

Anthropogene Klimaveränderung, Sukzessionsprozesse und forstwirtschaftliche Optionen

HARALD BUGMANN

Keywords: Forest ecology, modelling, succession, climate change, impact assessment, silviculture, resource management, FORCLIM. FDK 181.2 : 182 : 2 : UDK 551.588

Abstract: Anthropogenic changes of the climate have the potential to significantly affect forests in the coming century. In this paper, methods for assessing the impacts of such changes are reviewed, and mathematical models are used to evaluate possible changes of the tree species composition and biomass storage of Swiss forests. The simulation results are discussed from an ecological as well as from a forestry perspective.

Abstract: Vom Menschen verursachte Klimaveränderungen könnten erhebliche Auswirkungen auf die Wälder des kommenden Jahrhunderts haben. Methoden zu deren Abschätzung werden vorgestellt, und anhand von mathematischen Modellen werden mögliche Veränderungen der Artenzusammensetzung und Biomassenentwicklung in Schweizer Wäldern simuliert und aus ökologischer und forstlicher Sicht diskutiert.

1. Einleitung

Die für das nächste Jahrhundert zu erwartenden, vom Menschen verursachten Klimaveränderungen globalen Ausmasses (HOUGHTON *et al.*, 1996) und ihre Auswirkungen auf Ökosysteme gehören zu den prominenten Problemen auf der internationalen (z. B. WATSON *et al.*, 1996), nationalen (z. B. VOLZ *et al.*, 1998) und regionalen Ebene (z. B. ANONYM, 1995). Was Wälder angeht, ist je nach Region und Stärke der Klimaveränderung mit Änderungen im Zuwachs bis hin zu Verschiebungen der Artenareale (inkl. Waldgrenzen) zu rechnen, unter Umständen verbunden mit Zusammenbrüchen der aktuellen Vegetation (KIRSCHBAUM *et al.*, 1996). In der heutigen Forstpraxis der Schweiz stehen allerdings aus verständlichen Gründen andere Probleme im Vordergrund, so zum Beispiel die Wald/Wild-Frage, die Sicherung der Verjüngung und die Stabilitäts-erhaltung in unseren Schutzwäldern (z. B. GWG, 1995), die Immissionsproblematik (z. B. BUWAL, 1996) oder Borkenkäferkalamitäten. Die Beschäftigung mit diesen aktuellen Problemen ist selbstverständlich wichtig, sie dürften aber in den kommenden Jahrzehnten von schwerwiegenden klimatischen Veränderungen überlagert werden.

So stellt sich die Frage, welche Methoden uns zur Verfügung stehen, um die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die langfristige Dynamik von Waldökosystemen abzuschätzen:

1. Traditionelle forstliche Methoden auf der Basis von Ertragstabellen haben als Folge der Stickstoffdeposition und möglicherweise auch anderer Prozesse heute schon weitgehend ihre Gültigkeit verloren (PRETZSCH, 1992); unter raschen Klimaveränderungen dürften sie kaum noch brauchbar sein.
2. Als mögliche Alternative bieten sich ökophysiologische Experimente an (z. B. «Open-Top Chambers» [OTC]). Diese können zwar unser Verständnis einzelner Ökosystemprozesse verbessern; aufgrund ihrer hohen Kosten, der zumeist kurzen Dauer und des geringen räumlichen Ausmasses der Experimente lassen sie aber kaum Schlüsse auf das langfristige Verhalten z. B. von Wäldern zu (vgl. EHLERINGER & FIELD, 1993).
3. In der Vergangenheit wurden oft auch pflanzengeographische Überlegungen beigezogen, d. h. man nahm die Vegetation einer anderen heutigen Klimazone (z. B. Mittelmeergebiet) als Analo- giesituation für das zukünftige Klima bei uns und damit auch für die zugehörige Vegetation. Diese Methode hat den Nachteil, dass sie keine Aussagen erlaubt über die zu erwartende Dynamik und

auch nicht über zukünftige Klimata, für die es heute keine Analo- giesituation auf unserem Globus gibt; aus der Paläo- Ökologie ist bekannt, dass es in der Vergangenheit Klima- ta gab, die heute nicht mehr existieren. Es ist wahrschein- lich, ja sogar zu erwarten, dass solche «no-analog»- Situationen auch in Zukunft auftreten werden.

4. Auch die Paläo-Ökologie bietet sich als mögliche Quelle an im Sinne des Satzes «Die Vergangenheit ist der Schlüssel zur Zukunft». Während hiermit sehr wohl Aussagen über die Dynamik und «no-analog»-Situationen gemacht werden können, ist die Auflösung paläoökologischer Methoden in Zeit und Raum zumeist nicht genügend, um auf lokaler bis regionaler Ebene Abschätzungen für die Entwicklung im nächsten Jahrhundert zu liefern.

In Anbetracht der Einschränkungen, denen jede der oben genannten Methoden unterliegt, drängt es sich auf, Werkzeuge beizuziehen, die in der Lage sind, Erkenntnisse aus verschiedenen Disziplinen zu einer Gesamtschau zu verbinden. Quantitative mathematische Modelle stellen – richtig eingesetzt – ein derartiges Werkzeug dar. Zu berücksichtigen ist, dass solche Modelle lediglich ein Mittel zum Zweck sind und nie zum Selbstzweck werden dürfen. Ausserdem sind Modelle keine Alternative zu den genannten Methoden, sondern eine sinnvolle Ergänzung.

Um Fragen der zukünftigen Artenzusammensetzung und Struktur von Wäldern anzugehen, werden oft sogenannte «Gap-Modelle» angewendet («gap» [engl.] = Lücke). Diese Modelle betrachten Etablierung, Wachstum und Absterben einzelner Baumindividuen als Funktion von Klima, Bodeneigenschaften und Konkurrenz, und zwar spielen sich diese Interaktionen auf Flächen ab, die ungefähr so gross sind, wie sie ein einzelnes reifes Baumindividuum einnehmen kann. Das Absterben eines grossen Baumes schlägt eine Lücke, von der unterdrückte Individuen profitieren können; zudem kommt meist eine Etablierungswelle neuer Individuen in Gang.

Es gibt eine Fülle von Hinweisen, dass die langfristige Sukzessionsdynamik in natürlichen Lebensgemeinschaften sessiler Organismen durch solche «gap dynamics» zustande kommt (z. B. WATT, 1947; PICKETT & WHITE, 1985). Im Fall der uns interessierenden Waldsukzession erwies sich das Konzept in den verschiedensten Waldtypen als gültig, so in europäischen Buchenwäldern (WATT, 1925; LEMÉE, 1987), in Mischwäldern (SZWAGRZYK, 1992) und Föhrenwäldern Polens (ANDRZEJCZYK & BRZEZIECKI, 1995), in Mischwäldern im Gebiet der Grossen Seen der USA (FRELICH & LORIMER, 1991),

in den südlichen Appalachen (BUSING, 1998) und in Nadelwäldern des pazifischen Nordwestens von Nordamerika (Regenwald: LERTZMAN *et al.*, 1996; subalpin: LERTZMAN & KREBS, 1991). Die Tatsache, dass in vielen Wäldern grössere Flächen eine einheitliche Altersstruktur aufweisen und deshalb auch weitgehend synchron absterben (z. B. KORPEL, 1995), ist vermutlich die Folge synchronisierender Agentien wie Windwurf, Insektenkalamitäten, Feuer oder Sonnenbrand. Diese Phänomene sind real, sie falsifizieren «gap dynamics» als den grundlegenden Sukzessionsmechanismus aber nicht.

Gestützt auf die empirischen Befunde zu «gap dynamics» wurde im Lauf der letzten 27 Jahre eine grosse Anzahl von Gap-Modellen entwickelt (vgl. BOTKIN *et al.*, 1972; SHUGART, 1984, 1998). Der ursprüngliche Modellzweck war eindeutig das Studium von Sukzessionsprozessen unter konstanten Umweltbedingungen; bald wurden aber auch Modellvarianten angewendet, um Fragen nach den Auswirkungen von Klimaveränderungen (z. B. SOLOMON, 1986; PASTOR & POST, 1988; KIENAST, 1991), CO₂-Düngung (z. B. BOTKIN *et al.*, 1973; SHUGART & EMANUEL, 1985) und Luftverschmutzung (z. B. SHUGART & MCLAUGHLIN, 1985) zu untersuchen.

