbeständen Mecklenburg-Vorpommerns hat gezeigt, dass sich die trennschärfsten Merkmale sinnvoll und ökologisch plausibel herausselektieren lassen.
Der Informationsgehalt vorliegender Merkmalsmengen lässt sich effektiv bewerten und biologisches Systemverhalten hinreichend genau beschreiben.
Die Entwicklung kleiner Merkmalsmengen mit hohem Informationsgehalt fördert die sichere Diskrimination stochastischer Zusammenhänge in einem Raum niedrigerer Dimension. Kostenintensive Primärdatensammlungen ohne zusätzlichen Erkenntnisgewinn können folglich vermieden werden.

5. Literatur

LAWLEY, D. N. (1938): A generalization of Fisher`s z-test. Biometrika 30. Correction: Biometrika 30: 467-469.
HOTELLING, H. (1951): A generalized T test and measure of multivariate dispersion. Proc. Second Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability.
AHRENS, H.; LÄUTER, J. (1974): Mehrdimensionale Varianzanalyse. Akademie-Verlag, Berlin.

6. Anhang

Tabelle A-1: Trennmaßmatrix-Muster der Einzelmerkmale (in der Hauptdiagonalen) und Merkmalspaare

	Jahr-T_{Max}	Veg.-per.-T_{Mittel}	Frühjahr-T_{Mittel}	Sommer-T_{Mittel}	Winter-T_{Max}	LF	HO_{100}	C/N	nWSK	Oh
Jahr-T_{Max}										
Veg.-per.-T_{Mittel}										
Frühjahr-T_{Mittel}										
Sommer-T_{Mittel}										
Winter-T_{Max}										
HO_{100}										
LF										
C/N										
nWSK										
Oh										

Digitized by Google

Tabelle A-2: Koeffizienten der empirischen Diskriminanzfunktionen zur Berechnung der Rechenmaße w_i

Merkmal y_i		w_1	w_2	w_3
Jahr-T_{Max}	a_1			
Veg.-per.-T_{Mittel}	a_2			
Frühjahr-T_{Mittel}	a_3			
Sommer-T_{Mittel}	a_4			
Winter-T_{Max}	a_5			
HO_{100}	a_6			
LF	a_7			
C/N	a_8			
nWSK	a_9			
Oh	a_{10}			

Tabelle A-3: Häufigkeitstabelle korrekter bzw. falscher Schadstufenprognosen bei der Diskrimination mit p Diskrimanzmerkmalen der n Probebestände

		geschätzt			
		1	**2**	**3**	**4**
wahr	**1**	**> 0**	> 0	0	0
	2	> 0	**> 0**	> 0	0
	3	0	> 0	**> 0**	> 0
	4	0	0	> 0	**> 0**

Digitized by Google

Ein Datenbankmanagementsystem zur Verwaltung der Sach- und Geodaten von forstlichen Versuchsflächen als Grundlage für die Integration in ein Geodatenportal

Annett Degenhardt

Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Fachbereich Waldentwicklung / Monitoring, 16225 Eberswalde, A.-Möller-Str. 1

Versuchsflächendaten aus mehr als 100 Jahren Beobachtungszeit

Für die Bearbeitung forstlicher Fragestellungen betreut und verwaltet das Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) als Betriebsteil des Landesbetriebes Forst Brandenburg fast 1000 Versuchen mit über 3000 häufig sehr langfristig beobachteten Einzelflächen (teilweise seit 1870), von denen mehr als 1000 Flächen noch unter aktueller Beobachtung stehen.

Zur Erfassung der zeitlichen Entwicklung der Versuchsflächen erfolgen Beobachtungen, Messungen bzw. Analysen in Abständen von einem Jahr bis zu 20 Jahren. Je nach Aufgabenstellung werden dabei verschiedenste forstlich relevante Parameter erhoben.
Über die langen Beobachtungszeiträume von teilweise weit mehr als 100 Jahren wechselten notwendigerweise mehrmals die Bearbeiter. Außerdem haben sich im Laufe der Zeit die konkreten Zielstellungen der Waldbewirtschaftung bzw. forstlichen Forschung immer wieder verändert (WIEDEMANN 1933; ERTELD 1958, JOHANN 1993). Um den jeweils aktuellen Zielstellungen in der praktischen Waldbewirtschaftung gerecht zu werden, mussten Versuche angepasst bzw. bei Bedarf auch neue Versuchsflächen angelegt sowie neue Untersuchungsmethoden und Messtechniken eingesetzt wurden. Durch die neuen bzw. weiterentwickelten Messtechniken gelang es, in gleichen Zeiträumen größere Datenmengen zu erheben, die Daten genauer zu bestimmen, aber auch zusätzliche Größen zu erfassen (Abb. 1 und 2).

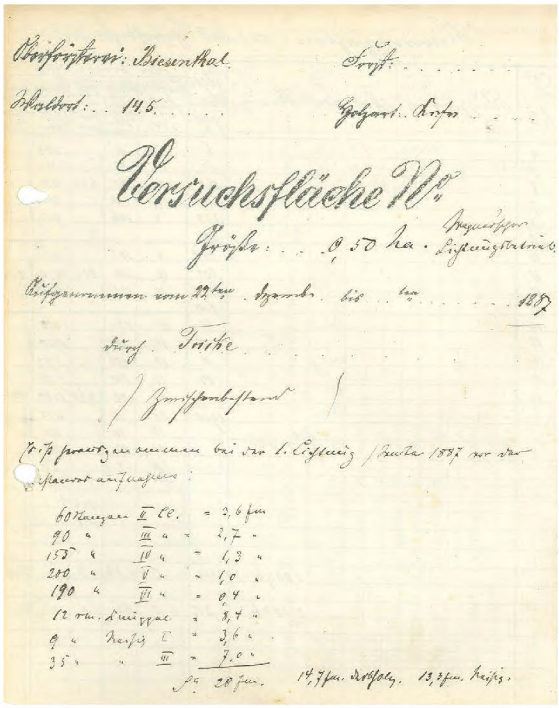

Versuchsfläche

Abb. 1: Aufnahmebogen aus dem Jahr 1887

Abb. 2: Moderne Messtechnik auf Level II-Flächen (Foto: R. Barth 2008)

Hinzu kommt, dass die Vielfältigkeit der forstlichen Fragestellungen die Bearbeitung durch hochspezialisierte Fachteams erfordert, die sowohl für die Entwicklung neuer Untersuchungsmethodiken, die Auswahl geeigneter Messtechniken, der Definition der Messbedingungen als auch für die Ablage, Verwaltung und Pflege der erhobenen Daten verantwortlich sind.

Wie in anderen forstlichen Institutionen (RÖHLE et al. 2000, WEIß 2002) hatte man auch in Eberswalde schon 2002 begonnen, alle Versuchsflächendaten in einer zentralen Datenbank auf einem SQL-Server zusammenzufassen (DEGENHARDT 2005). Dabei bestand des Ziel, alle bisher in Text- und Tabellen-Dateien abgelegten Versuchsflächendaten in die Datenbank zu übertragen sowie neue, noch nicht digital erfasste Parameter wie z. B. Bestandesbeschreibungen, Literaturquellen, Volumen- und Ertragstafelgleichungen und Fotos in die Datenbank

Digitized by Google

mit aufzunehmen. Parallel dazu entwickelten sich aber auch Datenbanken, in die die Daten direkt aus Datenloggern geschrieben werden können(BARTH et al. 2001)

So sind verschiedenste Daten schon in zentralen Datenbanken zusammengefasst. Häufig ist es aber auch noch nicht gelungen, die sehr vielfältigen und sich immer wieder ändernden Tabellenstrukturen in diese Datenbanken zu integrieren, sodass unzählig Daten immer noch dezentral in EXCEL- oder dBase-Tabellen abgelegt sind. Viele Daten alter Versuchsflächenaufnahmen konnten auch noch gar nicht digitalisiert werden, sodass sie bis heute nur auf dem Papier vorliegen.

Auf Grund dieser Tatsachen ist es auch gegenwärtig nur mit großem Aufwand möglich, einen vollständigen Überblick über alle auf den Versuchsflächen erhobenen Daten zu erhalten. Abhilfe soll jetzt eine Datenbank schaffen, die sich auf die Verwaltung der versuchsflächenbeschreibenden Daten (Metadaten) beschränkt. Dazu gehören beispielsweise allgemeine Informationen über die zu einer Versuchsfläche erhobenen Merkmale, die Zeitpunkte der Beobachtungen, Messungen bzw. Analysen, den Ort und die Art der Ablage der Messreihen sowie den jeweiligen Ansprechpartner. Ohne jeden Messwert digital verfügbar zu machen, kann somit dennoch eine schnelle Abfrage darüber garantiert werden, wer wann welche Daten auf den Versuchsflächen erhoben hat und wo diese abgelegt sind.

Ein Datenbankmanagementsystem

Bei der Erstellung der Datenbank zur Verwaltung von Metadaten zu den Versuchsflächen sollten die Merkmale so ausgewählt und abgelegt werden, dass trotz des Verzichtes auf vollständige Messreihen eine fachgerechte Versuchsflächenrecherche möglich ist. Beim Entwurf der Datenbankstruktur sowie bei der Entwicklung der Algorithmen und Programme zur Datenverwaltung und zur Datenanalyse war insbesondere zu beachten, dass die interessierenden Informationen sehr unterschiedlich strukturiert sind. Es sollten einerseits Merkmale berücksichtigt werden, die für alle Versuchsflächen vorliegen, einmal bestimmt wurden und über den gesamten Beobachtungszeitraum unverändert bleiben. Dazu zählen beispielsweise die Versuchsflächen-Bezeichnung, eine Versuchsflächen-Charakteristik, die Größe der Fläche, das Jahr der Begründung oder das Datum einer ersten Messung bzw. Analyse. Demgegenüber sind andere Merkmale zwar für alle Flächen verfügbar, aber zeitlich veränderlich wie z. B. die auf der Fläche stockenden Baumarten, der Ansprechpartner oder der Beobachtungsstatus der Fläche. Schließlich sollten auch Informationen darüber abgelegt werden, die die verschiedensten auf den Versuchsflächen durchgeführten Beobachtungen, Messungen und Analysen beschreiben. Diese sind sehr vielfältiger Art, werden je nach Versuchszielstellung für die einzelne Versuchsfläche ausgewählt, können einmalig aber auch mehrmalig durchgeführt worden sein, erfassen Bestandes- oder Einzelbaummerkmale und können sowohl einzelne Werte als auch umfangreiche Messreihen beinhalten. Häufig auf den Versuchsflächen erhobene Merkmale sind beispielsweise:

- BHD's, Höhen, Baumkoordinaten
- Kronenansatz, Kronenradien
- Sektionsmessungen
- Zuwachsbohrungen, Stammanalysen
- Einschätzungen des Kronenzustandes, der Schaftqualität, der Vitalität
- Vegetationsaufnahmen
- Boden-, Nadel-, Blattanalysen
- Bestandesbeschreibungen, Fotos
- ....

Aufgrund der Komplexität dieser Daten schien hier nur sinnvoll realisierbar, zu diesen Analysen in der Datenbank ausschließlich das gemessene Merkmal zu beschreiben, das Messdatum anzugeben und die Anzahl der dazu vorliegenden Messwerte zu erfassen.

Für die schon digital in zentralen Datenbanken vorliegenden Messwerte sind Algorithmen entwickelt worden, die die aggregierten Daten automatisiert für diese Metadatenbank aufbereiten. Die noch analog vorliegenden Daten müssen dagegen aus den versuchsflächenbegleitenden Dokumenten zusammengestellt werden. Über entsprechende Datenbank-Nutzeroberflächen sollen diese per Hand nachgetragen werden (Abb. 3).

Digitized by Google

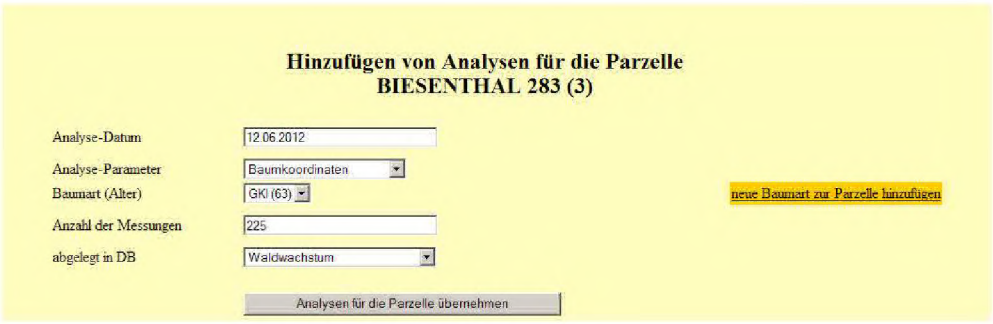


Abb. 3: Oberfläche zur manuellen Ergänzung von Analysedaten

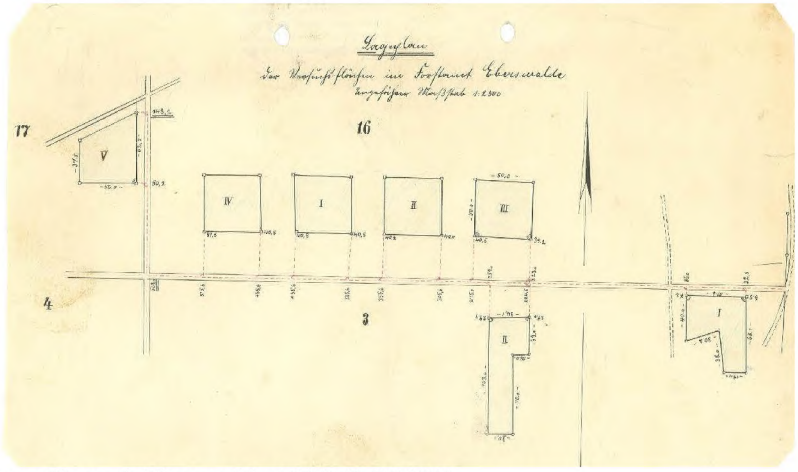


Abb. 4: Lageskizze zum Versuch Eberswalde 16/17 (1:25 000)

Baumart: Roterle, Schwarzerle **Parameter:** Stammanalyse

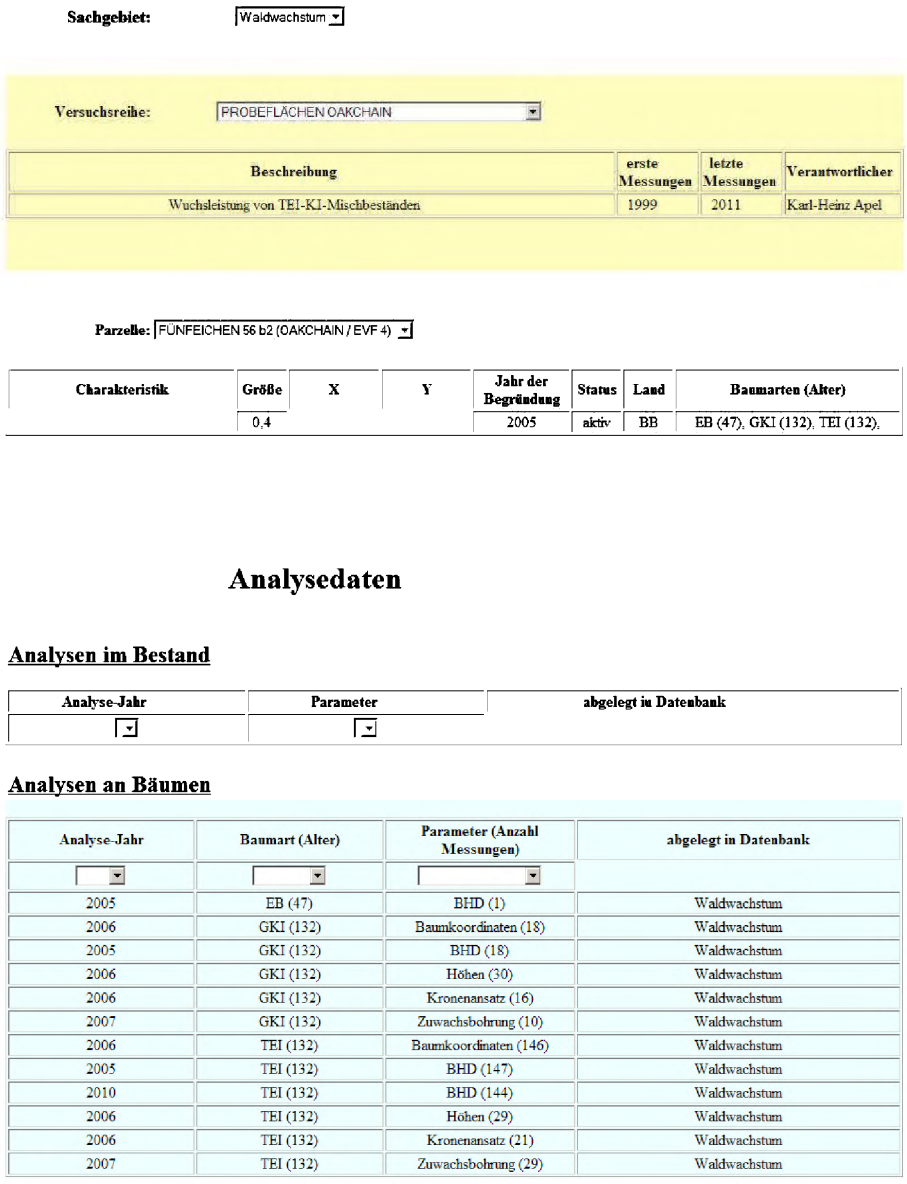
Parzelle	Baumarten (Alter)	Parameter	erste Messungen	letzte Messungen	Versuchsreihen
AHRENSBERG 4124 c3 (RER25)	RER (84),	BHD, Höhen, Schaftform, Stammanalyse,	1993	1994	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
AHRENSBERG 4136 c (RER12)	RER (84),	BHD, Höhen, Schaftform, Stammanalyse,	1993	1993	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
AHRENSBERG 4161 a (RER14)	RER (85),	BHD, Höhen, Schaftform, Stammanalyse,	1993	1993	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
BAD DOBERAN 1515 a6 (RER112)	RER (123),	BHD, Höhen, Schaftform, Stammanalyse,	1993	1994	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
BAHLENHÜSCHEN 169 a (RER57)	RER (116),	BHD, Höhen, Stammanalyse,	1993	1993	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
BASEDOW 2139 a4 (RER27)	RER (84),	BHD, Höhen, Stammanalyse,	1993	1993	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
BRUDERSDORF 3541 a6 (RER34)	RER (129),	BHD, Höhen, Stammanalyse,	1993	1993	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
EISERBUDE 262 c (RER224)	RER (117),	BHD, Höhen, Stammanalyse,	1994	1994	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
ELDENA 75 a4 (RER88)	RER (90),	BHD, Höhen, Stammanalyse,	1994	1994	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
GRÜNER JÄGER 135 a (RER80)	RER (75),	BHD, Höhen, Stammanalyse,	1994	1994	PROBEFLÄCHEN RER-ET,
KALKHORST 4261 a1	RER (77),	BHD, Höhen, Schaftform,	1993	1993	PROBEFLÄCHEN RER-ET,

Abb. 5: Auswahl von Versuchsflächen, auf denen Stammanalysen für die Roterle durchgeführt wurden

Von besonderer Bedeutung ist unbedingt auch der geografische Bezug. Die neueren Flächen wurden häufig schon exakt vermessen. Zu den älteren Versuchsflächen liegen zum Teil noch per Hand gefertigte Lageskizzen vor, die erstellt wurden, um das Auffinden der Flächen bei Wiederholungsaufnahmen zu ermöglichen (Abb. 4). Mit der Digitalisierung und Georeferenzierung dieser Karten kann schließlich jede Fläche mit geokodierten Lageinformation versehen werden.
Mit Hilfe der beschriebenen Merkmale sind aus der Datenbank zunächst Versuchsflächenabfragen nach speziellen Untersuchungen, Baumarten oder der geografischen Lage für den internen Gebrauch möglich. Abbildung 5 zeigt das Ergebnis einer Suche nach Roterlen-Versuchsflächen, auf denen Stammanalysen durchgeführt wurden. Nach

Digitized by Google

Auswahl einer Fläche können schließlich katalogartig detaillierte Beschreibungen der Versuchsflächen abgerufen werden (Abb. 6).
Dadurch kann diese Metadatenbank wesentlich dazu beitragen, Neuanlagen von Versuchsflächen, Wiederholungsaufnahmen und doppelte Arbeit zu vermeiden, andererseits aber auch die Koordinierung von Forschungsaufgaben zu vereinfachen. Insbesondere bei neuartigen Fragestellungen bzw. bei der Bearbeitung komplexer Forschungsprojekte kann so schnell nach passenden Daten und Flächen gesucht werden. Nicht zuletzt befördert die Datenbank Synergien zwischen einzelnen Sachgebieten und unterstützt die Bereitstellung aktueller forstfachlicher Information für die Praxis.