Diese frühen Studien wurden im Lauf der 90er Jahre stark kritisiert (z. B. BONAN & SIROIS, 1992; PACALA & HURTT, 1993; SCHENK, 1996; LOEHLE & LEBLANC, 1996). Die Kritikpunkte lassen sich auf zwei Kernaussagen reduzieren: Erstens basierten die Parameterwerte, mit denen die Baumarten charakterisiert wurden, auf ihren aktuellen ökologischen Nischen. Damit sei zwar gewährleistet, dass die Modelle die heutigen Verbreitungsgebiete korrekt wiedergäben, aber gleichzeitig seien die Ansprüche der Arten an ihre Umwelt (potentielle Nische) in den Modellen falsch erfasst, wodurch unter Klimaveränderungen mit unrealistischen Ergebnissen zu rechnen sei. Zweitens enthielten die Modelle eine Funktion, die bei zunehmender Temperatur auch ohne gleichzeitiges Auftreten von Bodentrockenheit eine Abnahme des Wachstums vorschreibe und somit bei einer Temperaturerhöhung vielerorts zu 'Waldsterbens'-Resultaten führe, während bekannt sei, dass viele Arten auch südlich ihres heutigen Verbreitungsgebietes, d.h. unter wärmeren Bedingungen, bestens wachsen können.

Das erste Ziel dieses Aufsatzes ist deshalb, die Aussagen, die in einer früheren Klimaänderungsstudie anhand eines Gap-Modells gewonnen wurden, das mit diesen Problemen behaftet ist (FORCLIM V2.4; BUGMANN, 1996, 1997), mit einer neueren Modellversion zu überprüfen, die unter anderem im Hinblick auf die Behebung dieser Probleme entwickelt worden ist (FORCLIM V2.9; BUGMANN & SOLOMON, 1999).

Die meisten bisherigen Studien mit Gap-Modellen zu den Auswirkungen von Klimaänderungen beschäftigten sich mit natürlicher Sukzession (Ausnahmen bestätigen die Regel, siehe z. B. die Arbeiten von KELLOMÄKI *et al.* [1992] für Wälder Finnlands). Aussagen zur natürlichen Dynamik sind für die Forstwirtschaft in der heutigen Zeit von zunehmender Bedeutung, wo naturnahe Wälder und eine naturnahe Waldwirtschaft angestrebt werden. Weil die zukünftige Bewirtschaftung der Wälder der Schweiz nicht nur aufgrund von ökologischen und forstlichen, sondern zu einem guten Teil auch aufgrund von politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen gestaltet werden dürfte, ist es äusserst schwierig, realistische zukünftige Bewirtschaftungsszenarien für ein Gap-Modell zu entwerfen (vgl. KRÄUCHI, 1994). Aus diesem Grund haben wir bisher auf die Implementation einer Bewirtschaftungsroutine im Modell FORCLIM verzichtet. Was man mit einem Modell wie FORCLIM trotzdem machen kann, sind Studien, die z. B. davon ausgehen, dass die Forstpraxis erwünschte Arten, die sich nicht (mehr) verjüngen

können, anpflanzen würde, d.h. dass es keine klimabedingten Einschränkungen für die Regeneration der Baumarten gibt, oder dass nur die heute bereits vorhandenen Arten in Zukunft zugelassen werden, d.h. dass «Einwanderer» im Rahmen der Durchforstungen entfernt würden im Sinn eines Versuches, den heutigen Waldzustand z. B. aus touristischen Gründen aufrechtzuerhalten.

Das zweite Ziel dieses Aufsatzes ist, die Auswirkungen solcher Eingriffe auf die Artenzusammensetzung und Sukzessionsdynamik anhand des Modells FORCLIM zu analysieren.

Bei all diesen Untersuchungen sollte aus vielerlei Gründen im Auge behalten werden, dass es sich bei den Simulationsresultaten nicht um Prognosen eines zukünftigen Zustandes bzw. des Schicksals unserer Wälder handelt, sondern lediglich um den Versuch einer Abschätzung der Empfindlichkeit (Sensitivität) dieser hochkomplexen und bei weitem nicht vollständig verstandenen Systeme gegenüber Änderungen im Klima (BUGMANN, 1997) anhand eines gut überprüften («validierten») Modells. Aus der Kenntnis der Empfindlichkeit der Zielgrössen des Modells wie z. B. der Baumartenzusammensetzung oder der Biomasse gegenüber Veränderungen des Klimas lassen sich Rückschlüsse auf die Empfindlichkeit der Waldökosysteme ableiten, und diese Informationen können dazu beitragen, forstwirtschaftliche oder politische Handlungsstrategien zu definieren.

2. Material und Methoden

2.1 Das Modell FORCLIM

Wie bereits angedeutet, werden in Gap-Modellen Etablierung, Wachstum, Konkurrenz und Absterben einzelner Baumindividuen (in manchen Modellen auch Grössen- oder Alterskohorten) auf Kleinflächen simuliert (sog. «patches», oft mit einer Flächengrösse von $\frac{1}{2}$ ha \approx 833 m²). In diese Berechnungen gehen die Eigenschaften der verschiedenen Arten (z. B. maximales Lebensalter, Schattentoleranz), die aktuellen Bedingungen innerhalb der Kleinfläche (z. B. Licht- und Nährstoffverfügbarkeit, Bodeneigenschaften) und klimatische Parameter (monatliche Temperaturmittel und Niederschlagssummen) ein. Um die Waldentwicklung auf grösseren Flächen berechnen zu können, werden die Resultate aus vielen Kleinflächen gemittelt, woraus eine mittlere Sukzessionskurve resultiert. SHUGART (1984) gab eine erschöpfende Übersicht über die grundlegenden Konzepte und die entsprechende Implementation von Gap-Modellen, die hier nicht wiederholt werden soll.

Das hier verwendete Gap-Modell FORCLIM besteht aus drei Untermodellen: (1) FORCLIM-E ist ein Untermodell zur Simulation der klimabedingten Umwelt, d.h. aufgrund von monatlichen Witterungsdaten werden bioklimatische Indizes berechnet wie z. B. die jährliche Summe der Tagesgrade oder ein Trockenheitsindex. (2) FORCLIM-S ist ein Untermodell der Dynamik von Kohlenstoff und Stickstoff im Boden, basierend auf dem Modell von PASTOR & POST (1985). (3) FORCLIM-P ist ein Untermodell der Populationsdynamik von Waldbäumen, das auf dem Konzept der «gap dynamics» basiert (WATT, 1947). Die spezifischen Annahmen, Gleichungen und die Methode der Parameterschätzung von FORCLIM wurden detailliert beschrieben von BUGMANN (1994, 1996: FORCLIM-P und FORCLIM-S), FISCHLIN *et al.* (1995: FORCLIM-E V2.4), BUGMANN & CRAMER (1998: FORCLIM-E V2.9), mit Modifikationen bei BUGMANN & SOLOMON (1999).

Die beiden hier untersuchten Versionen von ForClim, V2.4 (BUGMANN, 1996, FISCHLIN *et al.*, 1995) und V2.9 (BUGMANN & SOLOMON, 1999), haben die folgenden Eigenschaften gemeinsam:

Das jährliche Dickenwachstum jedes einzelnen Baumes

wird mittels einer maximalen, durchmesserspezifischen Rate berechnet, die durch suboptimale Umweltfaktoren reduziert wird. Die folgenden vier Umweltfaktoren werden berücksichtigt: Licht- und Stickstoffverfügbarkeit, sommerliche Temperaturverhältnisse und Bodenfeuchtigkeit:

1. Die relative Lichtverfügbarkeit für jeden einzelnen Baum wird aufgrund des Beer-Lambert-Gesetzes (exponentielle Lichtextinktion) in der vertikalen Dimension berechnet und mit einer artspezifischen Sättigungsfunktion ans Wachstum gekoppelt (BOTKIN *et al.*, 1972).
2. Die Stickstofflimitierung wird anhand des Ansatzes von ABER *et al.* (1979) modelliert, wobei jeder Baumart eine von drei (V2.4) bzw. fünf (V2.9) Response-Funktionen zugewiesen wird.
3. Die sommerlichen Temperaturverhältnisse gehen über die Summe der Tagesgrade (d.h. die Summe der Temperaturwerte oberhalb eines Schwellenwertes von 5,5 °C) ins Modell ein, wobei sich die Kopplung der Tagesgradsummen ans Wachstum in den beiden Modellversionen unterscheidet (siehe unten).
4. Bodentrockenheit wird als das jährliche Transpirationsdefizit ausgedrückt, das eine Funktion von potentieller und aktueller Evapotranspiration ist (FISCHLIN *et al.*, 1995; BUGMANN & CRAMER, 1998). Die beiden Modellversionen unterscheiden sich in der Definition des Transpirationsdefizits, nicht aber in der Art seiner Ankopplung ans Wachstum, die über eine Quadratwurzelfunktion erfolgt (BUGMANN, 1994).

Die Wachstumsgleichung hat eine ähnliche Form wie die logistische Gleichung (MOORE, 1989). Der maximal erreichbare Baumdurchmesser ist eine artspezifische Konstante. Die Wachstumsgleichung basiert auf der Annahme, dass der Durchmesserzuwachs direkt proportional ist zur Lichtmenge, die dem Baum zur Verfügung steht (BOTKIN *et al.*, 1972). Die vier wachstumslimitierenden Faktoren werden in einer nichtlinearen Weise miteinander kombiniert, um die tatsächliche Wachstumsrate des Baumes zu bestimmen (vgl. BUGMANN, 1996). Das Höhenwachstum wird dann aufgrund einer allometrischen Beziehung zum Durchmesser errechnet. Für die Berechnung der Blatt-, Zweig- und Feinwurzelmassen werden ebenfalls allometrische Beziehungen verwendet.

Die Verjüngung der Baumarten wird in FORCLIM in stark vereinfachter Form wiedergegeben, denn es ist nicht möglich, im Rahmen eines Sukzessionsmodells die Vielzahl von kleinräumigen und kurzzeitigen Prozessen zu berücksichtigen, die z. B. das Auskeimen eines Samens oder das Wurzelwachstum eines Sämlings bestimmen. Statt dessen wird betrachtet, wieviele Jungbäume mit einer Höhe von 2 bis 3 m und einem Brusthöhendurchmesser von gut 1 cm jedes Jahr neu auftreten können («Etablierung»). Diese Etablierungsrate wird modelliert als eine Funktion der Lichtverfügbarkeit am Boden, der Intensität des Wildverbisses und der absoluten Minimaltemperatur im Winter. Bezüglich letzterer wird angenommen, dass langfristig eine hohe Korrelation mit dem Monatsmittel besteht, wie von PRENTICE *et al.* (1992) gezeigt wurde. Diese drei Faktoren wirken für jede Baumart anders: Lichtverfügbarkeit und Wintertemperatur wirken als Schwellenwerte (es findet keine Regeneration statt, wenn es beispielsweise für eine bestimmte Art zu dunkel oder zu kalt ist), während eine Erhöhung der Verbissintensität zu einer kontinuierlichen Erhöhung der Mortalität in der Verjüngung führt. Die vielen weiteren Faktoren, welche die Etablierungsraten in Waldökosystemen beeinflussen, wie zum Beispiel das Bodensubstrat, die Schneedecke oder die Konkurrenz durch Hochstauden, werden mit einem stochastischen Ansatz (d.h. durch Zufallszahlen) modelliert, indem Etablierung im Modell nur in einem

geringen Bruchteil der Fälle stattfindet, in denen die obigen drei Faktoren an sich eine Etablierung neuer Bäume erlauben würden.

Die gesamte Mortalität, der ein Individuum in einem bestimmten Jahr unterworfen ist, wird modelliert als eine Kombination einer konstanten (vom maximalen Alter abhängigen) und einer stress-induzierten (vom aktuellen Zuwachs abhängigen) Mortalität. Dies führt typischerweise zu einer erhöhten Mortalitätsrate der sehr kleinen Individuen (aufgrund starker Lichtkonkurrenz) wie auch der ganz grossen Individuen (aufgrund ihres gegen Null gehenden Zuwachses), was realistisch ist (vgl. GOFF & WEST, 1975; HARCOT, 1987). Auch die Mortalitätsereignisse werden als Zufallsprozesse modelliert.

Die beiden Modellversionen unterscheiden sich hingegen hinsichtlich der folgenden Eigenschaften deutlich voneinander:

1. In Version 2.9 wird berücksichtigt, dass unsere Laubbäume auch in einem wärmeren Klima im Winterhalbjahr laubfrei sein werden, da der Zeitpunkt des Laubwurfs eine photoperiodische Komponente hat, während immergrüne Arten praktisch zu jeder Zeit Photosynthese betreiben können, wenn die Boden- und Lufttemperatur hoch genug ist.
2. Der Trockenheitsindex wurde dahingehend modifiziert, dass auch stark saisonale Trockenheitsereignisse abgebildet werden können (z. B. ein ganzer Monat niederschlagsfrei mitten in der Vegetationsperiode, während die Feuchtigkeitzufuhr in den anderen elf Monaten immer ausreichend ist).
3. Die in der Literatur oft diskutierte parabolische Abhängigkeitsfunktion des Baumwachstums von der jährlichen Tagesgradsumme (Abbildung 1) wurde durch eine nach rechts (d.h. gegen hohe Tagesgradsummen hin) asymptotisch gegen 1 verlaufende Funktion ersetzt, so dass an der südlichen, warmen Verbreitungsgrenze maximales und nicht minimales Wachstum resultiert, solange andere Faktoren nicht ko-limitierend wirken.
4. Viele Baumarten müssen eine Induktionsphase mit nied-

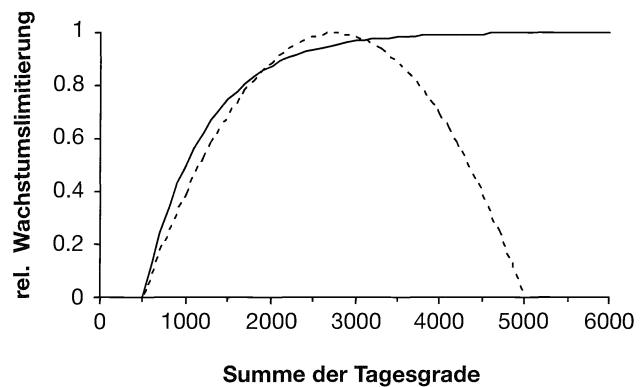


Abbildung 1: Beispielhafter Vergleich der relativen Wachstumslimitierung durch die Temperatur (hier wiedergegeben als Summe der Tagesgrade) in FORCLIM V2.9 (ausgezogene Kurve) mit der parabolischen Funktion, die in vielen anderen Modellen (u.a. FORCLIM V2.4) verwendet wird (gestrichelte Linie). Die Schnittpunkte der parabolischen Funktion mit der x-Achse werden üblicherweise mit den nördlichen bzw. südlichen Verbreitungsgrenzen gleichgesetzt (vgl. SHUGART, 1984), so dass dieses Modell an der südlichen Verbreitungsgrenze Nullwachstum produziert, während die in FORCLIM V2.9 verwendete Funktion dort die geringste temperaturbedingte Wachstumslimitierung simuliert (vgl. BUGMANN & SOLOMON, 1999).

rigen Temperaturen (sog. «chilling») durchlaufen, um die Knospen- resp. Samenruhe zu durchbrechen, was in Version 2.4 nicht modelliert wurde. Deshalb wurde eine

einfache Parametrisierung für diese hochkomplexen und schlecht bekannten Prozesse (z. B. KRAMER, 1995) in Anlehnung an SYKES *et al.* (1996) entwickelt, welche die Etablierung einer Baumart verhindert, wenn die Wintertemperatur zu hoch steigt (Schwellenwert).

5. Bezüglich der Modellparametrisierung wurde versucht, so weit als möglich nicht auf die aktuellen Nischen der Baumarten abzustützen, sondern Methoden zu entwickeln, welche auf die potentiellen Nischen zurückgehen (vgl. BUGMANN & SOLOMON, 1999).

Eine detaillierte, vollständige Beschreibung sämtlicher Unterschiede zwischen den Modellversionen ist bei BUGMANN & CRAMER (1998) bzw. BUGMANN & SOLOMON (1999) zu finden.