Sachgebiet: Waldwachstum

Versuchsreihe: PROBEFLÄCHEN OAKCHAIN

Beschreibung	erste Messungen	letzte Messungen	Verantwortlicher
Wuchsleistung von TEI-KI-Mischbeständen	1999	2011	Karl-Heinz Apel

Parzelle: FÜNFEICHEN 56 b2 (OAKCHAIN / EVF 4)

Charakteristik	Größe	X	Y	Jahr der Begründung	Status	Land	Baumarten (Alter)
	0,4			2005	aktiv	BB	EB (47), GKI (132), TEI (132),

Analysedaten

Analysen im Bestand

Analyse-Jahr	Parameter	abgelegt in Datenbank

Analysen an Bäumen

Analyse-Jahr	Baumart (Alter)	Parameter (Anzahl Messungen)	abgelegt in Datenbank
2005	EB (47)	BHD (1)	Waldwachstum
2006	GKI (132)	Baumkoordinaten (18)	Waldwachstum
2005	GKI (132)	BHD (18)	Waldwachstum
2006	GKI (132)	Höhen (30)	Waldwachstum
2006	GKI (132)	Kronenansatz (16)	Waldwachstum
2007	GKI (132)	Zuwachsbohrung (10)	Waldwachstum
2006	TEI (132)	Baumkoordinaten (146)	Waldwachstum
2005	TEI (132)	BHD (147)	Waldwachstum
2010	TEI (132)	BHD (144)	Waldwachstum
2006	TEI (132)	Höhen (29)	Waldwachstum
2006	TEI (132)	Kronenansatz (21)	Waldwachstum
2007	TEI (132)	Zuwachsbohrung (29)	Waldwachstum

Abb. 6: Beispiel für die Darstellung der Metadaten einer Versuchsfläche aus der Datenbankabfrage

Erste Ideen für ein Geodatenportal

Mit dem oben beschriebenen Ansatz wurden zunächst interne Abfragen ermöglicht. Durch die zunehmende Forderung, in Netzwerken zu arbeiten bzw. in Projekten institutsübergreifend zu kooperieren, stellt sich die Frage, wie diese Daten auch mit externen Nutzern ausgetauscht werden können. Mit der Metadatenbank zu den Versuchsflächen und der Verknüpfung mit den Lageinformationen sind hinreichende Voraussetzungen geschaffen, diese Daten in geeigneter Weise im Internet zu präsentieren.
Praktikable Lösungen werden beispielsweise schon durch das Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft Wien (BFW) (NEUMANN et al. 2006) (Abb. 7) bzw. das Projekt „Establishment of a European information system on forest genetic resources (EUFGIS)“ (KOSKELA 2007) (Abb.

Digitized by Google

8) aufgezeigt. Verbunden mit geografischen Informationen werden Daten, Beschreibungen, Fotos oder Ergebnisse in einfacher Form über das Internet dargeboten.

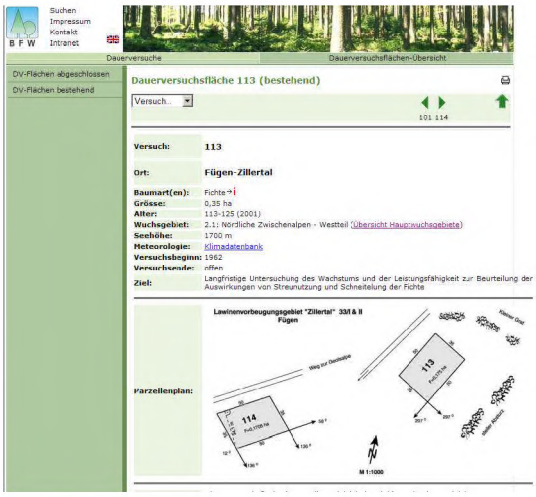


Abb. 7: Das Online-Informationsystem der österreichweiten Dauerversuchsflächen (http://bfw.ac.at/ rz/bfwcms.web?dok=4477)

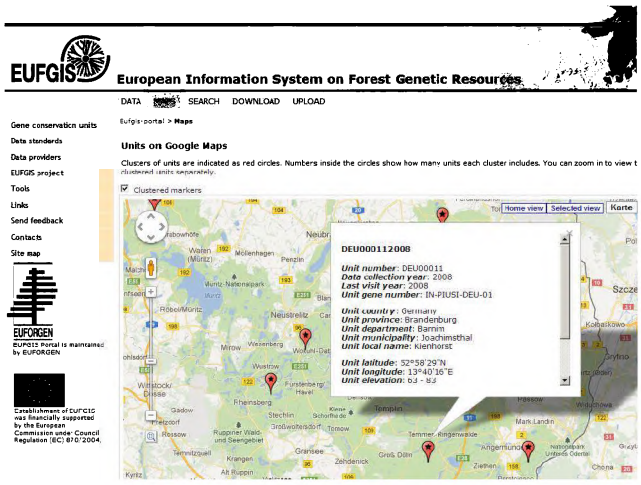
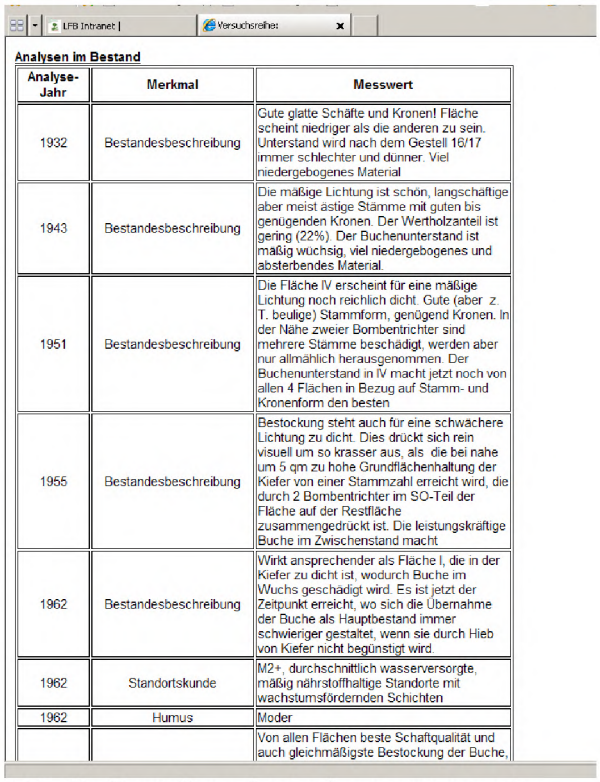


Abb. 8: Das EUFGIS-Portal (http://portal.eufgis.org /maps.html)

Abb. 9a: Darstellung der die Versuchsfläche beschreibenden Daten

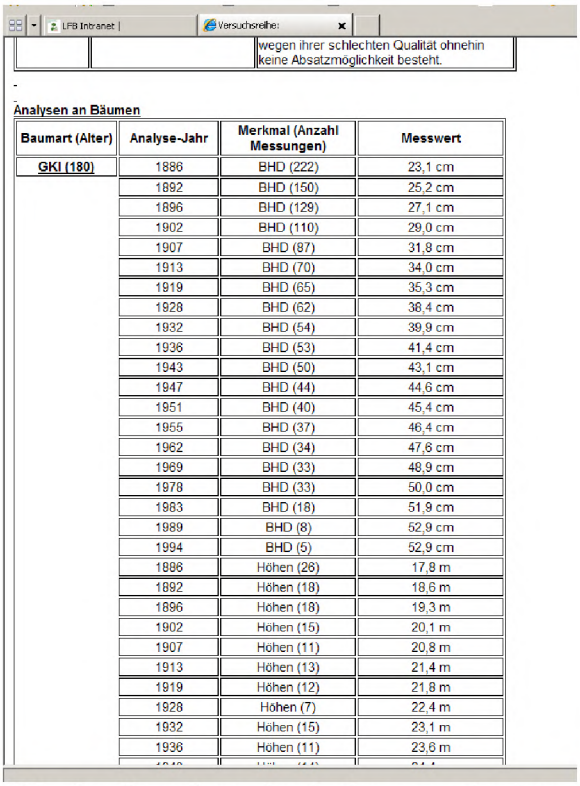


Analysen im Bestand

Analyse-Jahr	Merkmal	Messwert
1932	Bestandesbeschreibung	Gute glatte Schäfte und Kronen! Fläche scheint niedriger als die anderen zu sein. Unterstand wird nach dem Gestell 16/17 immer schlechter und dünner. Viel niedergebogenes Material
1943	Bestandesbeschreibung	Die mäßige Lichtung ist schön, langschäftige aber meist ästige Stämme mit guten bis genügenden Kronen. Der Wertholzanteil ist gering (22%). Der Buchenunterstand ist mäßig wüchsig, viel niedergebogenes und absterbendes Material.
1951	Bestandesbeschreibung	Die Fläche IV erscheint für eine mäßige Lichtung noch reichlich dicht. Gute (aber z. T. beulige) Stammform, genügend Kronen. In der Nähe zweier Bombentrichter sind mehrere Stämme beschädigt, werden aber nur allmählich herausgenommen. Der Buchenunterstand in IV macht jetzt noch von allen 4 Flächen in Bezug auf Stamm- und Kronenform den besten
1955	Bestandesbeschreibung	Bestockung steht auch für eine schwächere Lichtung zu dicht. Dies drückt sich rein visuell um so krasser aus, als die bei nahe um 5 qm zu hohe Grundflächenhaltung der Kiefer von einer Stammzahl erreicht wird, die durch 2 Bombentrichter im SO-Teil der Fläche auf der Restfläche zusammengedrückt ist. Die leistungskräftige Buche im Zwischenstand macht
1962	Bestandesbeschreibung	Wirkt ansprechender als Fläche I, die in der Kiefer zu dicht ist, wodurch Buche im Wuchs geschädigt wird. Es ist jetzt der Zeitpunkt erreicht, wo sich die Übernahme der Buche als Hauptbestand immer schwieriger gestaltet, wenn sie durch Hieb von Kiefer nicht begünstigt wird.
1962	Standortskunde	M2+, durchschnittlich wasserversorgte, mäßig nährstoffhaltige Standorte mit wachstumsfördernden Schichten
1962	Humus	Moder
		Von allen Flächen beste Schaftqualität und auch gleichmäßigste Bestockung der Buche,

Abb. 9b: Darstellung der Analysen zum gesamten Bestand

Digitized by Google

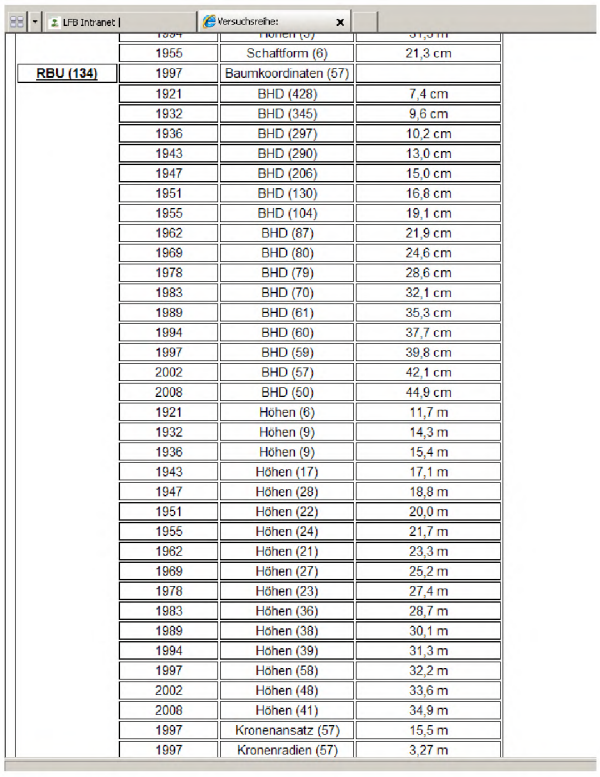


wegen ihrer schlechten Qualität ohnehin keine Absatzmöglichkeit besteht.

Analysen an Bäumen

Baumart (Alter)	Analyse-Jahr	Merkmal (Anzahl Messungen)	Messwert
GKI (180)	1886	BHD (222)	23,1 cm
	1892	BHD (150)	25,2 cm
	1896	BHD (129)	27,1 cm
	1902	BHD (110)	29,0 cm
	1907	BHD (87)	31,8 cm
	1913	BHD (70)	34,0 cm
	1919	BHD (65)	35,3 cm
	1928	BHD (62)	38,4 cm
	1932	BHD (54)	39,9 cm
	1936	BHD (53)	41,4 cm
	1943	BHD (50)	43,1 cm
	1947	BHD (44)	44,6 cm
	1951	BHD (40)	45,4 cm
	1955	BHD (37)	46,4 cm
	1962	BHD (34)	47,6 cm
	1969	BHD (33)	48,9 cm
	1978	BHD (33)	50,0 cm
	1983	BHD (18)	51,9 cm
	1989	BHD (8)	52,9 cm
	1994	BHD (5)	52,9 cm
	1886	Höhen (26)	17,8 m
	1892	Höhen (18)	18,6 m
	1896	Höhen (18)	19,3 m
	1902	Höhen (15)	20,1 m
	1907	Höhen (11)	20,8 m
	1913	Höhen (13)	21,4 m
	1919	Höhen (12)	21,8 m
	1928	Höhen (7)	22,4 m
	1932	Höhen (15)	23,1 m
	1936	Höhen (11)	23,6 m

Abb. 9c: Darstellung der Analysen zu einzelnen Bäumen – hier Kiefern (GKI)



	1955	Schaftform (6)	21,3 cm
RBU (134)	1997	Baumkoordinaten (57)	
	1921	BHD (428)	7,4 cm
	1932	BHD (345)	9,6 cm
	1936	BHD (297)	10,2 cm
	1943	BHD (290)	13,0 cm
	1947	BHD (206)	15,0 cm
	1951	BHD (130)	16,8 cm
	1955	BHD (104)	19,1 cm
	1962	BHD (87)	21,9 cm
	1969	BHD (80)	24,6 cm
	1978	BHD (79)	28,6 cm
	1983	BHD (70)	32,1 cm
	1989	BHD (61)	35,3 cm
	1994	BHD (60)	37,7 cm
	1997	BHD (59)	39,8 cm
	2002	BHD (57)	42,1 cm
	2008	BHD (50)	44,9 cm
	1921	Höhen (6)	11,7 m
	1932	Höhen (9)	14,3 m
	1936	Höhen (9)	15,4 m
	1943	Höhen (17)	17,1 m
	1947	Höhen (28)	18,8 m
	1951	Höhen (22)	20,0 m
	1955	Höhen (24)	21,7 m
	1962	Höhen (21)	23,3 m
	1969	Höhen (27)	25,2 m
	1978	Höhen (23)	27,4 m
	1983	Höhen (36)	28,7 m
	1989	Höhen (38)	30,1 m
	1994	Höhen (39)	31,3 m
	1997	Höhen (58)	32,2 m
	2002	Höhen (48)	33,6 m
	2008	Höhen (41)	34,9 m
	1997	Kronenansatz (57)	15,5 m
	1997	Kronenradien (57)	3,27 m

Abb. 9d: Darstellung der Analysen zu einzelnen Bäumen – hier Buchen (RBU)

Motiviert durch die Möglichkeit einer Förderung aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) zum Aufbau einer Geodateninfrastruktur in Brandenburg ist nun der Aufbau eines Geodatenportals des Landesbetriebes Forst Brandenburg und die Integration der Versuchsflächendaten in dieses Portal beabsichtigt. Ziel ist es, diese Metadaten mit Hilfe internetbasierter OGC-konforme Dienste (WMS/WFS) auch für externe Nutzer bereitzustellen. Andererseits soll die Möglichkeit einer fachbezogenen Recherche die Nachfrage nach den zu den Versuchsflächen detailliert vorliegenden Messreihen erleichtern.
Die Abbildungen 9a-9d zeigen einen ersten Entwurf für eine mögliche Darstellungsweise im Geodatenportal. Dazu sollen die allgemein beschreibenden Metadaten zur Versuchsfläche gemeinsam mit den Analysedaten, die einerseits den gesamten Bestand charakterisieren, andererseits aber auch aus Einzelmessungen aggregiert sein können, aufgelistet werden.
Neben dem internen Gebrauch der Metadatenbank zur effektiveren Planung und Auswertung unserer Versuche können über die Veröffentlichung der Daten im Internet über das Geodatenportal des Landesbetriebes Forst Brandenburg und durch das Angebot von OGC-konformen Diensten auch externe Nutzer profitieren. Bei erfolgreicher Nutzung des Portals erhofft man sich eine Beispielwirkung, die andere forstliche Versuchs- und Forschungseinrichtungen motiviert, ihre Versuchsflächen in ähnlicher Weise zu präsentieren bzw. deren Messreihen zur Verfügung zu stellen.

Literatur

Barth, R.; Becker, F.; Böttiger, A.; Einert, P.; Häussler, D.; Kallweit, R.; Kätzel, R.; Konopatzky, A.; Lessner, C.; Nagel, H.-D.; Rieck, W.; Strohbach, B.; Wolff, B.: Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.), Henrik Bäßler Verlag, Berlin, 2001

Degenhardt, A.: Datenmanagement im forstlichen Versuchswesen. Bericht zur 17. Tagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik des DVFFA, Freiburg, 26.-28.09.2005, Tagungsbericht, S. 34-39, 2005

Erteld, W.: Richtlinien zur Bearbeitung von langfristigen waldbaulich-ertragskundlichen Versuchsflächen des Institutes für Forstwissenschaften Eberswalde. Volksdruckerei, Eberswalde, 86 S., 1958

Johann, K.: DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. Tagungsbericht von der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten in Unterreichenbach-Kapfenhardt, S. 96-104, 1993

Koskela, J.: European Information System on Forest Genetic Resources (EUFGIS). URL: http://portal.eufgis.org/maps.html, Stand 20.05.2012, 2007

Digitized by Google

NEUMANN, M.; KRISTÖFEL, F.; RÖSSLER, G.; RUHM, W.: Online-Informationen der österreichweiten Dauerversuchsflächen. URL: http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=4477, Stand: 06.06.2012, 2006

RÖHLE, H.; GEROLD, D.; KÖRNER, K.: Interaktive waldwachstumskundliche Auswertung mit der Tharandter Versuchsflächendatenbank. - In: Forstwissenschaft Modell für Interdisziplinarität. Forstwissenschaftl. Tagung 2000, Freiburg, S. 201, 2000

WEISS, M.: Aufbau einer Datenbank für die ertragskundlichen Versuchsflächen in Bayern. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik, Tharandt, 03.-05.04.02, Tagungsbericht, S. 161-167, 2002

WIEDEMANN. E.: Anweisung für die Aufnahme und Bearbeitung der Versuchsflächen der Preußischen Forstlichen Versuchsanstalt. Verlag v. J. Neumann, Neudamm, 47 S., 1993

Digitized by Google

Erste Erfahrungen bei der Herleitung ertragskundlicher Parameter für Einzelbäume aus LIDAR-Daten

Sven Martens
Staatsbetrieb Sachsenforst, Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft, Bonnewitzer Str. 34, 01796 Pirna OT Graupa

Abstract:
Light detection and ranging (LiDAR) has reached a point where forest structure can be recorded at high spatial resolution. Our purpose is to attempt state of the art methods and tools for predicting individual tree attributes, i.e., tree height, crown base height, crown area and crown volume, as an practical application. The applied algorithm can divided into the following steps: 1) extraction of canopy height model, 2) automatically detection and delineation of individual trees using image processing techniques and 3) analyzing the LiDAR point cloud at single tree level.
The main objective was to investigate the residuals between the data derived from airborne laser scanning and common measurement from the ground, comparing it with errors within field measurement data. Therefore we primarily used seven Norway spruce dominated field trials in Ore Mountains and airborne full waveform laser data with a density up to 10 points per square meter.
In the mature spruce stands we achieve detection rates of 85 and 97 percent of total trees, whereas in younger stands or situations with variable crown dimensions it decreases to 57 percent. Apart from the observed similar accuracies of several means and sums on plot level, we depict quantified absolute and relative errors on single tree level. Corresponding relative root-mean-squared errors (RMSE) were 10% for tree height, 25% for crown base height and about 50% for crown width, which are – despite of crown widths – quite similar to those obtained within field measurements.
Based on the results, we conclude that the method is capable for determining individual trees in mature Norway spruce stands and provides therefore precisely crown attributes for various questions. Relating to predict the stem volume we only figured out some correlations between crown attributes and stem volume and examine two curve-fittings. Caused on the less precise volume estimation based on crown volume contrary to the tree height we will proceeded with predefined allometric functions, but not modelling these with stem volumes based on form factors, because the provoke additional errors resulting from variation of the stem form of trees.

Einleitung

Im Rahmen waldbaulich-ertragskundlicher Forschungen gehören die sich aus der Struktur des Kronenraumes ergebende Wuchsraumeffektivität und die Konkurrenzverhältnisse zwischen Ober- und Unterstand zu wesentlichen Untersuchungsgegenständen. Die Anlage und periodische Aufnahme von Versuchsflächen beinhaltet deshalb neben dem Brusthöhendurchmesser und der Baumhöhe, in der Regel die Position des Einzelbaumes und Merkmale zur Beschreibung seiner Kronendimension (Höhe des Kronenansatzes, 4 bis 6 Kronenradien). Gegenüber der Erfassung des Brusthöhendurchmesser und repräsentativer Höhen, stellen die Lage des Einzelbaumes und die Erfassung der Kronendaten einen erheblichen Zeit und Kostenfaktor herkömmlicher Versuchsaufnahmen dar.
In den letzten zehn Jahren führte, neben der Weiterentwicklung der stereoskopischen Auswertung von Luftbildern, vor allem der zunehmend routinierte Einsatz der Lasermesstechnik zu neuen Möglichkeiten der Abbildung und Vermessung von Kronenraumstrukturen (HYYPPÄ, J. et al., 2004; LECKIE, D. et al., 2003; LIM, K. et al., 2003; KLEMMT, H.-J. & TAUBER, R. 2008; JUNG, S.-E. et al. 2011). Angefangen mit der bildlichen Darstellung von Bestandesstrukturen nehmen dabei vor allem automatisierte Methoden zur Erkennung und Vermessung von Einzelbäumen eine wichtige Rolle ein. Diese erwächst aus der Flut zu bewältigenden Daten, um die eher schlichten Messungen vom Boden aus, rationell zu ersetzen.
Unter ökonomischen Gesichtspunkten lohnt sich ein Einsatz der Fernerkundung, wenn entweder die Kosten für die Erhebung bestimmter Merkmale sinken, oder die Merkmale entsprechend des tatsächlichen Informationsbedarfes genauer oder umfassender erhoben werden können. Aus unserer Sicht bestehen bei der Bearbeitung der Versuchsflächen des Staatsbetriebes Sachsenforst, sowie dem Monitoring der Waldstruktur in Naturwaldzellen und Lebensraumtypen des Schutzgebietssystems NATURA2000 entsprechende Potenziale, die sich aus dem Flächenumfang und der gleichzeitigen Vielfalt Struktur beschreibender Parameter ergeben. Hierzu ist angedacht, die derzeit bestehenden Ansätze der automatisierten Erkennung von Einzelbäumen, sowie der Ableitung entsprechender Baumdaten mit Methoden der Fernerkundung etappenweise zu erproben und zu bewerten.
Den Ausgangspunkt stellen sieben waldbauliche Versuche in Fichtenbeständen im Mittleren Erzgebirge dar. Auf einer Gesamtfläche von mehr als 15 ha wurden aus LiDAR-Daten (Light Detection And Ranging) 7.666 Bäume automatisch abgegrenzt und für diese Position, Baumhöhe, Kronenbreiten, -längen, sowie Kronenschirm- und -mantelflächen abgeleitet. Der Beitrag konzentriert sich auf den Vergleich des Verfahrens der Fernerkundung mit herkömmlichen terrestrischen Messmethoden. Dabei werden einerseits die Lasermessung mit der terrestrischen Aufnahme, andererseits aber auch terrestrische Kontrollaufnahmen zum Vergleich herangezogen. Während der

Digitized by Google

Vergleich der beiden terrestrischen Messungen eine Fehlerbetrachtung darstellt, sind die Unterschiede zwischen LiDAR-Daten und terrestrischen Aufnahme zum Teil methodisch bedingt. Letztendlich handelt es sich, mit Ausnahme von Baumhöhe und Kronenbreite, um verschiedene Parameter. So liefern terrestrisch ermittelte Baumpositionen beispielsweise Stammverteilungspläne, während die Fernerkundung auf die Positionen von Kronenspitzen oder Kronenschwerpunkten abzielen. Auch Kronenschirm- und –mantelfläche, in der Regel auf Basis weniger Kronenradien über (baum-) spezifische Formmaße aus den anderen Größen abgeleitet, vermag die Fernerkundung als detailliertes (Gitternetz-) Modell der Krone wiederzugeben.

Material und Methoden

terrestrische Aufnahmen

Die sieben, fast ausschließlich mit Fichten bestockten Versuchsflächen liegen im Erzgebirgskreis, in der Nähe der Ortschaften Olbernhau und Zöblitz. In Höhen zwischen 550 und 740 m ü. NN gehören die mittleren Gneisbraunerden zu den wüchsigsten Standorten Sachsens.

Die terrestrischen Aufnahmen erfolgten zwischen 2008 und 2011. Dabei handelt es sich Vollkluppungen mit der Aufnahme repräsentativen Höhen über den Durchmesserbreich. Mit der Bestimmung der Baumhöhe erfolgte für die Mehrzahl dieser Bäume zugleich auch die Messung der Kronenansatzhöhe. Bei den verwendeten Messgeräten handelt es sich überwiegend um den VERTEX der Fa. Haglöf oder den kombinierten Laserentfernungs- und Höhenmesser TRUE PULSE 200 der Fa. LaserTechnology Inc. Auf der kompletten Versuchsfläche oder speziell vermarkten Probekreisen innerhalb der Parzellen wurden zusätzlich Positionen und Kronenradien ermittelt. Insgesamt standen 541 Bäume mit terrestrischen Höhenmessungen, 427 Bäume mit Kronenansatzmessungen und 820 in den Haupthimmelsrichtungen gemessene Kronenradien für den Vergleich mit den LiDAR-Daten zur Verfügung.

Die Abschätzung der Fehler terrestrischen Aufnahmen erfolgte nicht ausschließlich auf den sieben Versuchesflächen. Neben den Versuchen 2002, 3060 und 3061 erfolgten im Jahr 2011 noch Kontrollaufnahmen in 12 weiteren, hinsichtlich Alter und Baumdimension mit den Versuchen 3060 und 3061 vergleichbaren, Beständen. Somit standen 331 Bäume mit zwei Höhenmessungen, 295 Bäume mit Kronenansatzmessungen und 116 Kronenradien zum Vergleich zweier unabhängiger terrestrischer Messungen zur Verfügung.

LiDAR-Daten und Prozessierung

Mit zeitlichen Differenzen von bis zu zwei Jahren zu den terrestrischen Aufnahmen wurden im Juli 2009 bei zwei Flügen über das Untersuchungsgebiet Fullwave Laserdaten (Scanner: RIEGL LMS-Q560) aus unterschiedlicher Höhe aufgenommen. Auf diese Weise sollten neben Punktdichten von ca. 5 Punkten pro qm (Flughöhe 500 m), wie sie auch das Landesvermessungsamt im Rahmen einer einmaligen Kampagne zur Herleitung hoch auflösender digitaler Geländemodelle zur Verfügung stellt, auch höher aufgelöste Daten mit ca. 10 Punkte pro qm (Flughöhe 300 m) erfasst werden. Die weitere Prozessierung der Daten erfolgte mit dem für die Versuchsfläche jeweils qualitativ besseren Daten.

Die Auswertung der Fernerkundungsdaten erfolgte durch die Bürogemeinschaft landConsult.de in Bühl/Baden und ProGea Consulting in Krakau, wobei die Nutzung der beim Staatsbetrieb Sachsenforst vorhandenen Software (eCognition), lizenzfreier Programme (FUSION) oder die Lizenzierung mit dem Werkvertrag (AtLaS) vorgegeben waren. Die Methodik zur Erkennung und Berechnung von Einzelbaumparametern setzt sich im Wesentlichen aus drei Schritten zusammen:

1. der Ableitung eines Kronenmodelles (nDOM) aus dem Oberflächen- (DOM) und Geländemodell (DGM),
2. der Einzelbaumsegmentierung auf der Basis des Kronenrasterbildes und
3. der Ableitung der zu bestimmenden Parameter der einzelnen Bäume aus der ursprünglichen Laserpunktwolke.

Die am Remote Sensing Applications Center des USDA Forest Service speziell für forstliche Anwendungen entwickelte Software FUSION [http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusionlatest.html] wurde zunächst zur Ableitung von Gelände-, Oberflächen- und Kronenmodell und später zum Ausschneiden der baumbezogenen Laserdaten verwendet. Zwar lassen sich auch hiermit Einzelbäume automatisch abgrenzen, die Software eCognition der Firma Trimble [www.ecognition.com] stellt jedoch ein speziell für die objektbasierte Bildanalyse (object based image analysis - OBIA) entwickeltes, leistungsfähigeres Werkzeug dar. Zur Segmentierung der Einzelbaumkronen wurde ein Regelwerk („ruleset“) zum Finden und Delinieren von Baumkronen angepasst, welches für Bäume mit gut erkennbaren Baumspitzen im Abstand von mehr als 2m entwickelt wurde. Die segmentierten Kronenpolygone sind ein erstes Arbeitsergebnis und für die Berechnung der Kronenparameter ausschlaggebend. Auf dieser Basis werden die zu einem Baum zählenden Laserpunkte aus der ursprünglichen Laserpunktwolke ausgeschnitten und mit dem für diesen Zweck programmierten und zur Verfügung gestellten Werkzeug „AtLaS“ analysiert.

Für jeden Baum wurden folgende Parameter aus der baumindividuellen Punktwolke berechnet:

- der Rechts- und der Hochwert des höchsten Laserpunktes im Kronensegment (XY -Koordinate der Baumspitze);

Digitized by Google

- die Baumhöhe, die Kronenansatzhöhe und die Höhe der maximalen Kronenbreite;
- die maximale Kronenbreite, sowie die minimale und mittlere Kronenbreite auf Höhe der maximalen Kronenbreite;
- 8 Kronenradien auf Höhe der maximalen Kronenbreite in den Haupthimmelsrichtungen N, NO, O, SO, S, SW, W, NW;
- maximaler, minimaler und mittlerer Radius auf Höhe der maximalen Kronenbreite;
- Kronenschirmfläche (planimetrische Kronenfläche), Kronenmantelfäche (3D Kronenfläche) und Kronenvolumen.

Vergleich der Daten

Beim Vergleich der terrestrischen Daten mit den Ergebnissen der Fernerkundung mussten zunächst die im GIS vorhandenen Lagefehler der bisherigen Baumpositionen behoben werden. Die Lagefehler resultieren aus den zwangsläufig im Luftbild auftretenden Verzerrungen bei der Abbildung von Krone und Stamm auf Höhe der Geländeoberfläche, die nur im Bereich des NADIR gering sind. Bisher wurden nämlich die räumlichen Bezüge entweder innerhalb der Versuche hergeleitet (kartesische oder Polarkoordinaten) und anhand von Luftbildern georeferenziert oder direkt die Baumpositionen manuell aus dem Luftbild abgegriffen (Versuche 1023 und 1046) und bei der nächsten Aufnahme vor Ort überprüft und korrigiert.

Der räumliche Abgleich erfolgte manuell, indem die Lage aller Bäume einer terrestrischen Aufnahme anhand eindeutig zu identifizierender Bäume so verschoben wurde, dass für alle Bäume des Versuches die Abweichungen möglichst gering ausfielen. Somit bleiben die aus der bisherigen Methode der Positionsbestimmung resultierenden räumlichen Bezüge innerhalb der Versuchsparzellen konstant. Für die vielen kleineren Versuchsparzellen in Bestandeslücken waren die bisherigen Lagefehler teilweise jedoch so groß, dass dieser Versuch im Folgenden nur noch wenige identische Bäume zum Vergleich bot und nicht berücksichtigt wurde. Weiterhin wurde auf die Kalkulation der räumlichen Abweichungen verzichtet, da diese mit einer GPS-gestützten Referenzierung vor Ort wahrscheinlich viel geringer ausgefallen wären.

Der Vergleich wird zunächst anhand aggregierter Daten für die sechs Versuche und danach auf der Ebene der Einzelbäume geführt. Dabei wurden sowohl absolute Differenzen zwischen den jeweiligen Vergleichsmessungen, als auch relative Abweichungen mit dem jeweils größeren Messwert als Bezugsgröße bestimmt. Da der tatsächliche Wert nicht ermittelt werden konnte, wird somit systematisch vom minimalen Fehler ausgegangen. Entsprechend der Überprüfung von Residuen wurden für die Vergleiche die Wurzeln der mittleren quadratischen Fehler (RMSE) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Erkennungsraten

Da die automatische Erkennung von Einzelbäumen aus dem Kronenrasterbild ein zentrales Element der Analysen ist, sind die dabei erzielten Erkennungsraten für summarische Bestrachtungen des Bestandes maßgeblich. Hierzu wurde eine räumliche Beziehung zwischen den im Ergebnis der OBIA ermittelten Kronengeometrien und den georeferenzierten Stammpositionen hergestellt. Zunächst wird dabei die Zahl der Stämme (Punkte) innerhalb der einzelnen Kronen (Polygone) betrachtet. In der Mehrzahl der Fälle ergab sich eine eindeutige Zuordnung von Krone und Stamm. Und nicht selten treten leere und doppelt besetzte Kronen benachbart auf, sodass in diesen Fällen von Lagefehlern auszugehen ist (siehe Abb. 1).

Digitized by Google

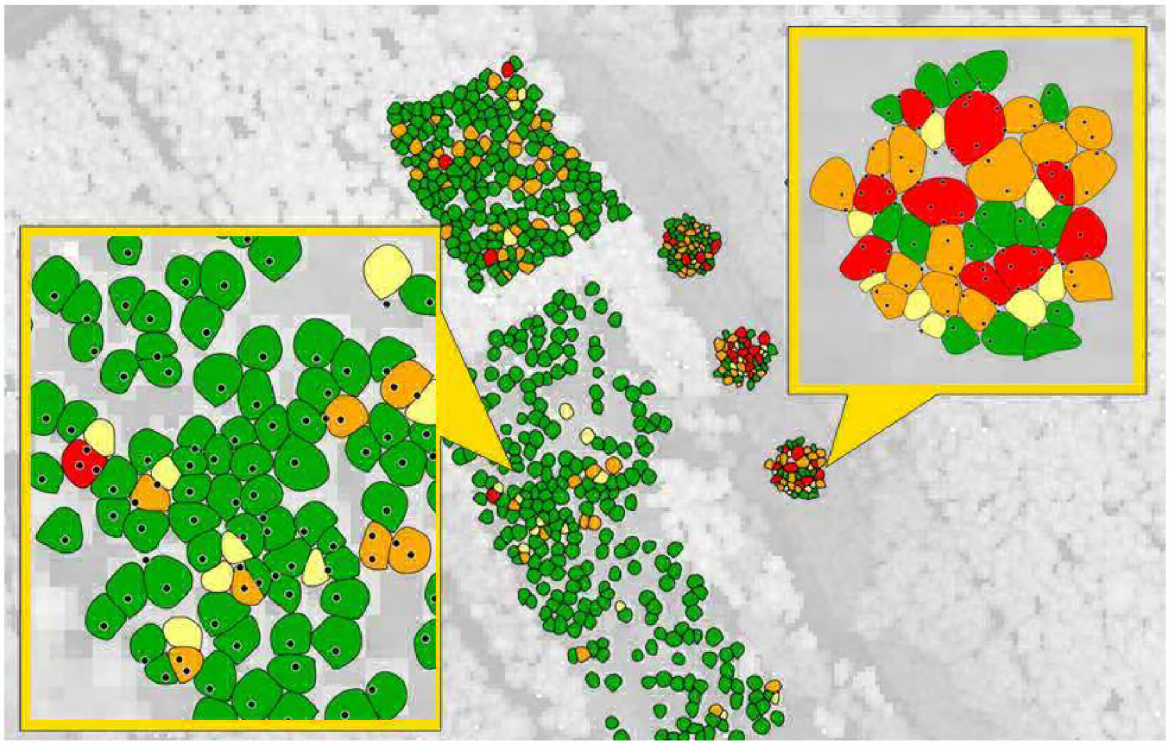


Abbildung 1: Vergleich der Kronengeometrien der OBIA mit den terrestrisch hergeleiteten Stammpositionen (schwarze Punkte). Die Kronen sind entsprechend der Anzahl zuordenbarer Stämme eingefärbt: grün = Kronen mit eindeutiger Stammzuordnung, gelb = Kronen ohne Stamm, orange = Kronen mit zwei Stämmen, rot = Kronen mit 3-6 Stämmen

Tabelle 1: Vergleich der über die automatische Routine hergeleiteten Daten des Laserscannings mit den über BWINpro-S hergeleiteten Daten der Vollkluppungen auf Ebene der Versuchsbestände.

Versuch	Aufnahme	Stammzahl [N]	mittl. Höhe [m]	mittl. KA [m]	mittl. KB [m]	KSFL [m²]
1023 mit 2.0 ha	Laser 2009	300	25.9	14.0	5.4	7 497
110 Jahre	BWIN 2010	310	26.6	14.5	6.1	9 106
BG 0.6	*% BWIN*	*97*	*97*	*97*	*89*	*82*
1046 mit 3.3 ha	Laser 2009	467	31.6	21.0	5.2	11 588
118 Jahre	BWIN 2008	453	32.8	18.4	6.3	14 359
BG 0.5	*% BWIN*	*103*	*96*	*115*	*83*	*81*
2002 mit 0.6 ha	Laser 2009	210	27.9	15.5	5.3	5 975
118 Jahre	BWIN 2009	246	27.1	14.7	5.5	5 980
BG 1.0	*% BWIN*	*85*	*103*	*105*	*96*	*100*
3061 mit 0.1 ha	Laser 2009	49	22.1	10.2	4.2	731
56 Jahre	BWIN 2011	56	22.8	8.9	4	754
BG 1.0	*% BWIN*	*88*	*97*	*115*	*105*	*97*
3050 mit 0.5 ha	Laser 2009	255	22.6	14.5	3.9	3 426
55 Jahre	BWIN 2008	450	19.9	11.2	3.8	5 918
BG 1.0	*% BWIN*	***57***	*114*	***129***	*103*	***58***
3060 mit 0.15 ha	Laser 2009	153	9.5	3.5	3.4	1216
22 Jahre	BWIN 2011	267	10.9	2.5	3.1	1984
BG 1.4	*% BWIN*	***57***	*87*	***140***	*110*	***61***

Während vor allem in den älteren Fichtenbeständen mit lichten bis geschlossenem Kronenschluss sehr gute Übereinstimmungen vorgefunden wurden, häufen sich in jüngeren und dichteren Beständen Kronen mit mehr als einem Stamm. So liegen die Erkennungsraten bei Bestandesstrukturen, die dem Ruleset entsprechen, zwischen 85 und 103 Prozent der im Rahmen der Vollkluppung ermittelten Stammzahlen. In den drei jüngeren Beständen konnten dagegen nur zwischen 57 und 88 Prozent der Bäume erfasst werden (siehe Tab. 1). Hier kommt das bestehende Regelwerk der Kronensegmentierung an seine Grenzen.
Die Versuche 3061 und 3050 zeigen aber auf, dass neben der Baumdimension auch die Kronenraumstruktur betrachtet werden muss. Bei annähernd gleicher Baumdimension (Bestandesalter) wurden im Versuch 3061 mit den

Digitized by Google

drei älteren Beständen vergleichbare Ergebnisse erzielt, während die Erkennungsrate im Versuch 3050 nur 57 Prozent betrug. Hier scheinen vor allem die aufgrund einer eher untypischen Bestandesbehandlung tief ineinander reichenden Kronen die Abgrenzung der Bäume zu limitieren.
Auch wenn man die nicht erkannten Bäume genauer betrachtet, so bilden nicht selten mehrere Bäume eine zusammenhängende Krone aus. Überwiegend handelt es sich dabei um einen schwächeren, beherrschten Baum in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem herrschenden größeren Baum. Zum Vergleich der Baumdimensionen wurde, nach ersten baumweisen Kontrollen, die Kronen später generell dem höchsten (dicksten) Baum zugewiesen.
Insgesamt entsprechen die vorgefunden Erkennungsraten, wie auch die dabei auftretenden Unsicherheiten den Ergebnissen anderer Untersuchungen (BARILOTTI, A. & CROSILLA, F. 2009; KOCH, B. et al. 2006; KWAK, D.-A. et al. 2007; REITBERGER, J. et al. 2007; WANG, Y. et al. 2008; YU, X. et al. 2011). Eine direkte Vergleichbarkeit ist dabei aufgrund der Verschiedenheit der verwendeten Routinen zur Einzelbaumerkennung und den zugrundeliegenden Bestandestrukturen nicht möglich. Allgemein läßt sich ein Trend erkennen, dass Erkennungsraten bei homogenen Bestandesstrukturen und älteren Bäumen von über 90 Prozent möglich sind. Diese sinken mit zunehmender Stammzahl bei jüngeren Beständen, zunehmender Dimensions- und Artenvielfalt auf Werte um die 50% ab.