BUGMANN (1994) führte eine eingehende Untersuchung sowohl der strukturellen Sensitivität von FORCLIM als auch der Empfindlichkeit der Modellresultate gegenüber Unsicherheiten in den Werten der Modellparameter durch. Diese Analyse ergab, dass die simulierte Artenzusammensetzung und Biomasse recht robust ist; besonders bezüglich der dominierenden Baumarten sind die Simulationsresultate wenig sensitiv, während die Abundanz der selteneren Arten stärker von den exakten Parameterwerten abhängt.

2.2 Standorte und Klimaszenarien

Sieben Standorte wurden entlang eines Höhen- und damit Klimagradienten in den Schweizer Alpen ausgewählt. Diese reichen von der heutigen alpinen Zone (Standort Gotthard) bis zum zentralalpiner, trockenen Rhonetal nahe der feuchtigkeitsbedingten Waldgrenze (Standort Sion; *Tabelle 1*). Die Klimadaten der Standorte stammen von der SMA (1901–1990), wobei die monatlichen Temperaturmittelwerte der SMA-Station Gotthard um 0,7 °C abgesenkt wurden, um einen Standort knapp oberhalb der heutigen klimatischen Waldgrenze zu erhalten (BUGMANN, 1997). Die restlichen standortsspezifischen Parameter (in erster Linie Wasserhaltekapazität und Nährstoffverfügbarkeit) wurden von BUGMANN (1994) übernommen.

Drei Quellen wurden verwendet, um Szenarien eines

Tabelle 1: Geografische Lage, Höhe über Meer und Klimadaten der in diesem Aufsatz verwendeten Standorte in den Schweizer Alpen. T = langjährige Jahresmitteltemperatur; P = langjährige mittlere Jahresniederschlagssumme.

Standort	Breitengrad [°N]	Längengrad [°E]	Höhe über Meer [m]	T [°C]	P [mm/a]
Gotthard	46,6	8,6	2 200	-0,8	2 162
Bever, Südhang	46,6	9,9	1 712	1,5	841
Davos	46,8	9,8	1 590	3,0	1 007
Adelboden	46,5	7,6	1 325	5,5	1 351
Airolo	46,5	8,6	1 149	6,1	1 616
Bern	46,9	7,4	570	8,4	1 006
Sion	46,2	7,4	542	9,7	597

Gleichgewichtsklimas für das Jahr 2100 herzuleiten (*Tabelle 2*):

1. Ein Szenario wurde aufgrund des ersten Berichts des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC; HOUGHTON *et al.*, 1990) entwickelt; dieses Szenario wird im folgenden als «IPCC-Szenario» bezeichnet.
2. Ein weiteres Szenario wurde aus der Studie von KIENAST (1991) übernommen, in welchem die Simulationsresultate verschiedener General Circulation Models (GCMs) als Anomalien für die lokalen Stationsdaten verwendet worden waren. Es wird im folgenden als «KIENAST-Szenario» bezeichnet.
3. Schliesslich wurden regionalisierte Klimaszenarien, wie sie von GYALISTRAS *et al.* (1994) für eine Reihe von Stationen im Alpenraum entwickelt worden waren, übernommen.

Diese Szenarien werden im folgenden als «regionalisierte Szenarien» bezeichnet.

Tabelle 2: Szenarien möglicher Klimaveränderungen für das Jahr 2100 relativ zum heutigen Klima. Alle Daten aus BUGMANN (1997). «mo» = Monat.

Szenario	T _{Sommer}	P _{Sommer}	T _{Winter}	P _{Winter}	Ref.
IPCC	+4,70 °C	–	+3,70 °C	–	1
Kienast	+3,00 °C	+10%	+3,50 °C	+10%	2
regionalisiert, Bern	+2,64 °C	+3,98 cm/mo	+3,76 °C	+3,13 cm/mo	3
regionalisiert, Davos	+3,28 °C	+0,91 cm/mo	+3,00 °C	+2,14 cm/mo	3
regionalisiert, Bever	+4,16 °C	+3,82 cm/mo	+1,48 °C	+2,54 cm/mo	3

1 HOUGHTON *et al.* (1990), FISCHLIN *et al.* (1995)

2 KIENAST (1991)

3 GYALISTRAS *et al.* (1994)

In allen Szenarien wurde angenommen, dass sich nur die Monatsmittelwerte von Temperatur und Niederschlag verändern (*Tabelle 2*), während sich ihre Streuung um den jeweiligen Mittelwert im Vergleich zu heute nicht ändert. Die Details der Szenarien wurden von BUGMANN (1997) ausführlicher beschrieben.

Zu beachten ist, dass diese Szenarien tatsächlich «Szenarien» im echten Wortsinn sind und keine Beschreibung eines zukünftigen Klimazustandes, gibt es doch keinerlei Indizien dafür, dass das Klima sich aufgrund von anthropogenen Einwirkungen lediglich und exakt bis zum Jahr 2100 verändern würde, und noch viel weniger dafür, dass es nach 2100 lange Zeit konstant bleiben würde. Die Definition eines Gleichgewichtsklimas für das Jahr 2100 hat einzig den Zweck, die Empfindlichkeit des Sukzessionsmodells auf diese Klimaveränderungen zu untersuchen, ohne jede Absicht, damit Prognosen zu erzielen.

2.3 Simulationsexperimente

Für alle Simulationen wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit mit der Studie von BUGMANN (1997) die Modellkombination FORCLIM-E/P verwendet; in FORCLIM-E wurde der stochastische Witterungsgenerator (BUGMANN, 1994) benutzt, um aus den langjährigen monatlichen Mittelwerten und Verteilungen der Temperatur- und Niederschlagswerte (SMA, 1901–1990) Zeitreihen für die gesamte Simulationsdauer an allen sieben Standorten zu erzeugen. Die von FORCLIM-P als Eingangsgrösse benötigte Stickstoffverfügbarkeit wurde an allen Standorten auf 100 kg/ha gesetzt, womit im Modell effektiv die Stickstofflimitierung ausgeschaltet wurde (BUGMANN, 1997). An allen Standorten wurde mit einem Satz von 30 heute in der Schweiz vorkommenden Arten gerechnet (vgl. BUGMANN, 1994).

2.3.1 Artenzusammensetzung im Gleichgewicht mit dem Klima

BUGMANN & FISCHLIN (1994) zeigten, dass im Modell FORCLIM je nach Standort 600 bis 800 Jahre verstreichen, bis die mittlere Baumartenzusammensetzung über 16,7 ha im Rahmen einer Sekundärsukzession ein Gleichgewicht¹ erreicht. Aus diesem Grund wurde die Artenzusammensetzung im Gleichgewicht unter dem heutigen Klima und unter den je nach Standort zwei bis drei Klimaszenarien (vgl. *Tabelle 2*) bestimmt als Mittelwert über die Jahre 800 bis 1200 einer 200 Jahre dauernden Simulation über 200 Kleinflächen («patches») zu je 833 m² ≈ 16,7 ha. Frühere Untersuchungen (BUGMANN *et al.* 1996a)

¹Dieser Zustand wird traditionellerweise mit dem Begriff der «klimatischen Klimax» bezeichnet. Im Rahmen von gap dynamics, wo zyklische Sukzession betont wird, ist dieser Begriff aber fragwürdig, und ich verzichte darauf, ihn zu benutzen.

hatten ergeben, dass mehr als 100 patches simuliert werden müssen für eine zuverlässige Schätzung der Mittelwerte des Modellverhaltens, dass aber eine Erhöhung des Stichprobenumfangs auf mehr als 200 patches keine wesentliche Reduktion der Streuung erbringt. Für alle Flächen wurde zu Simulationsbeginn angenommen, dass sie zwar waldfrei, aber mit einem voll entwickelten Bodenprofil ausgestattet sind (Sekundärsukzession). Das Klima (heutiges bzw. zukünftiges) wurde für die Simulationsdauer jeweils als konstant angenommen.

Die Simulationen mit FORCLIM V2.4 (BUGMANN, 1997) wurden ohne jede Bewirtschaftung durchgeführt (rein natürliche Sukzession). Die Simulationen mit FORCLIM V2.9 erfolgten in zwei Varianten: Erstens als rein natürliche Sukzession wie V2.4, zweitens ohne jede klimatische Einschränkung für die Etablierungsroutine; dies entspricht der Annahme, dass jene Arten, die sich aus klimatischen Gründen nicht verjüngen könnten, angepflanzt und erst durch die Konkurrenz unter Umständen eliminiert würden.

2.3.2 Dynamik an klimaempfindlichen Standorten

Die Simulationsergebnisse aus den oben beschriebenen Gleichgewichtsanalysen wurden in drei Standortstypen klassifiziert: (1) Standorte, an denen unter den Klimaveränderungsszenarien fast keine oder keine wesentlichen Verschiebungen in der Artenzusammensetzung resultierten; (2) Standorte, an denen leichte Verschiebungen auftraten; (3) Standorte, an denen Veränderungen auftraten, die das Waldbild stark verändern würden. Die nachfolgend beschriebenen Simulationen des Verhaltens während und nach der Klimaveränderung (sog. «transientes Verhalten») werden nur für die dritte Kategorie diskutiert, da die Dynamik an den anderen Standorten nur schwach ausgeprägt und deswegen nicht weiter von Interesse ist.

Für die Berechnung der Dynamik wurde an jedem Standort und für jedes Klimaszenario ein Simulationsexperiment von 1500 Jahren Dauer über 200 patches durchgeführt. Den Simulationsjahren 0 bis 800 wurde das heutige, als konstant angenommene Klima zugrundegelegt. Zwischen den Jahren 800 und 900 wurde eine lineare Änderung der Klimaparameter hin zu den Werten für das (reale) Jahr 2100 angenommen, und vom Simulationsjahr 900 bis hin zum Simulationsende wurde das jeweilige Klimaszenario (Tabelle 2) als konstant angenommen. Mit der Modellversion 2.9 konnten die Ergebnisse von BUGMANN (1997) bestätigt werden, wonach es keine wesentliche Rolle spielt, ob die Klimaänderung schlagartig im Jahr 800 (sog. Schrittantwort) oder als lineare (sog. Rampe) bzw. als sigmoide Änderung über 100 Jahre (d.h. die Jahre 800 bis 900) vorgeschrieben wird. Aus diesem Grund untersuche ich in diesem Aufsatz nur das Rampen-Szenario.

Alle diese Simulationen wurden in drei Varianten durchgeführt: (1) rein natürliche Sukzession; (2) keine klimatischen Einschränkungen für die Etablierungsroutine («Pflanzungs-

szenario»); (3) zusätzlich zum Pflanzungsszenario werden nur die heute am Standort vorkommenden Baumarten zugelassen, d.h. durch Pflegemassnahmen würden alle klimatisch neu möglichen Arten nach dem Jahr 800 aus den Wäldern entfernt («Eliminationszenario»).

3. Resultate und Diskussion

3.1 Artenzusammensetzung im Gleichgewicht mit dem Klima

3.1.1. Heutiges Klima

Unter dem heutigen Klima ergeben beide Modellversionen an den meisten Standorten ähnliche Resultate (Abbildung 2); diese werden im Licht der erwarteten natürlichen Baumartenzusammensetzung nach WASSER *et al.* (1996), OTT *et al.* (1997) und teilweise auch ELLENBERG & KLÖTZLI (1972) diskutiert.

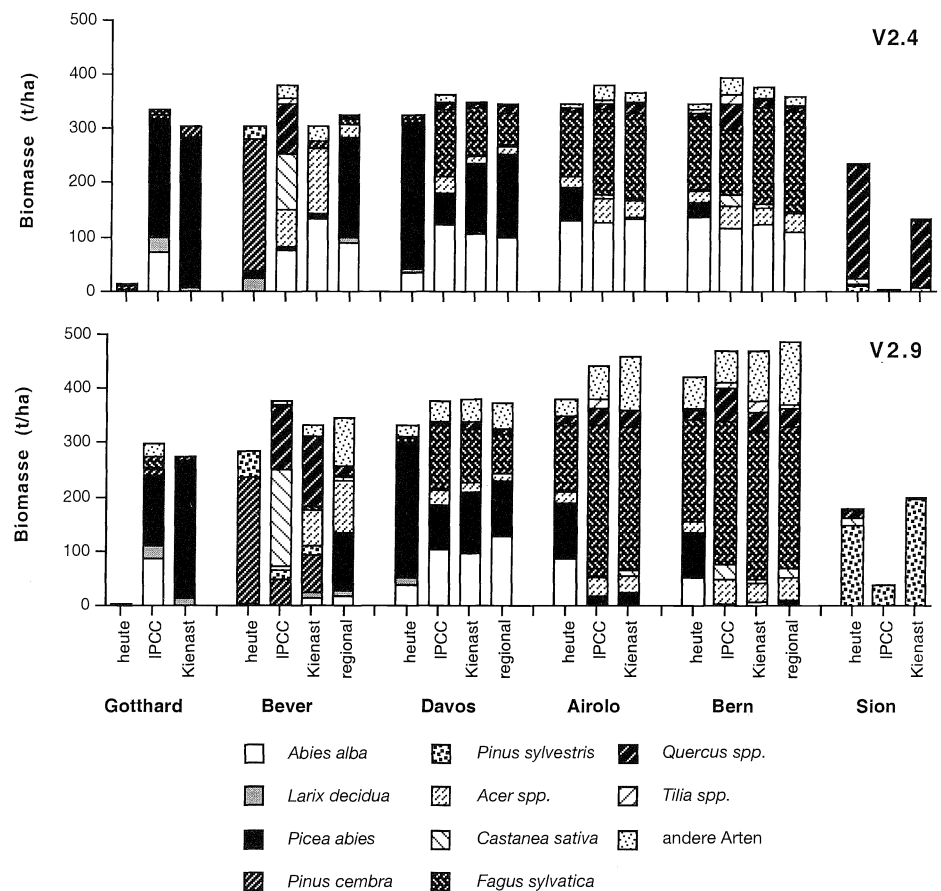


Abbildung 2: Simulierte Artenzusammensetzungen und oberirdische Biomassen im Gleichgewicht mit dem heutigem Klima («heute») und den drei Klimaszenarien für das Jahr 2100 (Tabelle 2) an sechs Standorten entlang einem Klimagradienten in der Schweiz (vgl. Tabelle 1). Oben: Modellversion FORCLIM 2.4 (BUGMANN, 1994, 1996, 1997; FISCHLIN *et al.*, 1995); unten: Modellversion FORCLIM V2.9 (BUGMANN & SOLOMON, 1999).

- Der Standort Gotthard (etwa 2 200 m ü. M.) liegt am unteren Ende der alpinen Stufe und ist somit weitgehend baumlos. Hier wird von FORCLIM korrekterweise praktisch kein Baumwachstum simuliert, wobei die Modellversion 2.9 noch weniger Biomasse produziert als V2.4.
- Der zentralalpine Trockenstandort Bever liegt an der Grenze zwischen der obersubalpinen und der subalpinen Stufe und wird charakterisiert durch den Übergang vom Lärchen-Arvenwald (dominierende Baumarten: *Larix decidua* – *Pinus cembra*, v.a. an sonnenexponierten Hängen; vgl. OTT *et al.*, 1997, Nr. 59L) zum typischen Preiselbeer-Fichtenwald (*Larix decidua* – *Picea abies*; Nr. 58). Die Simulation für einen

Südhang (Abbildung 2) entspricht dem Lärchen-Arvenwaldgut, wobei die Lärche in V2.9 auf das frühe Sukzessionsstadium beschränkt ist (vgl. Abbildung 4), wogegen die von ELLENBERG & KLÖTZLI (1972) als charakteristisch erwähnte Föhre in dieser Modellversion eine höhere Abundanz hat als in der V2.4. Zu beachten ist, dass *Pinus sylvestris* im Modell als vikariierende Art von *Pinus montana arborea* (sensu ELLENBERG & KLÖTZLI, 1972) zu sehen ist, da letztere im Artensatz von FORCLIM nicht enthalten ist (BUGMANN, 1994). Aufgrund dieser Charakteristika scheint die Modellversion 2.4 näher an der Realität zu liegen als V2.9. Durch leichte Parameterveränderungen im Modell liessen sich diese Abweichungen allerdings eliminieren; ich habe aber bewusst darauf verzichtet, die Parameterwerte so zu verändern, dass möglichst «gute» Simulationsergebnisse resultierten (sog. «tuning»).