Vergleich von Baumhöhe, Höhe des Kronenansatz und Kronenbreiten
Auf Bestandesebene ergeben sich überwiegend ähnliche Werte der mittleren Baumhöhe, Kronenansätze und Kronenbreite. Bei der mittleren Baumhöhe liegen die Abweichungen zwischen der über die Höhenkurve ermittelten Mittelhöhe und dem arithmetischen Mittel aller Baumhöhen aus der Fernerkundung in vier von sechs Versuchen bei +/- 3%. Nur die jüngeren Versuche mit schlechten Erkennungsraten weisen stärkere Abweichungen auf, wobei diese noch um den aus den unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten resultierenden Höhenzuwachs reduziert werden müssen.
Beim baumweisen Vergleich lag die Differenz der terrestrischen Aufnahme zur LiDAR-Messung im Mittel bei 0,8 m, aber auch die terrestrischen Aufnahmen weichen um 0,5 m voneinander ab. Hinsichtlich Spanne (-10,1 m bis 6,6 m) und Standardabweichung (2,1 m) zeigen sich jedoch beim Vergleich der unterschiedlichen Verfahren größere Unsicherheiten. Immerhin erreichten aber auch die terrestrischen Messungen Differenzen von mehr als 3 Metern! Die Standardabweichung beträgt hier aber nur 0,7 m. Der relative Fehler (RSME) liegt bei den Laserdaten bei 10% bei den terrestrischen Kontrollen aber nur bei 5 %. Die im Vergleich zum Fehlerpotenzial terrestrischer Messungen höheren Differenzen zwischen Laser- und Vertex-Messung müssen jedoch relativiert werden. So überwiegen innerhalb des terrestrischen Vergleiches jüngere und kleinere Bäume und es treten keine zeitlichen Differenzen zwischen den Messungen auf! Das Potenzial korrekter Höhenmessungen, vor allem älterer und großer Bäume, bei denen der Fehler terrestrischer Messungen ansteigt, wurde bereits 2004 von HEURICH, M. et al. beschrieben.
Merklich größer fallen die Abweichungen bei den ermittelten Kronenansatzhöhen aus. In den Beständen mit hohen Erkennungsraten weichen die aus den LIDAR-Daten ermittelten Mittelwerte -3 bis +15 % von den mit BWINpro-S berechneten Mitteln ab. In den beiden Versuchen mit schlechter Erkennungsrate sind die Differenzen inakzeptabel hoch. Die baumindividuellen Differenzen, für die 427 Fichten mit Kronenansatzmessungen zur Verfügung standen, erreichen ähnliche absolute Werte, wie bei den Höhenmessungen. Die Spanne reicht von -8,7 m bis zu 6,4 m und die Standardabweichung beträgt 2,3 m. Hinsichtlich der geringeren Kronenansatzhöhen erreicht der relative Fehler (RSME) jedoch 25 Prozent.
Aber auch die Kontrollmessung vom Boden aus zeigt vergleichbar hohe Unterschiede (RSME 25%). Die absoluten Fehler liegen zwischen -6,6 m und 9,9 m. Die Standardabweichung erreicht 1,7 Meter. Insofern scheinen die personenbezogenen Unterschiede bei der Ansprache des Kronenansatzes den Fehlerquellen, die bei der Determination des Kronenansatzes aus der Laserpunktwolke resultieren, zu ähneln. Aus unseren Erfahrungen beruhen die personenbezogenen Abweichungen aus einer unterschiedlichen Festlegung des Kronenansatzes (Astbasis am Stamm oder Ende herabhängender Äste) als auch der Wichtung bei verschieden hohen Astansätzen auf den gegenüberliegenden Stammseiten. Die Fernerkundung schließt derartige subjektive Effekte des Beobachters aus. An diese Stelle treten jedoch Unsicherheiten, die bei der Trennung der Laserpunktwolke in Einzelkronen entstehen. Unter Umständen müssten einzelne Punkte benachbarten Kronen zugeordnet werden, die hier den Kronenansatz verfälschen. Tendenziell liegen die aus Laserdaten bestimmten Kronenansatzhöhen etwas höher.

Digitized by Google

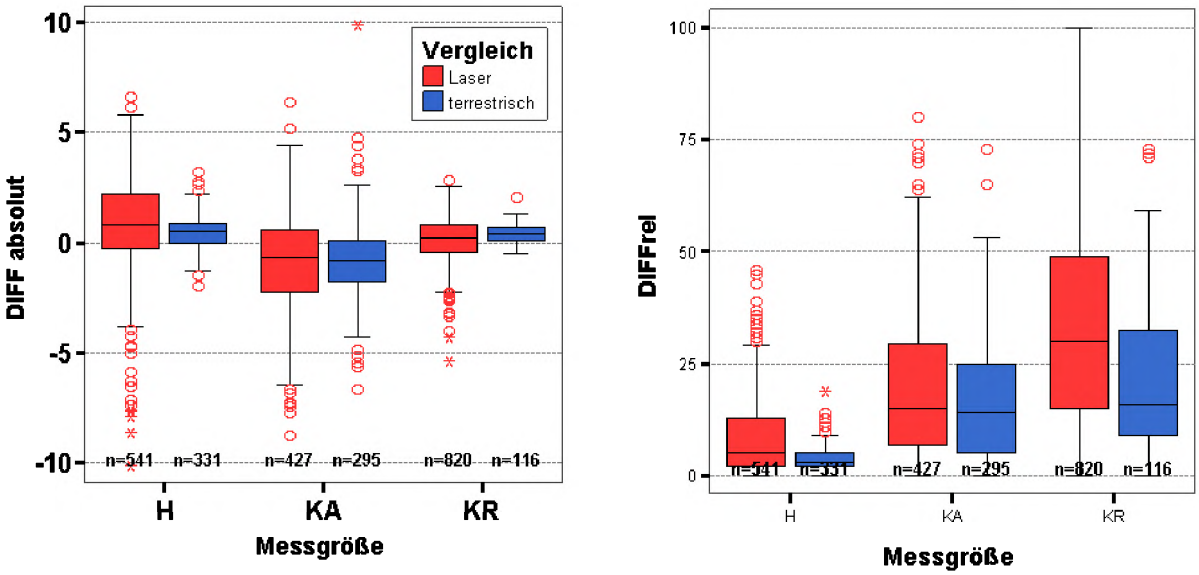


Abbildung 2: absolute (links) und relative (rechts) Differenzen zwischen den einzelnen Messungen. Die relative Differenzen beziehen sich auf den maximalen Messwert der Vergleichsmessung (Laser-Vertex bzw. Vertex-Kontrolle).

Die mittleren Kronenbreiten weichen maximal 11 % voneinander ab und auch auf Einzelbaumebene beträgt die mittlere Abweichung der Messung vom Boden zur Methode der Fernerkundung lediglich 0,2 m. Die Standardabweichung (1,0 m) und die Spannen (-5,4 m bis 2,9 m) sind jedoch unverhältnismäßig hoch. Dies zeigt auch der relative Fehler von ca. 50 Prozent. Demgegenüber erreicht der Fehler der terrestrischen Kontrollmessungen nur 27 Prozent. Das einheitliche Vorgehen beim Messen begrenzt die Streuung der Abweichungen (Stdabw. 0,4 m), kann relativ hohe Unsicherheiten zwischen Aufnahmen jedoch nicht verhindern, so ist die mittlere Differenz mit 0,4 m hier sogar doppelt so groß.
Die größten Unsicherheiten zwischen Laserdaten und Messung vom Boden aus resultieren aus den im Felde wahrscheinlicheren Abweichungen zur Himmelsrichtung. Daneben spielen sicherlich auch die unzureichenden Kronenabgrenzungen in jungen Beständen eine Rolle. Wobei sich die mittleren Kronenbreiten hier nicht extrem von den herkömmlich erhobenen Daten unterscheiden. Die geringeren Stammzahlen aus der Fernerkundung werden also nicht durch breitere Kronen kompensiert. Daher fallen auch die Kronenschirmflächen der Bestände im Vergleich zu BWINpro deutlich geringer aus.
Aus dem Vergleich der lockeren Altbestände lässt sich auch auf eine Überschätzung der Kronenschirmflächen des Bestandes schließen, wenn diese herkömmlich mit BWINpro-S überwiegend aus dem Durchmesser modelliert werden. Hier liegen die Schirmflächen der Fernerkundung nahezu 20 % unter den BWINpro-S Werten, obwohl beinahe alle Stämme erkannt wurden. Bei voller Überschirmung im Versuch Nummer 2002 traten diese Unterschiede dagegen nicht auf.

Ansätze zur Bestimmung des Einzelbaumvolumens aus Kronendaten

Da sich aus den Fernerkundungsdaten zwar Kronendaten, aber keine Durchmesser messen lassen, sind Voluminierungen der Einzelbäume und Bestände nur indirekt möglich. Auf der Basis von Allometriefunktionen werden derzeit entweder der BHD oder direkt das Baumvolumen geschätzt (STRAUB, C., KOCH, B., 2011; VAUHKONEN, J. et al. 2010; YAO, W. et al. 2012). Die dabei bisher immer wieder beobachteten Unsicherheiten resultieren unter anderem aus der von PRETZSCH, H. und DIELER, J. (2012) beschriebenen Variantion der Kronenallometrien. So verschieben sich die Relationen von Kronenlänge und Kronenschirmfläche in Abhängigkeit von den Bestandesstrukturen und ermöglichen so nicht zuletzt im Konkurrenzgefüge der Baumarten die effektive Nutzung des Kronenraums. Da innerhalb der untersuchten Allometrien der Zusammenhang zwischen Kronenvolumen und Baumvolumen sich gegenüber Bestandesstrukturen unabhängiger zeigt (PRETZSCH, H. 2010), erscheint vor allem das Kronenvolumen als Schätzbasis der Baumvolumina geeignet.
Zunächst wurden daher Korrelationen zwischen dem aus der Vollkluppung via BWINpro-S über Formzahlen ermittelten Einzelbaumvolumina mit Baumhöhe, Kronenschirmfläche, Kronenmantelfläche und Kronenvolumen betrachtet. Dabei sind die Korrelationen zwischen Einzelbaumvolumen und Baumhöhe (0,81) am höchsten, es folgen eng beieinander das Kronenvolumen (0,78), die Kronenmantelfläche (0,77) und die Kronenschirmfläche (0,75). Eine expotentielle Kurvenanpassung auf Basis der Baumhöhe [Koeffizient ln(H) = 2,456] ist mit einem Bestimmtheitsmaß von R^2=0,82 möglich und die lineare Anpassung zwischen Stamm- und Kronenvolumen [Koeffizient KV= 0,017] liegt bei R^2=0,60 (siehe Abb. 3).

Digitized by Google

Das gegenüber der Höhe geringere Bestimmtheitsmaß bei Verwendung des Kronenvolumens wird im Zusammenhang mit einer dynamischen Kronen-Stammrelation gesehen. So sind einerseits die Allometrien zwischen Kronenmantelfläche und Stammvolumen aus statischer und physiologischer Sicht begründet, andererseits können Schadereignisse und zunehmende Wuchsraumkonkurrenz das Verhältnis zwischen Krone und Stamm progressiv verändern.
Aber auch die über Bestandeshöhenkurve und Formzahlen uniform berechneten Volumina birgt Unsicherheiten für eine korrekte Schätzung der Baumvolumina. Letztendlich wären hierfür die im Rahmen der Holzernte mittels Harvester Sektionsweise ermittelten Volumina besser geeignet, da diese die baumspezifische Streuung der Stammform exakt wiedergeben. So würde bei den vorliegenden Daten die konventionelle Berechnung der Einzelbaumvolumina mittels Formzahl und einem aus Kronenparametern hinreichend genau geschätzten BHD unter Umständen nicht schlechter abschneiden als Schätzungen auf der Basis von Baumhöhe und Kronenvolumen.

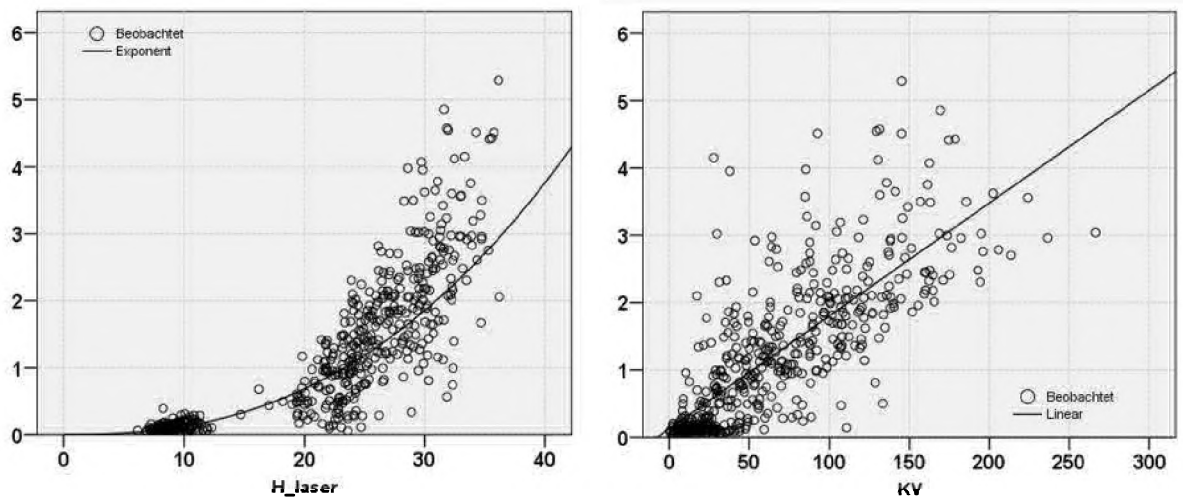


Abbildung 3: Kurvenanpassung zwischen dem herkömmlich über Bestandeshöhe, Durchmesser und Formzahl hergeleiteten Einzelbaumvolumen (Ordinate) und der Baumhöhe (Abszisse, links) und dem Kronenvolumen (Abszisse, rechts).

Schlussfolgerung und Ausblick

Mit der derzeitigen Auslegung des Regelwerkes der Einzelbaumerkennung lassen sich in älteren Fichtenbeständen nahezu alle Bäume automatsich aus LiDAR-Daten erfassen. Seine Grenzen findet die automatische Routine beim Erkennen zwischenständiger Bäume, deren Kronen nicht freistehen und Beständen mit Kronenabständen unter 3 m. Bei den betrachteten Versuchen sank die Erkennungsrate bei Stammzahlen von 900 Bäumen pro Hektar und mehr ab.
Vor allem größere Flächeneinheiten, bei denen bei terrestrischen Aufnahmen die Wahrscheinlichkeit des Vergessens einzelner Bäume steigt, können sich die Fehler jedoch aufwiegen. Sollen für derartige Flächen auch noch Baumpositionen und Kronendimensionen ermittelt werden, ist die Fernerkundung nicht nur bezüglich des Aufwandes, sondern auch aufgrund der genaueren Lageinformationen der Bäume vorteilhafter. Die Schwächen bei der Erkennung von Einzelbäumen lassen sich relativ leicht durch eine terrestrische Kontrolle beheben.
Erfolgt diese vor der Berechnung der Baumdimensionen aus den Laserdaten, so lassen sich diesbezüglich Fehler vermeiden und mindestens annähernd die mit herkömmlichen terrestrischen Aufnahmen erzielten Genauigkeiten erreichen. So liegen die Fehler bei der Herleitung von Baumhöhen sicherlich etwas über der herkömmlichen Trigonometrie, wogegen bei Kronenlänge und –breite die Vorteile auf Seite der Fernerkundung gesehen werden. Diese resultieren aus dem Fehlen subjektiver Einschätzungen durch die messenden Personen und der Vielzahl möglicher Maße. Diese erlauben es rationell weitaus detailiertere Kronenmodelle zu generieren, als es, nicht zuletzt auch durch begrenzte Einsehbarkeit, vom Boden aus möglich ist.
Neben dem einzelbaumbasierten Ansatz zur Beschreibung der Kronenstruktur und Schirmsituation sind für viele Fragestellungen (bestandesweise Parameter, Kronenschluss, Lichtdurchlässigkeit, LAI-Schätzungen) auch rasterorientierte Verfahren möglich (MAGNUSSEN, S. et al. 2012; STRAUB, C. et al. 2010). Diese sind nicht nur mit geringerem Aufwand verbunden, so hält das Programm FUSION bereits entsprechende Routinen bereit, sondern umgehen auch die Probleme der Kronensegmentierung. Daher können auch Kronenstrukturen von jüngeren Beständen entsprechend beschrieben werden.
Aber auch der objektorientierte Ansatz kann weiterentwickelt werden. So hängt die Genauigkeit der Kronensegmentierung in hohem Maße von der räumlichen Auflösung des verwendeten Differenzmodelles (nDOM) ab. Höhere Punktdichten des Laserscanners oder die zusätzliche Verwendung von True Orthobilder erlauben feinere Auflösungen als die hier verwendeten 0.5 x 0.5 m. Für die Segmentierung kleinerer Kronen wäre dies

Digitized by Google

sicherlich hilfreich (LECKIE, D. et al. 2003). Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass bereits die verwendeten Daten bei spezieller Anpassung des Regelwerkes an junge Bestände, bessere Ergebnisse liefern kann. Die aktuelle Anpassung des Regelwerkes zur automatischen Erkennung von Einzelbäumen erfolgte ausschließlich anhand der älteren Fichtenbestände.

Neben der weiteren Anwendung von Allometriefunktionen zur Voluminierung der Einzelbäume erscheint auch die Erprobung der objektbasierten Bildanalyse an weiteren Baumarten, wie Eiche und Buche, Erfolg versprechend. So konnten unter Nutzung des Kronendifferenzmodells in einem lockeren Eichenbestand drei im Alter zwischen 156 und 166 Jahren erfolgte Höhenmessungen von 163 Eichenbestand verifiziert werden. Die Nutzung der LIDAR-Daten aus 2007 lieferte eine Mittelhöhe von 27.9 m (Stdabw.: 2.0 m, Min: 21.1 m, Max: 33.2 m) und entspricht damit den Messungen des Messtrupps von 2001 (Mittel: 28.1 m, Stdabw.: 2.3 m, Min: 21.0 m, Max: 32.5 m). Die Messungen des zweiten Messtrupps in den Jahren 2006 (Mittel: 30.7 m, Stdabw.: 2.5 m, Min: 23.6 m, Max: 36.3 m) und 2011 (Mittel: 30.7 m, Stdabw.: 2.2 m, Min: 24.0 m, Max: 37.5 m) weichen hiervon deutlich ab. Insbesondere bei älteren Laubbäumen scheinen die Vorteile einer objektiven Routine zum Bestimmen der Baumhöhen gegenüber den subjektiven Peilungen zum höchsten Punkt auffallend zu Tage zu treten.

Abschließend sei auf die Weiterentwicklung der Lasertechnik und die beständiger Erprobung neuer Verfahren der Extraktion von Einzelbaumdaten (LI, W. et al. 2012.) verwiesen. RAHMAN, M.Z.A. et al. (2009) nutzen bereits heute Punktdichten bis zu 70 Punkten pro qm, deren Reflexionsmuster so viele Stammtreffer enthalten, das neben der Erkennung von Einzelbäumen auch direkte Messung von Stammparametern (Durchmesser / Krümmung) möglich sind.

Literaturverzeichnis

Barilotti, A., Crosilla, F., 2009. Curvature analysis of LiDAR data for single tree species classification in alpine latitude forests. Laser scanning 2009, IAPRS, Voi. XXXVIII.

Heurich, M., Günther, S., Schröder, S., Kennel, E., 2004. Baumhöhenmessung mit flugzeuggetragenen Laserscannern. AFZ-DerWald 2-4.

Hyyppä, J., Hyyppä, H., Litkey, P., Yu, X., 2004. Algorithms and methods of airborne laser-scanning for forest measurements. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 36, 82-89.

Koch, B., Heyder, U., Weinacker, H., 2006. Detection of individual tree crowns in airborne lidar data. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 72, 357-363.

Klemmt, H.-J.; Tauber, R. 2008. Automatisierte Ermittlung forstinventurrelevanter Parameter aus 3D-Laserscanning-Daten sowie aus 2D-DendroScandaten - Eine vergleichende Feldstudie -. in: DVFFA – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2008. 169-179

Kwak, D.-A., Lee, W.-K., Lee, J.-H., Biging, G.S., Gong, P., 2007. Detection of individual trees and estimation of tree height using LiDAR data. Journal of Forest Research 12, 425-434.

Jung, S.-E., Kwak, D.-A., Park, T., Lee, W.-K., & Yoo, S. 2011. Estimating Crown Variables of Individual Trees Using Airborne and Terrestrial Laser Scanners. *Remote Sensing*, *3*(11), 2346-2363.

Leckie, D., Gougeon, F., Hill, D., Quinn, R., Armstrong, L., Shreenan, R., 2003. Combined high-density lidar and multispectral imagery for individual tree crown analysis. Canadian Journal of Remote Sensing 29, 633-649.

Li, W., Guo, Q., Jakubowski, M.K., Kelly, M., 2012. A New Method for Segmenting Individual Trees from the Lidar Point Cloud. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 78, 75-84.

Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., Flood, M., 2003. LiDAR remote sensing of forest structure. Progress in Physical Geography 27, 88-106.

Magnussen, S., Næsset, E., Gobakken, T., Frazer, G., 2012. A fine-scale model for area-based predictions of tree-size-related attributes derived from LiDAR canopy heights. Scandinavian Journal of Forest Research 27, 312-322.