- Der Standort Davos liegt in den nördlichen Zwischenalpen an der Grenze zwischen der subalpinen und der hochmontanen Stufe; er wird charakterisiert durch das Fehlen der Buche und den Übergang vom typischen Preiselbeer-Fichtenwald (siehe oben) zum Ehrenpreis-Fichtenwald (*Larix decidua* – *Picea abies*; Nr. 55) bzw. zum Labkraut-Tannen-Fichtenwald (*Abies alba* – *Picea abies* mit etlichen laubwerfenden Pionierbaumarten; Nr. 51). Hier wird von beiden Modellversionen ein Lärchen-Fichtenwald (*Larix decidua* – *Picea abies*) simuliert, wobei in V2.9 ein geringer Anteil von *Abies alba* und einigen Laubholzarten resultiert, was für diesen Standort realistisch ist.
- Der obermontane Standort Adelpoden (Resultate in Abbildung 2 nicht dargestellt) liegt in den nördlichen Randalpen und wird charakterisiert durch den Komplex des Waldschwingel-Tannen-Buchenwaldes (*Fagus sylvatica* – *Abies alba* – *Picea abies*; Nr. 18), während für den in den südlichen Zwischenalpen gelegenen, hochmontanen Standort Airola der Komplex des Wollreitgras-Tannen-Fichtenwaldes (*Abies alba* – *Picea abies*; Nr. 47) typisch ist. Diese Standorte werden im Modell von Fichten-Buchen-Tannenmischwald (*Picea abies* – *Fagus sylvatica* – *Abies alba*) eingenommen, wobei der Tannenanteil in V2.9 leicht reduziert ist gegenüber V2.4 und dafür Buche und Fichte etwas stärker dominieren. Die zu starke Vertretung der Buche im Modell ist darauf zurückzuführen, dass der Säuregrad des Bodens, der an vielen Standorten die Buche benachteiligt, nicht modelliert wird.
- Am untermontanen bis submontanen Standort Bern erwarten wir Waldhirschen-Buchenwald (*Fagus sylvatica*, dazu *Abies alba*, *Acer* spp., *Picea abies*; ELLENBERG & KLÖTZLI, 1972, Nr. 8) oder Waldmeister-Buchenwald (*Fagus sylvatica*, dazu *Quercus* spp. und weitere Laubbaumarten; Nr. 7). In FORCLIM V2.4 wird ein im Vergleich mit der Realität überhöhter Anteil von Tanne und eine zu geringe Dominanz der Buche simuliert, während die Ergebnisse von V2.9 den obigen Erwartungen entsprechen.
- Der untere Teil des Walliser Rhonetals (Standort Sion) liegt in der kollinen Stufe der nördlichen Zwischenalpen, wo die Buche fehlt und statt dessen Föhren- oder Eichenwald dominiert (vgl. ELLENBERG & KLÖTZLI, 1972, Nr. 64 & 65). Hier ergibt FORCLIM V2.4 einen Eichenwald mit recht hoher Biomasse, was für dieses Trockengebiet nicht realistisch ist. Die Modellversion 2.9 kommt den heute für das Gebiet typischen trockenen Föhrenwäldern mit Beteiligung von Eichen und geringerer Biomasse wesentlich näher.

Wir sehen, dass sich zwar einige Unterschiede im Verhalten der beiden Modellversionen ergeben, tendenziell liefert aber V2.9 ähnliche und oft realistischere Resultate (z. B. Standorte Bern und Sion). Das ist nicht selbstverständlich, wurde doch in der Literatur behauptet, die gute Übereinstimmung zwischen

simuliertem und tatsächlichem Vorkommen der Arten in Gap-Modellen sei im wesentlichen auf die parabolische Abhängigkeit der Wachstumsraten von der Temperatur zurückzuführen (LOEHL & LEBLANC, 1996; SCHENK, 1996; vgl. Abbildung 1). Aufgrund der Ergebnisse der Modellversion 2.9 können wir schliessen, dass die Abwesenheit der Arten höherer Lagen an wärmeren Standorten im Modell durch Konkurrenz zustandekommt, was plausibel ist, und nicht durch die in Abbildung 1 gezeigte Wirkungsfunktion.

Die Simulationsresultate unter heutigem Klima sind also recht robust gegenüber den Unterschieden in den Annahmen bezüglich der Parametrisierung von Temperatur- und Trockenheitseffekten in FORCLIM an den untersuchten Standorten, d. h. die erzielten Ergebnisse hängen nicht kritisch von einzelnen Modellannahmen ab. Dieses Ergebnis darf aber nicht dahingehend interpretiert werden, dass das für alle Gap-Modelle und alle Standorte gilt: Einerseits beschreibt der benutzte Gradient (Tabelle 1) zwar einen weiten, aber keinen umfassenden Bereich der Klimaverhältnisse in Mitteleuropa; insbesondere fehlen warm-trockene Standorte mit Jahresniederschlagssummen zwischen 600 und 800 mm in der Schweiz fast völlig (vgl. BUGMANN & CRAMER, 1998). Andererseits war bereits die Version 2.4 von FORCLIM eingehend auf Robustheit bezüglich der Repräsentation von Klimaeffekten getestet und verbessert worden (vgl. BUGMANN, 1994; FISCHLIN *et al.*, 1995), so dass nicht zu erwarten war, dass die Simulationsergebnisse sich durch weitere Modifikationen drastisch verändern würden.

3.1.2 Zukünftige Klimata

Auch unter den zwei bzw. drei Klimaszenarien für das Jahr 2100 liefern beide Modellversionen ähnliche Ergebnisse, die Artenzusammensetzung ist jedoch an den meisten Standorten deutlich verschieden von derjenigen unter heutigem Klima (Abbildung 2):

- Das heute alpine Gebiet auf 2 200 m ü. M. oberhalb des Gotthardpasses wäre bewaldet. Unter dem IPCC-Szenario käme ein Fichten-Tannen-Lärchenwald zustande, während unter dem KIENAST-Szenario ein praktisch reiner Fichtenwald entstünde. Die Unterschiede zwischen den Modellversionen sind äusserst gering.
- Auch in Bever stimmen die Aussagen der beiden Modellversionen ziemlich gut überein, wobei V2.4 durchwegs eine höhere Abundanz von *Abies alba* simuliert. Je nach Klimaszenario resultieren völlig andere Artenkombinationen, von Fichten-Ahornwald (regionalisiertes Szenario) über Arven-Ahorn-Eichenwald bis hin zu Arven-Kastanien-Eichenwald. Die beiden letztgenannten Kombinationen kommen in der heutigen Vegetation des Alpenraums nicht vor und könnten auch nur dann zustande kommen, wenn die Samen der entsprechenden Arten im Oberengadin verfügbar wären, was mindestens für die Kastanie fragwürdig ist. Viel wichtiger als die Analyse der konkreten Zusammensetzung unter einem bestimmten Szenario ist aber die Tatsache, dass jedes Szenario zu gänzlich anderen Aussagen kommt und keine davon viel mit der heutigen Waldzusammensetzung gemeinsam hat. Da wir zum jetzigen Zeitpunkt nicht bestimmen können, wie gross die zu erwartende Klimaveränderung an einem konkreten Standort wirklich sein wird, bleibt nur der Schluss, dass die heutige Waldgesellschaft an Standorten wie Bever sehr empfindlich auf Klimaveränderungen reagieren dürfte.
- Am Standort Davos wird – praktisch unabhängig vom Klimaszenario – die Einwanderung von Buche und das (verstärkte) Auftreten von Tanne sowie weiteren Laubholzarten simuliert, gepaart mit einer leichten Erhöhung der oberirdischen Biomasse und einem starken Rückgang der Fichte. Damit würden Waldtypen, die für die heutige montane Zone (vgl.

Airolo, heutiges Klima) charakteristisch sind, in die heutige subalpine Zone vorstossen. Das exakte Ausmass der Klimaveränderung (Unterschiede zwischen den Szenarien) ist zudem nicht entscheidend für die Resultate, d.h. in jenem Klimabereich, der von den Szenarien aufgespannt wird, ist die Reaktion des Ökosystems in FORCLIM immer ähnlich. In diesem Fall stimmt die oft geäusserte Vorstellung, dass sich Vegetationszonen nach oben verschieben, während dieses Gedankenmodell für Bever falsch wäre.

- Ähnlich verhält es sich in der montanen Stufe (Airolo, Adelboden), wo die Buche viel dominanter würde auf Kosten von Fichte und Weisstanne (letzteres vor allem in V2.9), die Eiche würde erstmals, andere Laubhölzer verstärkt auftreten – kurz: Wälder, wie sie für die heutige kolline Stufe typisch sind, wären in der heutigen montanen Zone anzutreffen. Auch hier führen beide Klimaszenarien zu sehr ähnlichen Ergebnissen.
- Auffällig an den Resultaten für den Standort Bern ist, dass hier die geringsten Verschiebungen von allen Standorten auftreten: In der Modellversion 2.4 passiert bis auf die Elimination der Fichte und die Erhöhung des Anteils der Ahornarten und Eichen fast nichts, während in V2.9 zusätzlich auch die Tanne verschwindet und die Buche ihre Dominanz stark erhöht. Der Ausfall der beiden Nadelhölzer in V2.9 kommt aufgrund der hohen Wintertemperaturen zustande, wodurch die Regenerationsansprüche dieser Arten nicht mehr erfüllt werden (vgl. NIENSTAEDT, 1967; PRENTICE *et al.*, 1992), während der Ausfall der Fichte in V2.4 durch die parabolische Abhängigkeit des Wachstums von der Temperatur (Abbildung 1) bedingt ist.
- Als sehr sensitiv bezüglich des Ausmasses der Klimaveränderung erweist sich neben Bever auch der Standort Sion: Während beide Modellversionen unter dem IPCC-Szenario ein weitgehendes bis vollständiges trockenheitsbedingtes Verschwinden des heutigen Waldes simulieren, bleibt unter dem KIENAST-Szenario ein Wald erhalten, der in V2.4 nur noch die Hälfte, in V2.9 aber sogar etwas mehr Biomasse aufweist als unter heutigen Verhältnissen. Analog zum Fall Bever können wir schliessen, dass die simulierte Reaktion des Ökosystems sehr stark davon abhängt, welche genaue Klimaveränderung man betrachtet.

Wenn man annimmt, dass die Etablierung der Baumarten keinen klimatisch bedingten Einschränkungen unterliegt («Pflanzungsszenario»), so ergeben sich Gleichgewichtsergebnisse an den Standorten, die sich nicht wesentlich von jenen der *Abbildung 2* unterscheiden (Resultate nicht dargestellt), mit zwei Ausnahmen: (1) *Abies alba* hätte eine deutlich höhere Abundanz unter den wärmeren Klimata von der kollinen bis zur unteren subalpinen Stufe (Bern, Adelboden, Davos), und zwar sowohl unter heutigem als auch unter einem geänderten Klima. (2) *Pinus cembra* würde – wenn man sie denn pflanzen würde – auch gegen die trockene Waldgrenze hin vorkommen (Sion). Diese Resultate legen nahe, dass es nicht die Breite der 'regeneration niche' ist, die in einem geänderten Klima Probleme bereiten würde, sondern das Baumwachstum selber. Zu beachten ist ausserdem, dass eine grossflächige Pflanzung von Arten, die in der Naturverjüngung nicht mehr vorkommen, genetisch kaum nachhaltig wäre oder mindestens auf einem ausgeklügelten, weiträumig abgestützten Programm zur Erhaltung der genetischen Diversität dieser Arten basieren müsste. Aufgrund seiner geringen Bedeutung wird auf das «Pflanzungsszenario» weiter unten nicht mehr eingegangen (Abschnitt 3.2).

Wir stellen also fest, dass je nach Standort in FORCLIM ganz andere Reaktionsmuster der Vegetation zustande kommen, von lediglich geringen Veränderungen (Bern) über ein Ansteigen der

Waldgrenze (Gotthard) und die Verschiebung von Vegetationszonen (Davos, Airolo, Adelboden) bis hin zu drastischen Veränderungen ohne Analogsituationen in der heutigen Vegetation (Bever) und Zusammenbrüchen gegen die trockene Waldgrenze hin (Sion). Diese Unterschiede in der simulierten Empfindlichkeit gegenüber Klimaveränderungen stehen in engem Bezug zum waldbaulichen Spielraum an den verschiedenen Standorten: Während in Buchenwäldern (Beispiel Bern) sehr grosser Spielraum besteht, nimmt dieser mit zunehmender Meereshöhe ab (Adelboden, Airolo, Davos), und auf Extremstandorten (Bever, Sion) ist er minimal (vgl. OTT *et al.*, 1997). Aus der waldbaulichen Erfahrung lässt sich demzufolge vermutlich eine erste grobe Abschätzung machen, wie empfindlich ein bestimmter Waldstandort auf Klimaveränderungen sein dürfte.

Im Fall der trockenen Waldgrenze (Sion), wo die Temperatur nach den Szenarien stark ansteigt, sich aber der Niederschlag nicht oder nur wenig ändert, wird die Bodenfeuchtigkeit schicksalsbestimmend für die Vegetation. Unter dem Klima des IPCC-Szenarios (*Abbildung 2*) liesse sich aus forstwirtschaftlicher Sicht wenig machen, es sei denn, man würde in Betracht ziehen, trockenheitsresistentere (z. B. mediterrane) Arten einzuführen. Diese Massnahme müsste aber sorgfältig im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit (z. B. Schädlinge) geprüft werden. Ein weiteres Problem ist, dass ein derartiges «Waldumbauprogramm» bereits in den kommenden Jahrzehnten an die Hand genommen werden müsste. In Anbetracht der Unsicherheit bezüglich der genauen Klimaentwicklung würde aber wohl niemand den Aufwand auf sich nehmen, diese kostspieligen Importe und Pflanzungen durchzuführen, zumal die ökologi-

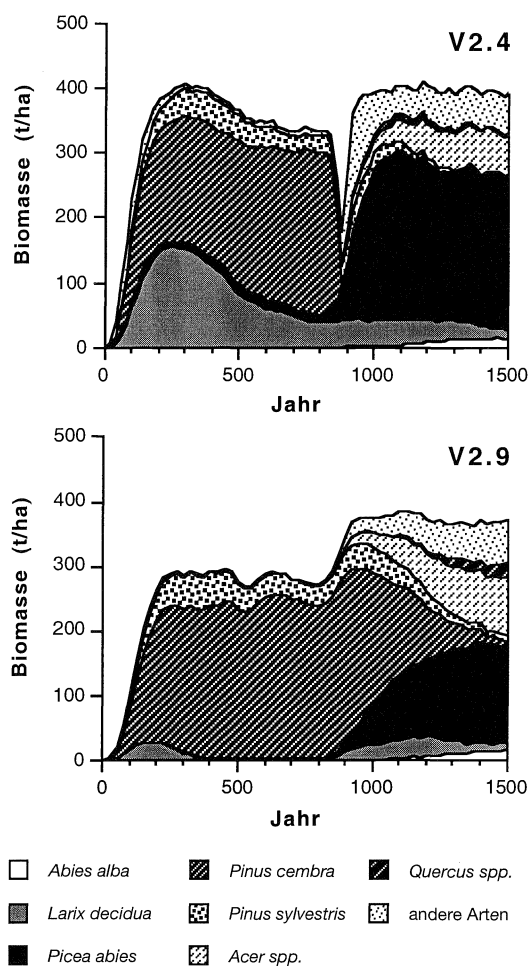


Abbildung 3: Simulierte natürliche Sukzession am Standort Bever unter Klimaveränderung. Jahre 0 bis 800: heutiges Klima; Jahre 800 bis 900: lineare Klimaveränderung. Jahre 900 bis 1500: konstantes, zukünftiges Klima (regionalisiert, *Tabelle 2*). Links: Modellversion FORCLIM V2.4, rechts: Modellversion FORCLIM V2.9.

schen und betriebswirtschaftlichen Risiken im Fall einer milderen Klimaentwicklung (z. B. KIENAST-Szenario) noch grösser wären.

Im Fall der obersubalpinen (Bever) bzw. subalpinen Stufe (Davos) stellt sich die Frage, ob die vom Modell simulierten Änderungen durch forstwirtschaftliche Massnahmen gemildert oder verhindert werden könnten, was im folgenden anhand von einfachen forstlichen Szenarien näher untersucht wird.