Pretzsch, H., 2010. Gesetzmäßigkeiten der Kronenformentwicklung und Wuchsraumbesetzung. Querschnittsanalyse auf der Basis langfristiger Versuchsflächen, in: DVFFA – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2010. pp. 96-108.

Pretzsch, H., Dieler, J., 2012. Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure and relevance for allometric theory. Oecologia 169, 637-49.

Rahman, M.Z.A., Gorte, B.G.H., Bucksch, A.K., 2009. A new method for individual tree delineation and undergrowth removal from high resolution airborne lidar, in: Conference Proceeding, Silvilaser, 14.-16. Oktober 2009, College Station, Texas, USA.

Reitberger, J., Heurich, M., U, K.P.S., Stilla, U., 2007. Single Tree Detection in Forest Areas with High-density LiD Data. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 36, 139-144.

Straub, C., Koch, B., 2011. Estimating Single Tree Stem Volume of Pinus sylvestris Using Airborne Laser Scanner and Multispectral Line Scanner Data. Remote Sensing 3, 929-944.

Digitized by Google

Straub, C., Weinacker, H., Koch, B., 2010. A comparison of different methods for forest resource estimation using information from airborne laser scanning and CIR orthophotos. European Journal of Forest Research 129, 1069-1080.

Vastaranta, M., Holopainen, M., Yu, X., Hyyppä, J., Mäkinen, A., Rasinmäki, J., Melkas, T., Kaartinen, H., Hyyppä, H., 2011. Effects of Individual Tree Detection Error Sources on Forest Management Planning Calculations. Remote Sensing 3, 1614-1626.

Vauhkonen, J., Korpela, I., Maltamo, M., Tokola, T., 2010. Imputation of single-tree attributes using airborne laser scanning-based height, intensity, and alpha shape metrics. Remote Sensing of Environment 114, 1263-1276.

Wang, Y., Weinacker, H., Koch, B., 2008. Lidar point cloud based fully automatic 3D single tree modelling in forest and evaluations of the procedure. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 37, 45-52.

Yao, W., Krzystek, P., Heurich, M., 2012. Tree species classification and estimation of stem volume and DBH based on single tree extraction by exploiting airborne full-waveform LiDAR data. Remote Sensing of Environment 123, 368-380.

Yu, X., Hyyppä, J., Vastaranta, M., Holopainen, M., Viitala, R., 2011. Predicting individual tree attributes from airborne laser point clouds based on the random forests technique. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 66, 28-37.

Digitized by Google

Zum Wachstum der Lärche in Bayern – Ergebnisse der Auswertung von BWI-Daten

Hans-Joachim Klemmt
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldbau und Bergwald,
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising
hans-joachim.klemmt@lwf.bayern.de

Einleitung

Die Europäische Lärche ist mit ca. 2% ideellem Waldflächenanteil am Waldaufbau in Bayern beteiligt. Sie zählt damit zu den fünf flächenbezogen bedeutsamsten Nadelbaumarten in Bayern. Aufgrund der Wahl der „Europäischen Lärche (Larix decidua)" zum Baum des Jahres 2012 durch das Kuratorium „Baum des Jahres" hat die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in diesem Jahr einen Auswertungsschwerpunkt zur Erforschung der Wachstumsgänge für diese Baumart gelegt. Zum Einsatz kommen sollen dabei schwerpunktmäßig Daten der Bundeswaldinventur, da diese ein großes Flächen- und Standortspektrum bayerischer Waldverhältnisse abdecken. Gleichzeitig besitzen die Arbeiten vorbereitenden Charakter für ein größeres neues Projekt der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft zur neuerlichen Untersuchung des Standort-Leistungsbezuges auf der Basis neuer, hochaufgelöster Klima- und Standortdaten.

Stand des Wissens

Durchsucht man die existierende, waldwachstumskundliche Literatur zum Wachstum der Lärche in Europa, so entsteht kein gesamtheitliches Bild. Die existierenden wissenschaftlichen Arbeiten lassen sich grob in folgende, sich teilweise überschneidende Kategorien einteilen: „Klassische waldwachstumskundliche Arbeiten", „Wachstumsuntersuchungen im Alpenraum", „Arbeiten mit wachstumskundlichen und holzkundlichen Aspekten" sowie „Sonstige Arbeiten".
Ersterer Kategorie werden die grundlegende Arbeit von SCHOBER (1949) sowie die Arbeiten von ZÖHRER (1968, 1968) und GUERICKE (2001) zugeordnet. In erstgenannter Arbeit wurden die Wachstumsverhältnisse der Europäischen Lärche in westdeutschen Reinbeständen untersucht. Zöhrer hat Bestandes- und Einzelbaumzuwächse der Europäischen Lärche in Mischbeständen aus Lärche und Fichte im bayerischen Alpenraum untersucht und grundlegend dargestellt. Guericke hat das Wachstum von Buchen-Lärchen-Mischbeständen in Nordwestdeutschland untersucht.
In zweitere Kategorie fallen die Arbeiten von DAY (1947), ROLLAND et al. (1998), HÄSLER et al. (1999), CARRER und URBINATI (2004), MOSER et al. (2009), CECH et al. (2011) und HAFNER et al. (2011). Gemeinsam ist allen Arbeiten, dass sie sich auf das Radialzuwachsverhalten der Europäischen Lärche im Alpenraum (meist an der Wald- oder Baumgrenze) konzentrieren. Weiterhin handelt es sich häufig um relativ aktuelle Arbeiten, die versuchen, die Einflüsse des Klimawandels auf das Wachstum der Lärche zu beleuchten.
In drittere Kategorie fallen z.B Arbeiten von WODZICKI (1963) und von PELZ (2002). In letztgenannte Kategorie fallen z.B. die Arbeiten von GEER (1975) oder von BENECKE et al (1981).
Wissensdefizite herrschen v.a. bei der Untersuchung des Standort-Leistungsbezuges für diese Baumart. Oben zitierte Arbeiten ermöglichen zudem keine flächenbezogene Einwertung des Wachstums der Baumart Europäische Lärche für das Bundesland Bayern. Nachfolgende Ausführungen versuchen Teile dieser Wissensdefizite zu schließen.

Beschreibung des Datenmaterials

Bei der Bundeswaldinventur 1 (BWI1, 1986-1988) wurden in Bayern an 582 Traktecken (= Inventurpunkte) insgesamt 1355 Europäische Lärchen durch die Winkelzählprobe mit Zählfaktor 4 (WZP4) als Probebäume ausgewählt. Bei der Bundeswaldinventur 2 (BWI2, 2001-2002) fanden sich mit dem gleichen Auswahlverfahren an 493 Traktecken 1157 Europäische Lärchen. Der Rückgang zwischen BWI1 und BWI2 ist insbesondere auf eine Rücknahme der Verdichtung in Mittelfranken von einem 2*2km-Raster (ein Trakt pro 4 km²) auf ein 2,83*2,83km-Raster (ein Trakt pro 8 km²) zurückzuführen. Bei der Zwischeninventur des Bundes im Jahr 2008 (Inventurstudie 08, Treibhausgasinventur) wurden an 58 Traktecken 193 Europäische Lärchen über die WZP4 ausgewählt und vermessen. Die geringe Anzahl ist Ergebnis der Aufnahmen lediglich im 8*8km-Grundraster.

Digitized by Google

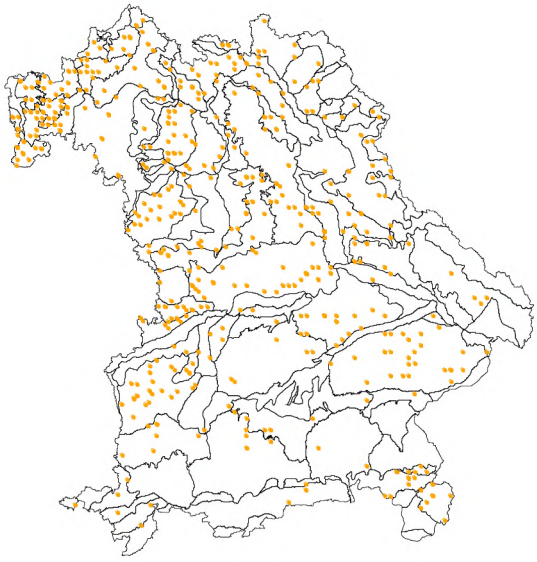


Abbildung 1: Lage der Traktecken nach Wuchsbezirken, bei denen bei der Bundeswaldinventur 1 oder 2 in Bayern Europäische Lärchen über die Winkelzählprobe 4 als Probebäume ausgewählt wurden.

Abbildung 1 vermittelt einen Eindruck von der Lage der Traktecken der BWI1 und BWI2, an denen Europäische Lärchen aufgenommen wurden, nach Wuchsregionen in Bayern. Auffällig ist, dass bisher im Inneren Bayerischen Wald (WB 11.3) keine Inventurpunkte mit Europäischen Lärchen vorliegen. Weiterhin fällt aus, dass im Wuchsgebiet 15 (Alpen) lediglich im östlichen Bereich nennenswerte Anzahlen an BWI-Inventurpunkten mit Europäischen Lärchen aufgenommen wurden.
Insgesamt wurden 715 Europäische Lärchen bei der BWI2 erneut vermessen, die auch schon Probebäume der BWI1 waren. Drei Aufnahmen liegen derzeit für 108 Europäische Lärchen in Bayern vor. Folgende Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf die Daten der BWI1 und BWI2.
Die WZP4-Lärchen der *Bundeswaldinventur1 i*n Bayern waren im Mittel 58 Jahre alt, wobei sich das Altersspektrum von 9 bis 160 Jahre erstreckte. Das Höhenspektrum erstreckte sich über den Bereich von 6,10m bis 40,9m bei einem Mittel von 22,5m. Das Durchmesserspektrum erstreckte sich von 10cm bis 83,8cm bei einem Mittel von 30,5cm.
Die WZP4-Lärchen der *Bundeswaldinventur 2* in Bayern waren im Mittel 65 Jahre alt, das Altersspektrum lag zwischen 6 und 179 Jahren. Die gemessenen Höhen lagen zwischen 4,8m und 44,1m bei einem Mittelwert von 25,5m. Die Durchmesser der BWI2-Lärchen erstreckten sich zwischen 7cm und 92,9cm.

Hochrechnungsergebnisse für das Bundesland Bayern

Aktuelles Vorkommen der Europäischen Lärche in Bayern

Bei den Aufnahmen zur Bundeswaldinventur wird zwischen den Baumarten "Europäische Lärche" (Larix decidua) und "Japanische Lärche" (Larix kaempferi) unterschieden. Aufgrund jeweils geringer Stichprobenumfänge werden für Hochrechungszwecke beide Baumarten zur Baumartengruppe "Lärche" zusammengefasst. Bezieht man die ideellen Flächenanteile[1] der Baumartengruppe "Lärche" auf die Gesamtwaldfläche Bayerns (Holzboden, nur begehbarer Wald) so zeigt sich, dass ca. 2% der Waldfläche Bayerns mit Lärchen bestockt sind.
Nach Regierungsbezirken variieren die Werte zwischen 4,6% in Unterfranken und 1,2% in Oberbayern. Bei diesen Angaben gilt es allerdings die vergleichsweise großen Fehlerrahmen zu berücksichtigen, die lediglich die Aussagen

[1]ideelle Flächenanteile: Bei der Auswertung der Bundeswaldinventur werden Aufnahmeeinheiten rechnerisch weiter untereilt. Zum Beispiel werden Mischbestände (gleiche Altersklasse, gleiche Baumart) nach Standflächenanteilen, Grundflächenanteilen oder Deckungsgrad aufgeteilt. Die Flächen dieser ideellen Reinbestände werden als ideelle Waldflächen bezeichnet.

Digitized by Google

erlauben, dass die Flächenanteile der "Lärche" in Unterfranken signifikant höher sind als in den übrigen Regierungsbezirken.
Nach Wuchsregionen variieren die Flächenanteilswerte zwischen 8,6% für den "Odenwald" bzw. 7,2% für den "Spessart" bis hin zu Werten kleiner 1% für die "Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge" sowie die Bayerischen Alpen. Aufgrund der großen Fehlerrahmen kann auch hier nur generell die Aussagen getroffen werden, dass die ideellen Flächenanteile der Lärchen in den Wuchsbezirken "Odenwald" und "Spessart" signifikant höher sind als in den übrigen Wuchsbezirken.

Vorräte und mittlere Zuwächse der Europäischen Lärche in Bayern

Tabelle 1: Vorrat [1000 m³] nach Baumaltersklassen für die Baumartengruppe Lärche in Bayern zum Stichjahr 2002 gemäß Hochrechnung

Vorrat Lärche in Bayern	1-20 Jahre	21-40 Jahre	41-60 Jahre	61-80 Jahre	81-100 Jahre	101-120 Jahre	121-140 Jahre	141-160 Jahre	>160 Jahre
[1000 m³]	224	2.015	6.641	2.797	3.220	2.041	741	280	87
Fehlerprozent +/-	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.

Tabelle 2: Vorrat [m³/ha ideell] nach Baumaltersklassen für die Baumartengruppe Lärche in Bayern zum Stichjahr 2002 gemäß Hochrechnung

Vorrat Lärche in Bayern	1-20 Jahre	21-40 Jahre	41-60 Jahre	61-80 Jahre	81-100 Jahre	101-120 Jahre	121-140 Jahre	141-160 Jahre	>160 Jahre
m³/ha	47	235	379	449	568	498	449	331	47
Fehlerprozent +/-	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.

In Tabelle 1 sind die absoluten Vorräte der Lärchen in Bayern nach den Baumaltersklassen aufgeführt. In Tabelle 2 sind die ideellen Hektarwerte der Baumartengruppe Lärche nach Altersklassen dargestellt. In Tabelle 3 sind die ermittelten Zuwächse für die Baumartengruppe "Lärche" nach Altersklassen angegeben. Der Bezug erfolgt dabei jeweils nur auf den begehbaren Wald in Bayern, schließt den produktiven Wald einschließlich Blößen beider Inventuren sowie Lücken im Bestand mit ein und wurde auf Basis der Bäume des Hauptbestandes oder des Plenterwaldes mit BHD über 7cm ermittelt (Hochrechnungsergebnisse BWI2; Flächenbezug: ideell).

Tabelle 3: Zuwachs des Vorrates nach Baumaltersklassen für die Baumartengruppe Lärche in Bayern gemäß Hochrechnung

Zuwachs Lärche in Bayern	1-20 Jahre	21-40 Jahre	41-60 Jahre	61-80 Jahre	81-100 Jahre	101-120 Jahre	121-140 Jahre	141-160 Jahre	>160 Jahre
m³/ha*a	3,22	9,87	19,53	13,38	15,36	11,70	9,77	6,63	6,26
Fehlerprozent +/-	21,5	8,1	6,8	9,9	10,1	11,5	14,9	14,2	27,9

Bei der Interpretation der Werte in den jeweiligen Tabellen gilt es die jeweils relativ großen Fehlerprozente in Verbindung mit der Verteilung der Stichprobenpunkte über Bayern zu beachten. Nach den Werten der Bundesauswertung erfolgt die Kulmination des laufenden Zuwachses (Tabelle 3) bei der Baumartengruppe "Lärche" in Bayern im Alter zwischen 41 und 60 Jahren. Der unstetige Verlauf über den Altersklassen resultiert insbesondere aus der ungleichen Verteilung der Probepunkte über Bayern. Insgesamt sind lediglich summarisch auf Bayernebene gesicherte Hochrechnungsergebnisse für die Baumartengruppe "Lärche" in Bayern zu erwarten (vgl. hierzu auch KLEMMT und NEUBERT, 2012) .

Explorative Datenanalyse auf Einzelbaumebene

Nachfolgend erfolgen Auswertungen auf Einzelbaumbasis, wobei ausschließlich die Baumart "Europäische Lärche" Berücksichtigung findet.

Höhenentwicklung über dem Alter

Digitized by Google

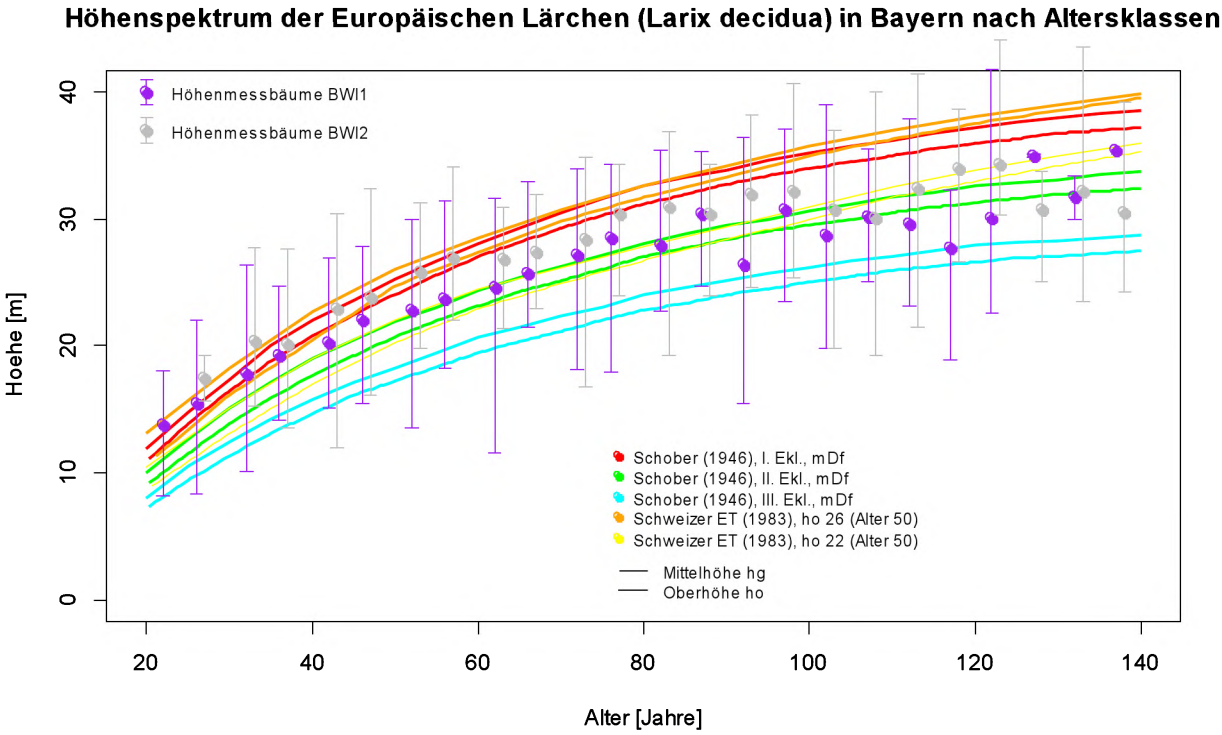


Abbildung 2: Höhenspektrum der Europäischen Lärchen der BWI1 und BWI2 nach 5-Jahres-Altersklassen

In Abbildung 2 dargestellt ist das Höhenspektrum der Europäischen Lärchen in Bayern nach 5-Jahres-Altersklassen. Im Hintergrund hinterlegt sind die Höhenwachstumsgänge nach der Ertragstafel SCHOBER (1949) sowie für die Schweizerische Lärchen-Ertragstafel von 1983. Aus dieser Abbildung gehen drei Dinge hervor. Zum ersten wird deutlich, dass die Höhenwachstumsgänge sowohl für die Oberhöhen- als auch für die Mittelhöhenentwicklung der Ertragstafel Schober denen der Schweizerischen Ertragstafel für die dargestellten Bonitäten stark ähneln. Zum zweiten wird ersichtlich, dass sowohl für die BWI1 als auch für die BWI2 sich die Höhenspektren über den gesamten Bonitätsfächer strecken. In den jungen Altersgruppen liegen dabei die mittleren Höhenwerte jeweils im Bereich der ersten Bonität nach Schober während die Mittelwerte mit zunehmendem Alter in den Bereich der dritten Bonität abfallen. Gründe hierfür dürften sowohl die zunehmende Standortverbesserung als auch die Betrachtung von Querschnittsdaten (= unechte Zeitreihen) sein. Weiterhin wird aus Abbildung 2 beim Vergleich der Höhenspektren BWI1 – BWI2 für vergleichbare Altersgruppen ganz besonders ersichtlich, dass die Mittelwerte der BWI2 insbesondere in den jüngeren Altersgruppen jeweils für die BWI2-Daten höher sind als für die BWI1-Daten. Eliminiert man die wiederholungsgemessenen Lärchen aus beiden Datensätzen und prüft die Unterschiede der Mittelwerte für ungepaarte Stichproben so zeigt sich, dass die Europäischen Lärchen der BWI2 in den jüngeren Altersklassen signifikant höhere mittlere Höhenmesswerte gezeigt haben als bei der BWI1. Hierfür kommen vier Erklärungsansätze in Betracht. Zum einen könnte eine systematisch unterschiedliche Altersbestimmung bei BWI1 und BWI2 das Ergebnis herbeiführen. Weiterhin könnte eine regionale Verschiebung der aufgenommenen Einwuchs-Lärchen das Ergebnis bewirken. Zum dritten könnte ein Messgerätewechsel zwischen BWI1 und BWI2 evtl. systematische Verzerrungen bewirken. Alle drei Möglichkeiten wurden anhand des Datenmaterials bzw. über Felderhebungen geprüft, eindeutige Hinweise für diese Erklärungsansätze konnten allerdings nicht gefunden werden. Ein vierter, sehr wahrscheinlicher Erklärungsansatz besteht darin, dass die allseits anerkannte Standortveränderung bzw. -verbesserung in den letzten Jahrzehnten im speziellen das Höhenwachstum der Lärche bzw. das Wachstum der Lärche im Allgemeinen in Bayern begünstigt hat.

Lichtbaumart "Europäische Lärche"

Die Europäische Lärche wird allgemein als konkurrenzschwache, lichtbedürftige Pionierbaumart angesehen (KRAMER, 1988). Eine Untersuchung sollte zeigen, ob sich insbesondere die lichtökologischen Ansprüche am BWI-Zahlenmaterial erkennen lassen. Tabelle 4 enthält hierzu die absoluten und relativen Anzahlen der WZP4-Probebäume der BWI2 nach Kraft'schen Klassen. Untersucht man die Nullhypothese, dass die relativen Häufigkeiten der herrschenden Bäume (Bkl 1 und 2) bzw. der beherrschten Bäume (Bkl 3 und 4) in der Grundgesamtheit, aus der die Stichproben stammen, für die Lichtbaumart Lärche und die Schattbaumart Tanne gleich sind (Signifikanzniveau 5%), so kann diese aufgrund des ermittelten p-Wertes ($p < 2.2e-16$) abgelehnt werden. Daraus wird gefolgert, dass über BWI-Daten quantitative Rückschlüsse auf unterschiedliche

Digitized by Google

lichtökologische Ansprüche zwischen den Baumarten Lärche und Tanne möglich sind. Bei der konkurrenzschwachen und lichtbedürftigen Baumart „Europäische Lärche“ sind die relativen Häufigkeiten der gefundenen aufgezeichneten Bäume in den vorherrschenden bzw. beherrschten Baumklassen signifikant unterschiedlich zu denen der schattentoleranten und vergleichsweise konkurrenzstarken Baumart Tanne. Detailliertere Berechnungen (Berücksichtigung der Altersstruktur, Berechnungen für weitere Baumarten etc.) stehen noch aus.

Tabelle 4: Absolute und relative Häufigkeiten der Europäischen Lärchen bzw. Weißtannen nach Kraft'schen-Baumklassen. Differenzen zwischen der Gesamtsumme und einzelnen Summenwerten gehen auf Fehlzuordnungen bzw. Zuordnungen zu anderen Bestandesschichten (z.B. Verjüngung) zurück. Datengrundlage: Bundeswaldinventur 2

	Lärche BWI2		Tanne BWI2	
Kraft'sche Klasse	Absolut	Relativ	Absolut	Relativ
1	400	35%	339	29%
2	580	50%	550	46%
3	88	8%	184	16%
4	40	3%	113	10%
Summe	1157	100%	1186	100%

Die Europäische Lärche - Rein- oder Mischbestandsbaumart?

Zur Überprüfung, ob die Lärche in Bayern eher in Reinbeständen oder in Mischbeständen vorkommt, ist in Abbildung 3 der relative Grundflächenanteil der Europäischen Lärchen an der Gesamtgrundfläche der bayerischen BWI2-Inventurpunkte dargestellt, an denen bei der Feldaufnahme vor 10 Jahren diese Baumart verzeichnet wurde.

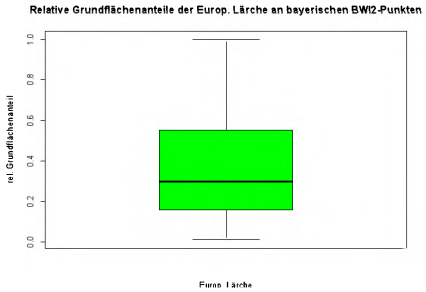


Abb. 3: Relative Grundflächenanteile der Europ. Lärche an bayerischen BWI2-Punkten

Berücksichtigt wurde dabei nur der Bestandesteil, in dem auch der Mittelpunkt des Inventurpunktes zu liegen kam. Im Mittel lag dabei der Grundflächenanteil der Europäischen Lärche bei 0,37, der mittelste Wert der Verteilung lag bei 0,3. Die obere bzw. untere Quantilgrenze lag zwischen 0,55 und 0,16. Aus diesen Werten lässt sich schließen, dass die Europäische Lärche in Bayern trotz ihrer vergleichsweise geringen Konkurrenzkraft sehr häufig als Mischbaumart und eher seltener in Reinbestandsform auftritt. Eine eindeutige Aussage bezüglich der am häufigsten auftretenden Mischungsform ist aufgrund der unvollständigen Umgebungsinformationen an den Aufnahmepunkten der BWI schwierig. Eine Untersuchung der häufigsten Mischbaumarten an den Inventurpunkten mit Lärchenanteilen an der Gesamtgrundfläche des Probepunktes (WZP4) zwischen 16% und 55% hat gezeigt, dass die Europäische Lärche in Bayern am häufigsten in der Mischung mit Fichte oder Kiefer bzw. mit der Baumart Buche auftritt.

Günstige und ungünstige Standorte für die Europäische Lärche in Bayern

In Abbildung 4 sind die Höhenmesswerte der Europäischen Lärchen an bayerischen BWI2-Punkten über den Inventuraltersangaben aufgetragen. Berücksichtigt wurden dabei die Inventurpunkte, für die ein vollständiger Satz an physiographischen Grunddaten zu Standort bzw. zu den klimatischen Wuchsbedingungen (Ergebnisse der Projekte KLIP 3, KLIP 4 und ST 192, vgl. BECK et al, 2012 und HERA et al., 2012) vorlag. Nachfolgenden Arbeitsschritten lag die Annahme zu Grunde, dass die Höhenwuchsleistung eines Baumes neben seinem Alter im

Digitized by Google

Wesentlichen durch standörtliche und klimatische Wuchsbedingungen bestimmt wird. Die generierte Punktewolke wurde mit Hilfe der dreiparametrigen Chapman-Richards-Höhenwachstumsfunktion ausgeglichen und durch Variation des Koeffizienten des Parameters A in drei zahlenmäßig gleich große Einheiten unterteilt. Man erhält damit ein Kollektiv mit überdurchschnittlich hohen (grün), durchschnittlich hohen (schwarz) und unterdurchschnittlich (rot) hohen Lärchen.

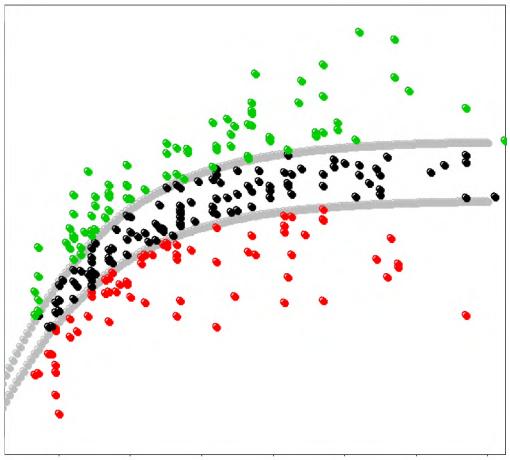


Abb. 4: Höhengemessene BWI2-Lärchen, eigeteilt in drei Höhenwuchsklassen

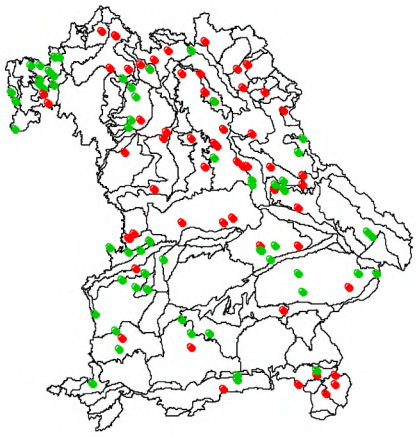


Abb. 5 Verteilung der BWI2-Lärchen nach Abbildung 4 nach Wuchsregionen in Bayern

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Europäische Lärche in Bayern ihr Höhenwachstumsverhalten in den letzten Jahrzehnten verändert hat, dass sie häufig als Mischbestandsbaumart in bayerischen Wäldern vorkommt, dass sie meist in herrschenden oder vorherrschenden Bestandesschichten auftritt und das räumliche Unterschiede im Höhenwuchsverhalten gegeben sind.

Erste, vorläufige Ergebnisse der klimasensitiven Modellierung des Höhenzuwachsverhaltens

Aufbauend auf den Ergebnissen der explorativen Datenanalyse wurde versucht, die Höhenzuwächse der Europäischen Lärche in Bayern in Abhängigkeit von den standörtlichen und klimatischen Wuchsbedingungen direkt zu schätzen. Methodisch kam hierbei – aufbauend auf den Ergebnissen von AERTSEN et al. (2010) - ein generalisierter additiver Modellansatz zum Einsatz. Als abhängige Variable wurden anfangs die jährlichen Höhenzuwächse verwendet. In einem zweiten Rechenlauf wurden die auf Vegetationstage normierten Höhenzuwächse (ich_gdd, vgl. [1]) verwendet, da Vorarbeiten gezeigt haben, dass zwischen den Aufnahmezeitpunkten der BWI1 (1986-1988) und der BWI2 (2001-2002) in Verbindung mit den unterschiedlichen Vegetationslängen an den BWI-Punkten in Bayern eine erhebliche Variation gegeben war. Als erklärende Größen wurden verschiedene Variablen der für Bayern neu verfügbaren, hochaufgelösten Klima- und Standortskarten als potenzielle Triebkraftdaten verwendet. Abbildung 6 zeigt hierzu schematisch die Vorarbeiten zum Verschnitt der Daten des neuen digitalen Standortinformationssystems für Bayern mit den BWI-Punkten.

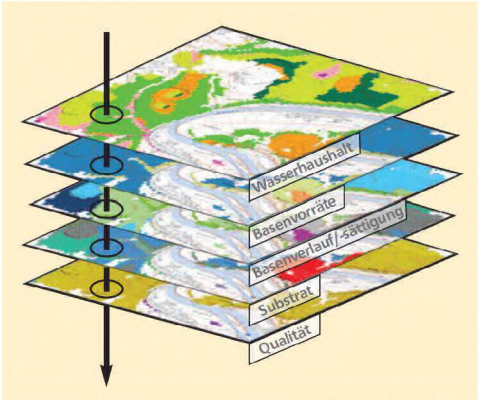


Abb. 6: Schematische Darstellung der Verknüpfung der Standortdaten des neuen bayerischen Standortinformationssystems mit den BWI-Lagedaten (Pfeil).

Digitized by Google

Gemessen an den Größen R^2 und AIC wurden die besten Modellergebnisse mit folgendem Modellansatz erzielt:

$$ih_gdd = \beta 0+\beta 1*Alter+\beta 2*TVeg+f(Hangneigung)+f(Sandgehalt)+f(Tongehalt)+f(PVeg)+f(BS)+C \quad [1]$$

wobei:

Alter: Inventuraltersangaben der Bundeswaldinventur nach Baumart und Schicht
TVeg: Durchschnittstemperatur in der Vegetationszeit
Hangneigung: Hangneigungsangaben der BWI in %
Sandgehalt: Modellhaft hergeleiteter Sandgehalt in %
Tongehalt: Modellhaft hergeleitete Tongehalt in %
PVeg: Niederschlag in der Vegetationszeit [mm]
Basensättigung: Modellhaft hergeleitete Basensättigung in %

Abbildung 7 zeigt zusammengefasst vier Grafiken zur Prüfung der Modellannahmen. Die Stichprobenquantile verlaufen linear zu den theoretischen Quantilen, was darauf schließen lässt, dass keine Verletzung der Verteilungsannahme (hier: gaussian bzw. normalverteilt) vorliegt. Die Varianz der Residuen ist über den gesamten Wertebereich der linearen Prädiktoren als konstant anzusehen. Ebenso weist das Histogramm der Residuen nicht auf eine Verletzung der Normalverteilungsannahme hin. Das Streudiagramm der Responsegrößen gegen die angepassten Werte zeigt eine positive Steigung und eine gleichmäßige Streuung über den gesamten Wertebereich. Aus den vier Teilabbildungen kann daher keine Verletzung der Modellannahmen abgeleitet werden (WOODS, 2006).

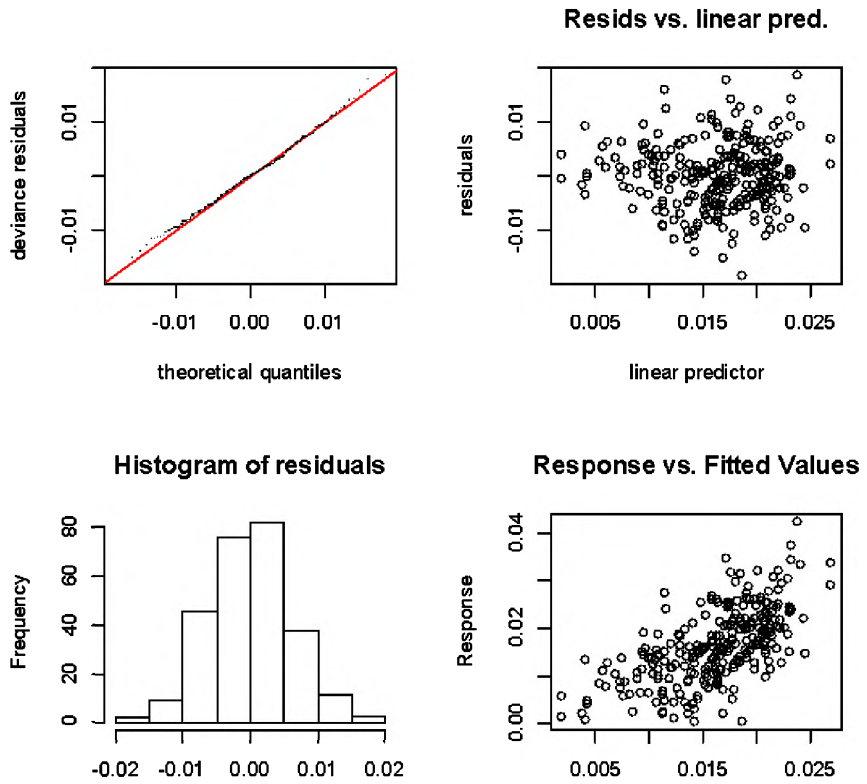


Abbildung 7: Überprüfung der Modellannahmen zum Modell 1

Abbildung 8 stellt die partiellen Einflüsse der Variablen Hangneigung, Sandgehalt, Tongehalt, Niederschlag in der Vegetationszeit sowie Basensättigung auf die Schätzung der auf Zuwachstage normierten Höhenzuwächse der Europäischen Lärche in Bayern dar. Zu erkennen sind für alle Variablen plausible Kurvenverläufe.

Digitized by Google

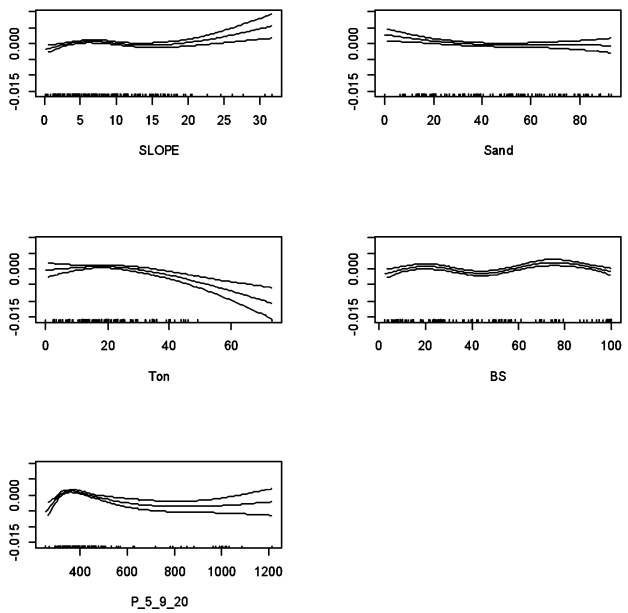


Abbildung 8: Partial-Dependece-Plots für die in Modell 1 einbezogenen Variablen

Mit dem vorgestellten Modell gelang es lediglich 46% der Streuung durch die unabhängigen Variablen zu erklären, der AIC-Wert des vorgestellten Modellansatzes lag bei 123.94111.
Der vorgestellte Modellansatz wird als verbesserungsfähig angesehen. Zum Zeitpunkt der Berechnungen war die Erstellung der physiographischen Daten noch nicht abgeschlossen. Eine Modellverfeinerung oder Weiterentwicklung ist daher nach Abschluss der Arbeiten im Zusammenhang mit der Erstellung des neuen, digitalen Standortinformationssystems für Bayern vorgesehen. Nach erfolgreicher Modellentwicklung soll eine Validierung der Modellergebnisse anhand von unabhängigen Daten (Inventurdaten des Bayerischen Staatswaldes) erfolgen.

Zusammenfassung und Ausblick

Anlässlich der Wahl der "Europäischen Lärche" (Larix decidua L.) zum Baum des Jahres 2012 hat das BWI3-Team der LWF bereits jetzt einen Auswertungsschwerpunkt auf diese Baumart gelegt und während der Feldaufnahmen zur BWI3 historische Daten zur Bundeswaldinventur in Bayern für diese Baumart ausgewertet. Es hat sich gezeigt, dass die Anzahl im Feld über ganz Bayern aufgenommener Bäume lediglich sichere Aussagen für bestimmte Parameter auf großräumiger Ebene zulässt. Verbreitungsschwerpunkte der Baumart "Europäische Lärche" können für Regierungsbezirke bzw. für einzelne Wuchsgebiete festgemacht werden.
Fasst man die Inventurpunkte der Bundeswaldinventur als kleine waldbauliche Beobachtungsflächen auf, werden auch auf Basis der Bundeswaldinventurdaten Aussagen auf Einzelbaumebene bzw. Kleinbestandsebene möglich. Es konnte am vorhandenen Zahlenmaterial gezeigt werden, dass sich die "Europäische Lärche" in Bayern in Hinblick auf ihre Lichtökologie signifikant z.B. von der Schattbaumart "Weißtanne" unterscheidet. Weiterhin konnte gezeigt werden, dass in Bayern die Europäische Lärche selten in Reinbestandsform sondern häufiger in Mischung und hier insbesondere mit Fichte, Kiefer und Buche vorkommt. Vergleiche der BWI-Messdaten mit historischen Planungshilfsmitteln wie Ertragstafeln zeigen, dass die wenigen existierenden Ertragstafeln auch für die Baumart "Europäische Lärche" nur einen sehr eingeschränkten Wert zur Vorhersage von Waldentwicklung haben. Vergleiche zwischen den BWI1 und BWI2-Daten in diesem Zusammenhang lassen auf veränderte Wuchsbedingungen in Bayern für die Baumart "Europäische Lärche" schließen.
Aktuell wird an der LWF praxisorientiert an der Ermittlung des Standort-Leistungsbezuges für verschiedene Baumarten in Bayern gearbeitet. Die "Europäische Lärche" erhält hierbei eine Art Pilotfunktion, da an ihr exemplarisch und vorab die Wachstumsreaktionen (Wirkung) anhand sehr guter, hochaufgelöster physiographischer Daten (Ursache) analysiert werden sollen. Ziel ist die klimasensitive Modellierung verschiedener Wachstumsprozesse für diese Baumart.
Die Daten der Bundeswaldinventur haben sich bereits in der jetzigen Auswertungsphase als wertvolle Datengrundlage erwiesen, die sowohl auf großräumiger Betrachtungsebene bis hinunter zur Einzelbaumebene einen erheblichen Wert für die praktische Forstwirtschaft in Bayern besitzen. Für die Zukunft gilt es diesen Datensatz zur Beantwortung verschiedenster Fragestellungen verstärkt zu nutzen.

Digitized by Google

Summary: National Forest inventories are a rich data source for several purposes. Data from this source is representative for edaphic and climatic site conditions. Analysis of Bavarian National Forest Inventory data for tree species "European Larch" (Larix decidua) has shown distribution pattern as well as growth and increment of growth pattern across Bavaria independent of property situation of the forests. In comparison with yield tables, we found different growth pattern, which is an evidence for the limited usability of existing yield tables for this tree species. Also we could mathematically confirm existing knowledge on light ecologically demands of European larch. In Bavarian forests European larch is a tree species of mixed stands (most time together with Norway spruce, Scots pine or Common beech), in a lower number of cases European larch grows in pure stand situations. A first analysis of site-growth relationship has isolated several site conditions which faciliate growth of European larch in Bavaria. Also we found growth conditions which affect growth of European larch in Bavaria adversely.

Literaturverzeichnis

AERSTEN W., KINT V., van ORSHOVEN J., OZKAN K., MUYS B. 2010. Comparison and ranking of different modelling techniques for prediction of site index in Mediterranean mountain forests. Ecological Modelling 221: 1119–1130

BECK, J., DIETZ, E., FALK, W.: Digitales Standortinformationssystem für Bayern. LWF aktuell 87 (2012), S. 20-24

BENECKE, U., SCHULZE, E.D., MATYSSEK, R., HAVRANEK, W.M.: Environmental control of CO2-assimilation and leaf conductance in Larix decidua. Oecologica, Volume 50, Number 1 (1981), pp. 54-61.

CARRER, M., URBINATI, C.: Age dependent tree-ring growth responses to climate in Larix decidua and Pinus cembra. Ecology, 85 (3), 2004, pp. 730-740

CECH, T.L., PERNY, B., STEYRER, G.: Kronenschäden der Europäischen Lärche (Larix deciduas) in Österreich im Zusammenhang mit Klimafaktoren. Forstschutz aktuell (Bundesforschungsanstalt für Wald, Wien, Hrsg.), S. 21-25

DAY, W.R.: On the effect of changes in elevation, aspect, slope and depth of free-rootin material on the grwoth of European larch, Japanese larch, Sitka Spruce and Scots pine in Mynydd Ddu Forest, Forestry (1947) 20 (1): 7-20

GEER, G.A.: Der Einfluss des grauen Lärchenwicklers, Zeiraphera diniana (GN.) auf den Zuwachs der Lärche., 1975, Dissertation, Universität Zürich, 212 S.

GUERICKE, M.: Untersuchungen zur Wuchsdynamik von Mischbeständen aus Buche und Europäischer Lärche als Grundlage für ein abstandsabhängiges Wuchsmodell. Dissertationsschrift Universität Göttingen, 2001, 261 S.

HÄSLER, R., STREULE, A., TURNER, H.: Shoot and root growth of young Larix decidua in contrasting microenvironments near the Alpine timberline. Phyton (Austria). Vol. 39, Fasc. 4. 47-52

HAFNER, P., ROBERTSON, I., McCAROLL, D., LOADER, N., GAGEN, M., BALE, R., JUGNER, H., SONNINEN, E., HILASVUORI, E., LEVANIC, T.: Climate signals in the ring widths and stable carbon, hydrogen and oxygen isotopic composition of Larix decidua growing at the forest limit in the southeastern alps. Trees – structure and function. Vol. 25, 6 (2011), pp. 1141-1154

HERA, U., RÖTZER, T., ZIMMERMANN, L., SCHULZ, C., MAIER, H., WEBER, H., KÖLLING, C.: Klima en detail. Neue, hochaufgelöste Klimakarten bilden wichtige Basis zur klimatischen Regionalisierung Bayerns. LWF aktuell. S. 34-38

KLEMMT, H.-J-, NEUBERT, M.: Möglichkeiten und Grenzen der Auswertbarkeit der BWI3 in Bayern. LWF aktuell 85 (2011), S. 44-46

KRAMER, H., Waldwachstumslehre, Paul Parey Verlag, 1988, 374 S.

MOSER, L., FONTI, P., BÜNTGEN, U., ESPER, J., LUTERBACHER, J., FRANZEN, J., FRANK, D.: Timing and duration of European larch growing season along altitudinal gradients in the Swiss alps. Tree physiology (2010) 30 (2): 225-233

PELZ, S.: Eigenschaften und Verwendung des Holzes der Europäischen Lärche (Larix decidua Mill.) unter besonderer Berücksichtigung des Reaktionsholzes. Dissertation, Universität Freiburg, 2002, 279 S.

ROLLAND, C., PETITCOLAS, V., MICHALET, R.: Changes in radial tree growth for Picea abies, Larix deciduas, Pinus cembra and Pinus uncinata near the alpine timberline since 1750. Trees - Structure and function, 1998 (13): S 40-53.

SCHOBER, R., Die Lärche – eine biologisch-ertragskundliche Untersuchung,. M.H. Schaper (1949), 364 S.

ZÖHRER, F.: Struktur und Einzelbaumzuwachs in montan-subalpinen Lärchen-Fichten-Mischbeständen. Forstwiss. Cbl., Vol. 87, Number 1 (1968), 203-236

WODZICKI, Z.: Photoperiodic control of natural growth substances and wood formation in larch (Larix decidua). Journal of experimental botany, 1964, 15 (3), pp. 584-599.

WOODS, S.: Generalized Additive Models – An introduction with R. CRC Press, 2006, 391 p.

ZÖHRER, F.: Bestandeszuwachs und Leistungsvergleich montan-subalpiner Lärchen-Fichtenbestände. Forstwiss. Cbl. Vol. 88, Number 1 (1969), 41-63

Digitized by Google

Energieholznutzung und Nachhaltigkeit - Abschätzung der Nährstoffnachhaltigkeit aus Monitoringdaten

Klaus v.Wilpert[1], Dietmar Zirlewagen[2], Bernhard Bösch[1]
[1]Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Wonnhalde 4, 79100 Freiburg
[2]INTERRA, Büro für Umweltmonitoring, St.-Peter-Str. 30, 79341 Kenzingen

1. Einführung, Problemstellung und Ziel der Studie

In natürlichen, nicht genutzten Waldökosystemen sind Nährelementkreisläufe nahezu geschlossen. Die niedrigen Verluste werden durch die „nach¬schaffende Kraft des Bodens“ weitgehend vollständig ersetzt (Ebermayer, 1882). Durch menschlichen Einfluss ist jedoch seit geraumer Zeit der Nährstoffexport aus Waldökosystemen erheblich beschleunigt. Gründe hierfür sind einerseits die jahrzehntelangen Säureeinträge und dadurch erhöhte Stoffausträge mit dem Sickerwasser. Andererseits werden Elementexporte durch neue Techniken bei der Holznutzung (zum Beispiel Ernte von Holz in Rinde oder Bildung von Reisigmatten auf Rückegassen beim Einsatz von Vollerntern), als auch durch erhöhte Nutzungsintensitäten verstärkt. Beides, sowohl die Umwelt bedingten "Altlasten", sowie die nutzungsbedingt erhöhten Nährelementausträge müssen bei der Planung der Holznutzung sowie bei der Beurteilung der Nährstoff -Nachhaltigkeit berücksichtigt werden.
Unter den heutigen umwelt- und energiepolitischen Rahmenbedingungen entsteht eine neue und verstärkte Nutzungserwartung der Gesellschaft an den regenerativen Rohstoff Holzbiomasse. Waldholz ist der größte der Energieerzeugung zugängliche Holzbiomassepool.
Ziel eines von der EnBW geförderten Projekts war es einerseits, den methodischen Rahmen für die Ermittlung der nachhaltig mobilisierbaren Energieholzmenge zu entwickeln. Dabei ist der Begriff Nachhaltigkeit nicht nur auf die Energieholzmenge bezogen, sondern vor allem auf die Nährstoffverfügbarkeit aus den Waldböden. Es sollen belastbare Daten zur Ermittlung der Energieholzpotenziale und gleichzeitig Instrumente zur Beibehaltung und/oder Herstellung der Nährstoffnachhaltigkeit in einem für die Bewirtschaftung der Wälder relevanten, kleinräumigen Geländebezug entwickelt werden.

2. Material und Methoden

Diese Pilotstudie wurde im Wuchsgebiet Südwestdeutsches Alpenvorland, der wüchsigsten Waldregion in Baden-Württemberg mit einer Gesamtwaldfläche von knapp 140.000 ha durchgeführt und umfasste die Waldflächen aller Waldbesitzarten. Die Region zeichnet sich neben einem günstigen Regionalklima durch eine besonders hohe Spanne an Bodengüten aus.
Mittels des Programms WEHAM (Waldentwicklung und Holzaufkommensmodellierung) wurden an allen 523 in der Projektregion liegenden Trakten der Bundeswaldinventur (BWI) Sortimentsmassen ermittelt. Über multiple lineare Regressionsbeziehungen zwischen Bodendaten aus dem 8x8 km Rasternetz der Forstlichen Umweltüberwachung und kontinuierlich aus Kartenwerken und Geländemodellen verfügbaren Geländemerkmalen wurden regionalisierte Karten berechnet, welche die Übertragung aller für die Erstellung von Stoffbilanzen notwendigen chemischen und physikalischen Daten auf die BWI-Trakte ermöglichte (Zirlewagen und v.Wilpert, 2010).
Ebenso wurden die mit der Biomasse exportierten bzw. mit der Holzasche zurückgeführten Nährstoffmengen durch die Verknüpfung von, chemischen Nährelementanalysen mit den Sortimentmassen aus WEHAM berechnet. Die Kalkulationen wurden nach den Hauptbaumarten Fichte und Buche getrennt durchgeführt und entsprechend der Nadel- und Laubholzanteile auf die BWI-Trakte übertragen.
Auf der Basis dieses Datenmaterials wurden fünf unterschiedliche Nutzungsstrategien abgebildet, die in Abhängigkeit von der Nutzungstechnik Biomassekompartimente entweder exportieren oder im Bestand lassen bzw. bei Energieholznutzung deren Mineralstoffgehalt in Form von Holasche wieder auf die Waldböden zurückführen. Die Nutzungsszenarien waren folgendermaßen definiert:

Szenario 1 = konventionelle Sortimentierung ohne Energieholznutzung, Holernte voll mechanisiert, Akkumulation des gesamten Kronenmaterials auf Rückegassen, damit entspricht dies für den Nährstoffhaushalt de facto einer Vollbaumnutzung

Szenario 4 = Kronenholz wird als Energieholz aufgearbeitet und die Holzasche recycelt.

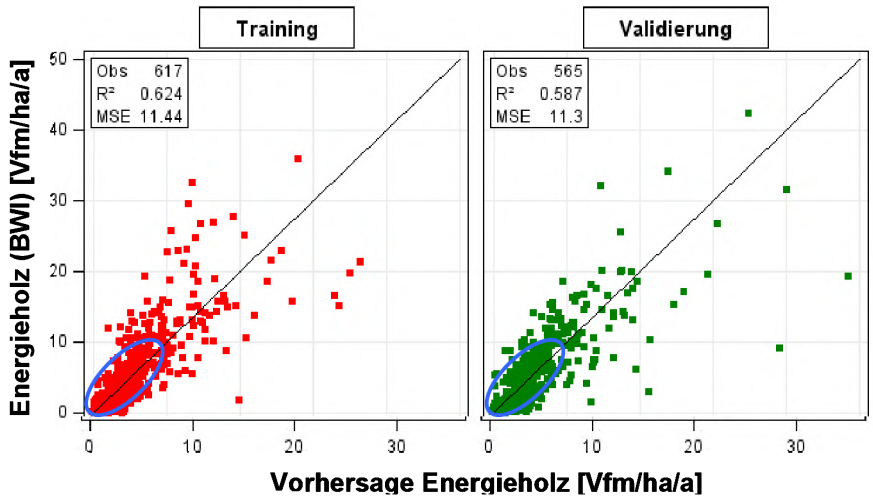
Szenario 5 = wie 4, zusätzlich wird das gesamte Industrieholz als Energieholz aufgearbeitet und die Asche recycelt.

Außerdem wurden zwei Szenarien berechnet, die ausschließlich motormanuelle Holzaufarbeitung und auch Handentrindung vorsehe, wobei Rinde und Kronenmaterial auf der Fläche verteilt verbleiben. Obwohl diese heute aus ergonomischen und ökonomischen Gründen keine praktische Bedeutung mehr haben, wurden sie gerechnet um zu zeigen, welches Vorsorgepotential mit diesen „historischen“ Verfahren erreichbar wäre. In der Tat hat sich gezeigt, dass diese rein motormanuellen Erntestrategien den Nährstoffhaushalt in einer ähnlichen Größenordnung schonen wie die konsequente Holzascherückführung bei den Szenarien mit Energieholznutzung. In der Weiteren Darstellung wird der Fokus auf die Szenarien mit Energieholznutzung und Szenario 1 als Vergleich gelegt.

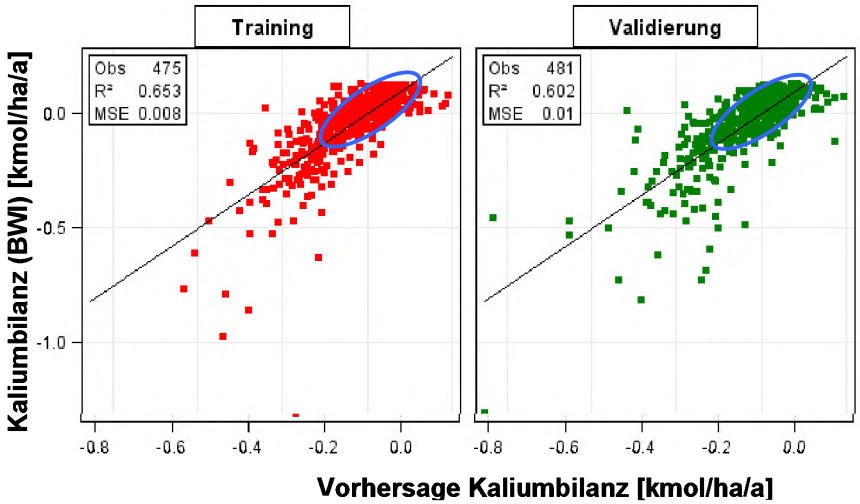
Digitized by Google

Die Beurteilung der Nährstoffnachhaltigkeit erfolgt auf der Basis von Nährstoffbilanzen. Die Nährstoffbilanzen wurden standortsindividuell an allen BWI Messnetzpunkten berechnet. Sie umfassen die **Nährstoffeinträge mit dem Regen**, die **Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung**, den **Nährstoffverlust durch Sickerwasseraustrag** und den **Nährstoffexport mit der Holzernte**.
Die einzelnen Bilanzelemente wurden aus den Daten der Umweltmessenetze abgeleitet: die Nährstoffeinträge aus dem Depositionsmessnetz, die Freisetzungsrate von Nährelementen aus der Mineralverwitterung wurde aus regionalisierten Basensättigungen der Bodenzustandserfassung,die Nährelementexporte mit dem Sickerwasser aus durchschnittlichen Nährelementkonzentrationen im Sickerwasser und mittels Pedotransferfunktionen abgeschätzter Wasserflüsse. Die Nährelementexporte mit der Holzernte werden als Produkt aus den Holzmassen aus der BWI und im Projekt an 60 Fichten und 40 Buchen gemessenen Nährelementgehalten der einzelnen Biomassekompartimente bestimmt. Alle vier Bilanzelemente haben im Mittel in der Projektregion eine ähnliche Größenordnung und sind somit für den Nährstoffhaushalt der Waldböden gleicht wichtig: der Eintrag an basischen Nährelementen (Calcium, Magnesium und Kalium) mit dem Regen beträgt im Mittel 0,7 $kmol_c$/ha/a, die Freisetzungsrate mit der Mineralverwitterung 1,2 $kmol_c$/ha/a, der Autrag mit dem Sickerwasser 0,8 $kmol_c$/ha/a und der Export mit der Holzernte je nach Nutzungsstrategie zwischen 0,8 und 1,2 $kmol_c$/ha/a (v. Wilpert et al., 2011).
Für die Spurennährelemente, insbesondere Phosphat, wird eine vereinfachte Bilanz, die lediglich Bodenvorräte und Nährstoffentzug mit der Holzernte berücksichtigt, zugrundegelegt, da der Sickerwasseraustrag bei diesen Elementen minimal ist.

a)



b)



Abbidung 1: Messwerte und Schätzungen mittels multivariater Schätzfunktionen der maximalen Energieholzmenge (oben) und der Kaliumbilanz (unten) an den Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) in der Projektregion. Links jeweils der Trainingsdatensatz zur Modellparametrisierung und rechts der Validierungsdatensatz zur unabhängigen Bestimmung der Modellgüte.

An das statistische Datenmaterial an den 523 BWI – Punkten wurden multivariate Schätzfunktionen zur Herleitung des Biomassevorrats und der durch die Holzernte ausgelösten Nährelementdefizite mittels biometrischer Bestandesparameter wie Alter, Höhe, Grundfläche und Baumart, sowie naturräumlicher Parameter wie

Digitized by Google

Geländemorphologie, Bodeneigenschaften und Geologie angepasst. Diese Schätzfunktionen sollen dien an den BWI – Traktecken im 2x2 km Raster vorliegende Information zu Erntemassen und Nährelementbilanzen auf Bestandesebene übertragen, d.h. die Skalenebene auf der die Entscheidungen der Waldbewirtschaftung und Nachhaltigkeitssteuerung zu treffen sind. Prädiktoren sind in Bezug auf Bestandesdaten die räumlich quasi – kontinuierlich vorliegenden Datenbestände der Betriebsinventuren (200x200m Raster)oder der Forsteinrichtungen. In Bezug auf naturräumliche Parameter sind es digitale Geländemodelle (typischerweise 25x25m Raster), geologische Karten und aus den Daten der Forstlichen Umweltmessnetze regionalisierte Karten (Zirlewagen und v.Wilpert, 2010).
Die multiplen Regressionen zwischen an den BWI – Punkten gemessenen und mittels der Schätzfunktionen geschätzter maximal mobilisierbarer Energieholzmassen und Nährelementbilanzen (im dargestellten Fall für Kalium) zeigten keine Verzerrung der Schätzung und konnten zwischen 60 und 70% der Parametervarianz erklären (**Abb. 1**). Die Datengrundlage zur Herleitung der Schätzfunktionen waren die an den Traktecken der BWI vorliegenden Daten zu Sortimentmassen und Nährelementbilanzen. Aufgrund geringfügig unterschiedlicher Gis – Geometrien in BWI und der aus dem Forstlichen Umweltmonitoring abgeleiteten Regionalisierungsmodelle konnten im Fall der Nährelementbilanzen nur 956 BWI – Traktecken verwendet werden, gegenüber 1182 Traktecken, an denen Sortimentsmassen vorlagen. Aufgrund des insgesamt begrenzten Datenmaterials wurden alle Daten für die Ableitung bzw. Bewertung von Schätzfunktionen verwendet. Diese wurden in zwei Kollektive geteilt – einen Trainingsdatensatz, mit dem die Funktionen parametrisiert wurden und einen Validierungsdatensatz, der zur unabhängigen Bestimmung der Modellgüte diente. Der Anteil der durch das Modell erklärten Varianz war bei der Anwendung auf den Validierungsdatendsatz mit 3 – 5% nur geringfügig niedriger als die Erklärungsgüte bei der Modellerstellung. In allen Beständen bzw. Betrieben, in denen die Schlüsselgrößen dieser Schätzfunktionen aus Betriebsinventur- oder Forsteinrichtungsdaten in hinreichender Qualität verfügbar sind, kann damit die Information von den BWI-Punkten auf Praxisflächen übertragen werden.

3. Ergebnisse

Die Variation der Bilanzwerte ist in Abhängigkeit von Beständen und Standortseigenschaften erheblich. Dabei wird der Nährelementexport mit der ernte hauptsächlich von der Höhe der geernteten Holzbiomasse und den in die Erntemasse einbezogenen Biomassekompartimente, insbesondere der Rinde und Kronenbiomasse, bestimmt. Nur sehr geringen und nicht signifikanten Einfluss hat das Alter der Bestände und die Standortqualität (ausgedrückt in Prozent Basensättigung), welche die Nährelementkonzentrationen innerhalb der einzelnen Biomassekompartimente variieren. Das bedeutet, dass für die Punkt- / Flächenübertragung der and den BWI – Trakten vorliegenden Informationen, die aufstockende Holzbiomasse (d.h. das Erntepotential) die dominante Prädiktorvariable ist und naturräumliche Parameter bei den meisten Zielgrößen eine eher sekundäre Rolle spielen. Die beiden Bilanzelemente „Nährstoffnachlieferung aus Mineralverwitterung“ und „Austrag mit dem Sickerwasser“ zeigen erkennbar ein von geologischen und bodenkundlichen Randbedingungen abhängiges räumliches Verteilungsmuster. Diese Variation auf der Fläche kann auf dem Wege der Bodenschutzkalkung und des Ascherecyclings weitgehend durch Umverteilung von Arealen mit Bilanzgewinnen zu Arealen mit Bilanzverlusten ausgeglichen werden.
Wenn über alle BWI – Trakte die Bilanzen der basischen Nährelemente gemittelt werden (**Tab. 1**), zeigen diese Mittelwerte, dass in der Untersuchungsregion die Nährelementversorgung für das Szenario, bei dem nur das Kronenholz als Energieholz verwendet wird nahezu ausgeglichen, und für das Energieholz maximierte Szenario 5 eindeutig positiv ist. Dies liegt daran, dass bei der Energieholznutzung aktive Maßnahmen zur Mineralstoffrückführung vorgesehen sind.

Tabelle 1: Mittelwerte der Stoffbilanzen für Calcium, Magnesium und Kalium (Ionenäquivalente/ha/Jahr) über alle BWI-Trakte der Untersuchungsregion. Negative Bilanzen grau hinterlegt.

	Szenario 1	Szenario 4	Szenario 5
Ca [$kmol_c$/ha/a]	- 0,2880	- 0,0443	0,2560
Mg [$kmol_c$/ha/a]	0,0873	0,1290	0,1750
K [$kmol_c$/ha/a]	- 0,0947	- 0,0440	0,0137

Die Tabelle 1 zeigt auch, dass die konventionelle, vollmechanisierte Holzernte (Szenario 1) in Bezug auf Calcium und Kalium mit Abstand die den Stoffhaushalt belastendste Nutzungsform ist, da die Nährstoffe in Form von Vollbäumen der Fläche entzogen und keine technische Option der Nährelementrückführung eröffnet wird. Die nährstoffreiche Kronenbiomasse ist in Reisigmatten akkumuliert und oftmals unter Luftabschluss in den Mineralboden eingeknetet. Durch die massive Bodenkompaktierung auf den Rückegassen ist dort die Dichte der zur Nährelementaufnahme befähigten Feinwurzeln um ca. eine Größenordnung reduziert. Dadurch sind Aufnahme und Verteilung der auf den Rückegassen konzentrierten Nährelemente effektiv unterbunden.
Die mittels der statistischen Downscalingfunktionen von den BWI – Trakten in die Fläche übertragenen, mobilierbaren Energieholzmengen und die dadurch entstehenden Nährelementdefizite werden am Beispiel des

Digitized by Google

Altdorfer Waldes bei Ravensburg, einem 8200 ha großen Mischwalddistrikt, in den **Abbildungen 2 und 3** gezeigt. Die maximal in Szenario 5 mobilisierbaren Energieholzmengen schwanken von Werten nahe Null bis ca. 40 Vfm/ha/a, wobei der Schwerpunkt der Messwerte zwischen 0 und 10 Vfm/ha/a liegt (**Abb. 1**).

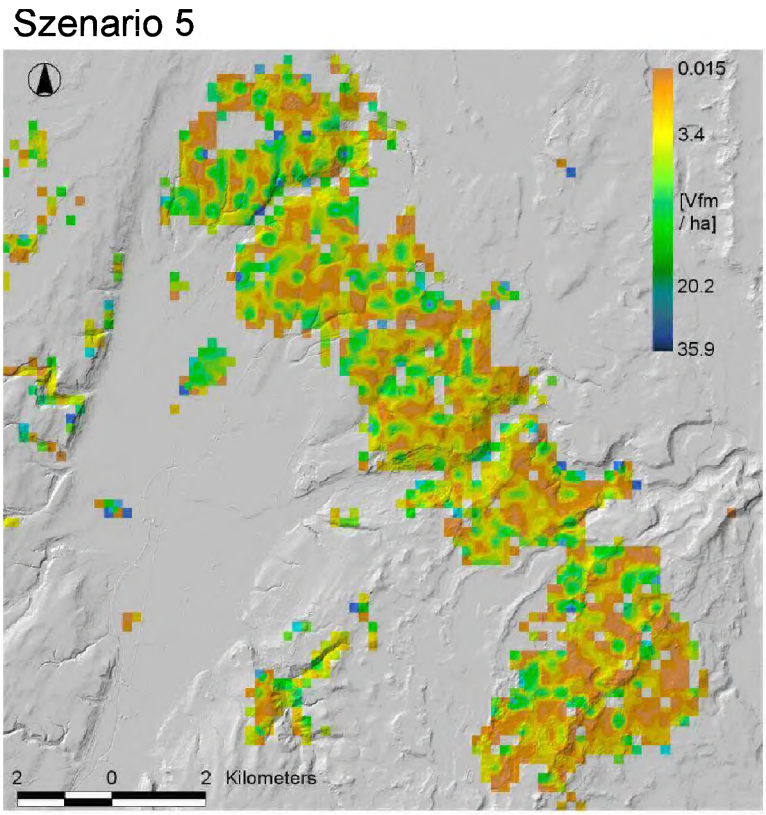


Abbildung 2: Flächige, durch Downscaling aus dem Datenmaterial der BWI abgeleitete Abschätzung der maximal mobilisierbaren Energieholzmenge (Vfm/ha/a) für den Altdorfer Wald bei Ravensburg

Im Altdorfer Wald sind Areale mit hohem und niedrigem Energieholzpotential ohne systematische Abweichungen gleichmäßig und zwischen hohen und niedrigen Werten kleinflächig wechselnd verteilt. Dieses Muster ist offensichtlich stark von der Verteilung der Altersklassen geprägt (s.o.).

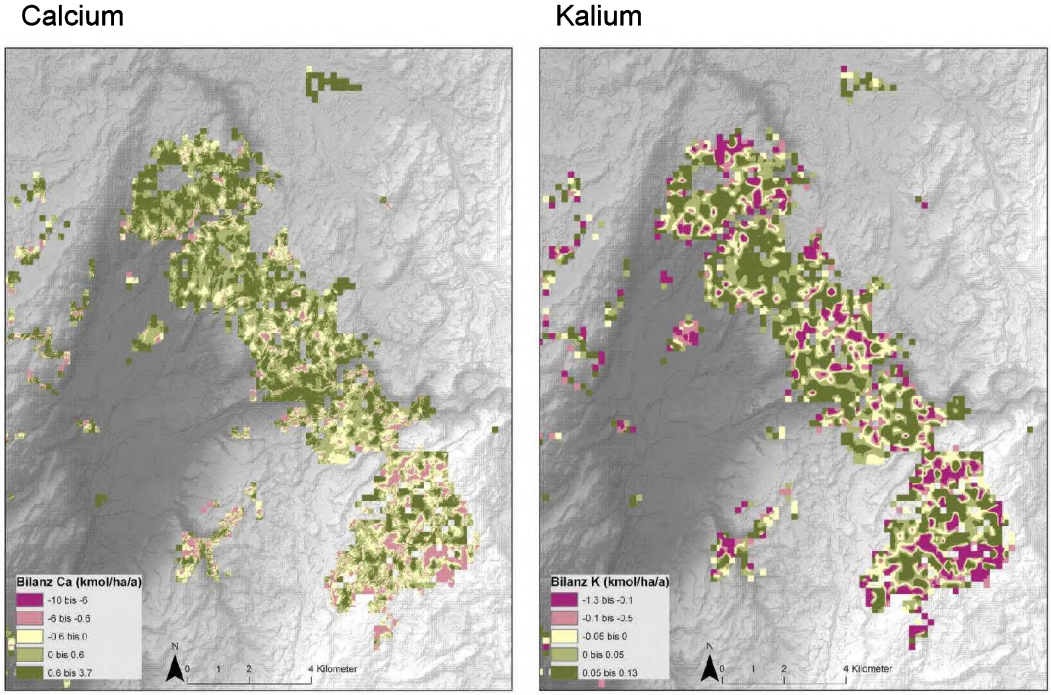


Abbildung 3: Durch Downscaling aus den Nährstoffbilanzen an den BWI-Trakten abgeleitete Abschätzung der

Digitized by Google

Cacium- (links) und der Kaliumbilanz (rechts) in $kmol_c/ha/a$ für den Altdorfer Wald bei Ravensburg

In **Abbildung 3** wird analog zur Verteilung der Energieholzpotentiale die Verteilung der Nährelementdefizite für die beiden in der Region latenten Mangelelemente Calcium und Kalium gezeigt, welche den Kompensationsbedarf kleinflächig explizit quantifizieren. Bei beiden Nährelementen ist im Altdorfer Wald eine Tendenz zu erkennen, dass von NW nach SO durch maximale Energieholzernte ausgelöste Nährelementdefizite und damit der Kompensationsbedarf zunehmen. Dieses übergeordnete Muster ist auf zwei standörtliche Randbedingungen zurückzuführen. Einerseits sind die Böden im NW des Altdorfer Waldes von tonigen Substraten mit hoher Speicherkapazität für Nährelementkationen und geringen Flussraten des Bodenwassers dominiert, während nach SO zu durchlässige, sandige Substrate mit geringer Nährstoffspeicherfähigkeit vorherrschen. Andererseits nimmt nach SO der Niederschlag und damit die Nährstoff - Austragsrate mit dem Sickerwasser zu.
Mit dem dargestellten Beispiel des Downscalings von Energieholzpotentialen und des Nährelement – Kompensationsbedarfs konnte gezeigt werden, dass aus den in dem Pilotprojekt entwickelten Modellen Steuerungsinstrumente für Energieholzmobilisierung und Nährelement – Kompensation in einem für die Forstpraxis relevanten, kleinräumigen Maßstab abgeleitet werden können.

4. Technik der Nährelementrückführung durch Holzasche Recycling

Aufgrund der hohen Basizität eignet sich Holzasche hervorragend zur Unterstützung der Pufferkapazität versauerter Waldböden. Für die Waldernährung relevante Komponenten sind die Makronährelemente Kalium und Magnesium (mit durchschnittlich 5 – 10 Gew%) und Phosphor mit 1 – 2 Gew%. Insbesondere die Kaliumkomponente ist angesichts der zunehmenden Kaliumengpässe auf lehmigen Waldböden von Interesse. Die Phosphatkomponente ist insbesondere auf Standorten mit inaktiven Rohhumusformen günstig und wird auf diesen Standorten die bei der Waldkalkung übliche, relativ teure Beimengung von Rohphosphat teilweise ersetzen können. Ebenso wie alle anderen mineralischen Biomassebestandteile reichern sich jedoch in den Holzaschen auch Schwermetalle an. Potentiell kritische Elemente sind hierbei Cadmium, Chrom, und Blei. Die Schwermetallkonzentrationen in der Asche werden entscheidend vom Brennmaterial beeinflusst. Holzwerkstoffe, imprägnierte Hölzer und Hölzer mit Farbanstrichen führen zu um Größenordnungen höheren Schwermetallkonzentrationen als reines Waldholz. Aber auch bei der ausschließlichen Verbrennung von unbehandelten Hölzern können Schwermetallgehalte durch Anteile von Hackgut aus Straßenbegleitpflanzungen deutlich erhöht sein (z.B. Cadmium und Blei). Cadmium ist aufgrund seiner hohen Umwelttoxizität und der relativ hohen Konzentration in Holzaschen ein Problemelement.
Voraussetzung für die Rückführung von Holzaschen im Rahmen der Bodenschutzkalkung ist ein klares organisatorisches Regelwerk für deren Einsatz. Es wurden folgende Regeln festgelegt (v.Wilpert, 2002):
Es dürfen nur Holzaschen aus reinem Waldholz ausgebracht werden.
Die Ausbringung von Holzaschen ist ausschließlich auf Brennraumaschen zu beschränken, dadurch wird eine Reduktion der Schwermetallgehalte gegenüber den in der Biomasse ursprünglich enthaltenen Schwermetallmengen erreicht.
Die volumenmäßig untergeordneten aber höher belasteten Zyklonen- und Filterstäube werden als Sondermüll entsorgt.
Die Schwermetallgrenzwerte der Düngemittelverordnung in der aktuellen Fassung von 2008 müssen eingehalten werden.
Die Ascheausbringung im Wald soll auf allen versauerten Böden nur in Kombination mit der Bodenschutzkalkung erfolgen, die Aschebeimischung soll 30 % nicht übersteigen.
Die Gesamtdosierung des Holzascheanteils soll nicht mehr als 1,2 $t*ha^{-1}$ je 10-Jahre betragen, das entspricht einer Dosierung von 4 t ha^{-1} Dolomit – Holzaschegemisch mit 30 % Ascheanteil. Dadurch werden die im Bundes Bodenschutzgesetz vorgeschriebenen Schwermetallfrachtraten mit absoluter Sicherheit unterschritten.
Ein wesentliches Projektziel war es, die technische Umsetzbarkeit zur Rückführung der mit der Biomasse aus den Waldökosystemen exportierten Nährelementmengen auszuloten. Aus diesem Grund wurde in Kooperation mit zwei Kalkwerken die Technik der Herstellung einer Dolomit-/Holzasche-Mischung als neues Produkt zur Waldkalkung entwickelt und optimiert. In den beiden Projektjahren 2008 und 2009 wurde auf insgesamt 1561 ha dieses Produkt ausgebracht. Die Ergebnisse der maßnahmenbegleitenden Qualitätskontrollen der Holzaschen und des daraus hergestellten Kalkungsprodukts zeigten, dass sinnvolle Qualitätsanforderungen an die Aschen sowie die von verschiedenen Umweltnormen geforderten Grenzwerte problemlos eingehalten werden können. Es ergaben sich folgende, gut standardisierte Produkteigenschaften des Gemischs, die auch auf dem Vergabeweg eingefordert werden können: 75 Gew.% Gesamtkarbonatgehalt (überwiegend $CaCO_3$); 12 Gew.% MgO-Gehalt; 1,0 Gew.% K_2O-Gehalt; 0,3 Gew.% P_2O_5-Gehalt.
Die Kosten für die Herstellung dieser Mischung sind um etwa 10 % höher als für erdfeuchtes Dolomit-Gesteinsmehl. Dies liegt daran, dass die Holzaschen inhomogen sind und durch ihre hyraulischen Eigenschaften zur Verklumpung neigen. Deshalb müssen die Aschen vor der Mischung mit Dolomitgesteinsmehl oder das Gemisch selbst mechanisch zerkleinert und homogenisiert werden (**Abb.4**). Die Rückführung der exportierten Gesamtkarbonatmenge ist zu realistischen Kosten von knapp 4 €/ha/a möglich. Jedoch ist dabei die Rückführung aller exportierten Kalium- und Phosphatmengen durch deren geringe Gehalte in der Mischung nicht vollständig

Digitized by Google

möglich. Dies ist auch nicht nötig, da die Vorräte dieser Nährelemente im Boden i.d.R. ausreichen und durch den Kalkungseffekt der Dolomit – Holzasche Mischung besser pflanzenverfügbar werden.
Wenn Holzaschen aus unbehandeltem Waldholz regulär als Sekundärrohstoffdünger gehandelt werden sollen, sind qualitätssichernde Maßnahmen an den Schnittstellen der Ascheverwertung zwingend, wie sie von Schrägle (2008) programmatisch gefordert und mittlerweile durch die Gründung der Bundesgütegemeinschaft Holzasche in Richtung eines unabhängigen Zertifizierungssystems organisatorisch umgesetzt wurde. Gegenstand einer solchen Qualitätssicherung sind sowohl Belastungsgrenzwerte mit Schwermetallen (insbesondere Cadmium, Blei und Chrom) als auch Untergrenzen für wertbestimmende Nährelementgehalte (Gesamtkarbonat, Magnesium, Kalium und Phosphor). Ersteres ist die zwingende Voraussetzung für die Akzeptanz und Unterstützung des Einsatzes von Holzasche bei der Bodenschutzkalkung durch Umwelt- und Genehmigungsbehörden, aber auch für die Akzeptanz in Politik und Öffentlichkeit. Die Festlegung von Untergrenzen der Nährelementgehalte liegt hauptsächlich im Interesse der Waldbesitzer, da nur hinreichend hohe Nährelementgehalte den Nutzen der Holzascheausbringung belegen können. Sowohl die aktuell geltenden Schermetallgrenzwerte als auch Nährelementgehalte sind in der Düngemittelverordnung 2008 geregelt.

Abbildung 4: Vermörtelung der Holzasche durch deren hydraulische Eigenschaften (links), mechanische Homogenisierung und Mischung mit Dolomit - Gesteinsmehl im Kalkwerk (mitte), Ausbringung des Gemischs per Hubschrauber (rechts)

5. Schlussfolgerungen

Abschließend ist festzuhalten, dass die konventionelle Holzernte, wenn diese vollmechanisiert erfolgt, durch den Export von Reisigmaterial aus der Bestandesfläche und deren Akkumulation auf Rückegassen um deren technische Befahrbarkeit zu erhalten, in Bezug auf den Stoffhaushalt einer Vollbaumnutzung entspricht und auf vielen Standorten stofflich nicht nachhaltig ist. Derzeit gibt es dabei keine technische Möglichkeit der Rückführung der in dieser Biomasse enthaltenen Nährelemente auf die Bestandesfläche. In der Forstpraxis wurde seit 15 – 20 Jahren die Holzernte großflächig in dieser Weise mechanisiert. Dies geschah zeitgleich mit der Phase höchster Ökosystembelastungen durch Säuredeposition und Bodenversauerung. Ein Verdrängen dieser latent aufgelaufenen Belastungen für den Stoffhaushalt der Waldökosysteme und ein an ökonomischer Auskömmlichkeit orientiertes „Weiter so“ einer volltechnisierten Holzernte widerspricht dem Postulat der Ressourcennachhaltigkeit in der Forstwirtschaft. Es müssen in transdisziplinärer Weise Nutzungsstrategien identifiziert und auf der Basis quantitativer Kriterien bewertet werden, welche die Produkt- und Ressourcennachhaltigkeit genauso wie arbeitstechnische und wirtschaftliche Machbarkeit im Sinne einer Kompromisslösung gegeneinander abwägen und miteinander vereinen. Dabei soll das Ziel einer möglichst weitgehenden, aber ökologisch verträglichen Maximierung der energie- und umweltpolitisch sinnvollen Nutzung von Holzbiomasse als regenerativem Energieträger verfolgt werden.
Mit dem Pilotprojekt konnte gezeigt werden, dass mit hinreichenden statistischen Sicherheiten für gesamte Regionen eine Abschätzung des mobilisierbaren Energieholzpotentials auf der Basis von Monitoringdaten möglich ist und dieses auf Bestände und Betriebe in Form von „Wirtschaftskarten“ mit hinreichender Sicherheit übertragen werden kann. Ebenso können auf Betriebs- und Bestandesebene die durch intensivierte Energieholzernte ausgelösten Nährelementdefizite kleinräumig quantifiziert werden - auch dieses auf der Basis der Messdaten aus den forstlichen Umweltmessnetzen. Seine statistische Sicherheit und Datenfundierung qualifizieren dieses in der Region Oberschwaben entwickelte Konzept zu einem praxisorientierten Steuerungsinstrument auf dessen Basis sowohl Standortsplanungen für Kraftwerke als auch die Nachhaltigkeitssteuerung im Wald sicher umgesetzt werden können. Mit der Projektarbeit sind die von Meiwes et al. (2008) postulierten Schritte „zur fachgerechten

Digitized by Google

Beratung und Steuerung der Restholznutzung“ auf der Basis von Messdaten realisiert und stellen so ein verlässliches und praxisorientiertes Steuerungsinstrument zur Nachhaltigkeitsvorsorge dar.
Das vorgestellte Konzept ist offen für unterschiedliche strategische und normative Zielsetzungen und kann diesen als quantitative Entscheidungsbasis dienen. So kann mit der gleichen Datengrundlage einerseits der durch intensivierte Holzernte ausgelöste Nährelement–Kompensationsbedarf quantifiziert und ein Holzasche–Recyclingkonzept organisiert werden. Andererseits kann mit den gleichen Daten und Modellen eine durch die „nachschaffende Kraft“ der Waldböden definierte Nutzungsgrenze (Göttlein et al., 2007, Kölling et al., 2007) quantifiziert werden, die dann durch entsprechende Nutzungsverzichte einzuhalten ist. In diesem Fall muss man sich aber darüber klar sein, dass diese Nutzungsverzichte nicht exklusiv auf die Option zusätzlicher Energieholzernte beschränkt sein können, sondern in erheblichem Umfang auch auf die konventionelle Holzernte bezogen werden müssen.

Literatur

Ebermayer, E. (1882): Naturgesetzliche Grundlagen des Wald- und Ackerbaus.

Göttlein, A.; Ettl, R.; Weis, W. (2007):Energieholznutzung und nachhaltige Waldbewirtschaftung – ein Zielkonflikt? In: Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 33 „Energie aus Biomasse“, 87 – 95.

Kölling, CH.; Göttlein, A.; Rothe, A. (2007): Energieholz nachhaltig nutzen – Biomassnutzung und Nährstoffentzug. LWF aktuell, 61, 32-37

Meiwes, K.J.; Asche, N.; Block, J.; Kallweit, R.; Kölling, C.; Raben, G.; v.Wilpert, K. (2008): Potentiale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald, AFZ-DerWald, 10-11 2008, 598-603.

Schrägle, R. (2008): Nutzung von Holzaschen stark reglementiert. Holz Zentralblatt, 10.07.2008.

v.Wilpert, K., Bösch, B., Bastian, P., Zirlewagen, D., Hepperle, F., Holzmann, S., Puhlmann, H., Schäffer, J., Kändler G., Sauter U.H. (2011 a): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Freiburger Forstliche Forschung, Berichte, Heft 87.155 S.

v.Wilpert, K. (Hrsg.) (2002): Holzascheausbringung im Wald – ein Kreislaufkonzept. FVA Kolloquium in Freiburg vom 5.-6. März 2002 Freiburger Forstliche Forschung, H. 43, 166 S.

Zirlewagen, D.; v.Wilpert, K. (2010): Upscaling of environmental information - support of land-use management decisions by spatio-temporal regionalization approaches. Environmental Management, http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9468-4.

Digitized by Google