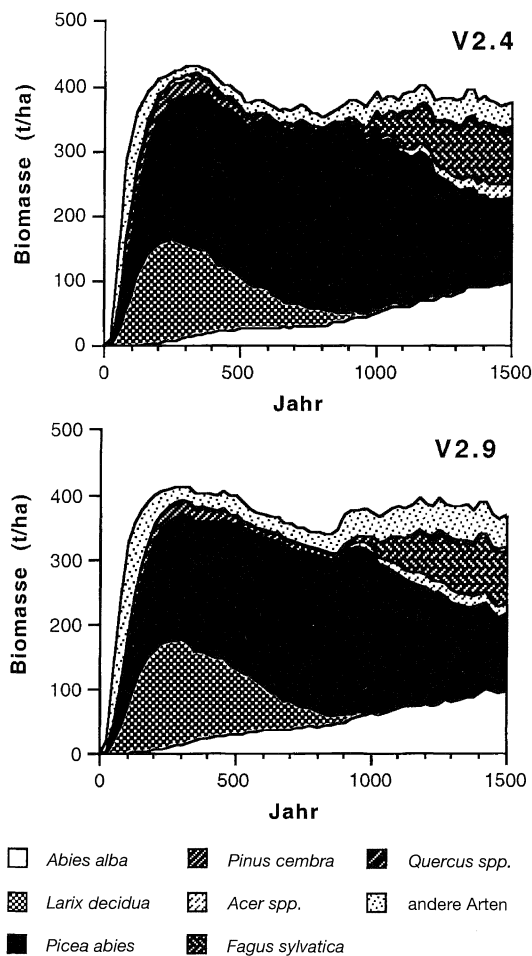


Abbildung 4: Simulierte natürliche Sukzession am Standort Davos unter Klimaveränderung. Jahre 0-800: heutiges Klima; Jahre 800 bis 900: lineare Klimaveränderung. Jahre 900 bis 1500: konstantes, zukünftiges Klima (regionalisiert, Tabelle 2). Links: Modellversion FORCLIM V2.4, rechts: Modellversion FORCLIM V2.9.

3.2 Dynamik an klimaempfindlichen Standorten

Der Vergleich der natürlichen Dynamik zwischen den beiden Modellversionen fördert am Standort Bever augenfällige Unterschiede zutage (Abbildung 3): Während V2.4 ungefähr 50 Jahre nach Beginn der Klimaveränderung (\approx Jahr 850) einen drastischen Zusammenbruch der Population von *Pinus cembra* simuliert, fehlt dieser Zusammenbruch bei V2.9 vollständig. In V2.4 kommt es in der Folge zu einer Art Sekundärsukzession zu einem von *Picea abies* dominierten Wald, während der Prozess hin zur fast identischen Gesellschaft (Jahr 1500) in V2.9 als graduelle Ablösung simuliert wird. Bemerkenswert ist, dass die Biomasse von *Pinus cembra* in V2.9 aufgrund besserer Produktionsbedingungen (d.h. der höheren Temperaturen) vom Jahr 800 bis zum Jahr 900 ansteigt; erst danach wird die Art durch *Picea abies* langsam wegkonkurrenziert. Der Grund für den simulierten Zusammenbruch in der Modellversion 2.4 ist tatsächlich die parabolische Funktion (Abbildung 1), womit die Vermutung von LOEHLE & LEBLANC (1996) und SCHENK (1996) mindestens bezüglich der Simulation des transienten Verhaltens bestätigt werden kann: Diese von erneuter Waldbildung

gefolgten Zusammenbrüche sind die Folge unrealistischer Modellannahmen. Zu beachten ist jedoch, dass sich frühere Analysen (BUGMANN, 1997) auf die Interpretation der Gleichgewichtszustände konzentriert haben, weil das transiente Verhalten der Modelle auf Zeitskalen von Jahrzehnten nur wenig überprüft und deswegen nicht wirklich belastbar ist. An den Aussagen bezüglich der Gleichgewichtszustände (vgl. Abbildung 2) ändert diese Modifikation der Modellformulierung aber sehr wenig, wie wir gesehen haben, womit die so gewonnenen Erkenntnisse vermutlich robust sind. Ebenfalls robust ist die Aussage, dass die Wälder im Oberengadin bei solchen Klimaveränderungen (Tabelle 2) jahrhundertlang (mindestens 500 Jahre, Abbildung 3) nicht im Gleichgewicht mit dem Klima stünden. Dieses lange anhaltende Ungleichgewicht könnte bedeuten, dass die Wälder auf zusätzliche, heute bereits problematische Stressoren wie Immissionen, Schalenwild, Borkenkäfer oder Pathogene in Zukunft noch empfindlicher reagieren würden.

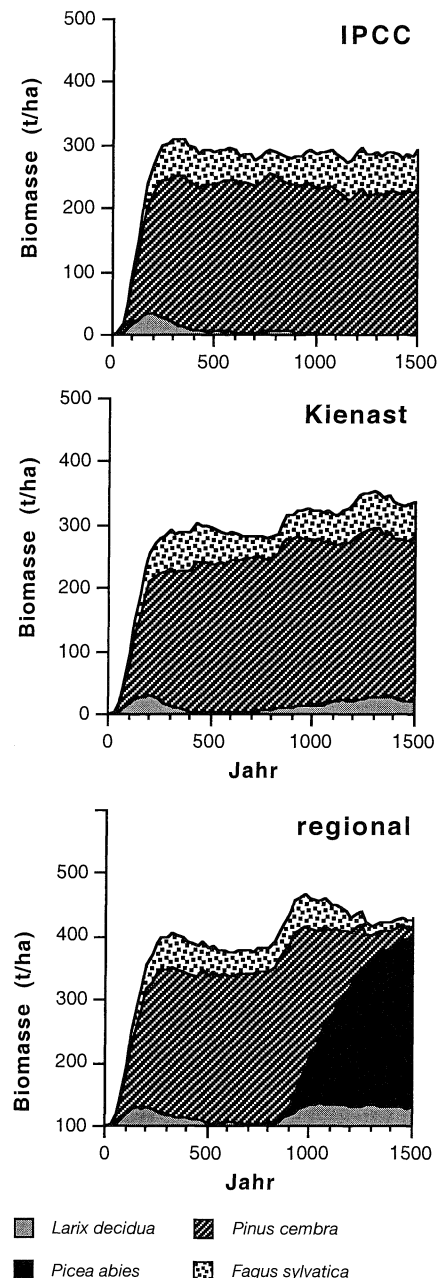


Abbildung 5: Simulierte Walddynamik unter den drei Klimaszenarien (Tabelle 2) am Standort Bever unter der Annahme, dass nur der heute vorhandene Artensatz zugelassen wird und die Verjüngung keinen klimatischen Einschränkungen unterworfen ist («Eliminationsszenario»). Jahre 0 bis 800: heutiges Klima; Jahre 800 bis 900: lineare Klimaveränderung. Jahre 900 bis 1500: konstantes, zukünftiges Klima (Tabelle 2).

In starkem Kontrast zu den Resultaten für Bever stehen jene für Davos (und analog für Airolo, Adelboden und Bern), wo beide Modellversionen praktisch identische Ergebnisse produzieren (Abbildung 4): In beiden Fällen kommt ein langsamer Anstieg der Biomasse von *Abies alba* zustande, gefolgt von einem Anstieg der Biomasse von *Fagus sylvatica* nach dem Jahr 1000 und einem entsprechenden Rückgang der Biomasse von *Picea abies*. Diese Veränderungen vollziehen sich in beiden Modellversionen graduell. An all diesen Standorten spielen die Unterschiede in der Modellformulierung keine Rolle.

Auch die simulierte natürliche Dynamik an den Standorten Gotthard und Sion ist unabhängig von der Modellversion, obwohl sie in genau entgegengesetzter Richtung verläuft: Am Standort Gotthard kommt im Lauf von etwa 200 Jahren Wald auf (Resultate nicht dargestellt), während der Wald am Standort Sion unter dem KIENAST-Szenario nur graduelle Änderungen erfährt bzw. unter dem IPCC-Szenario ungefähr 50 Jahre nach Beginn der Klimaveränderung anfängt, zusammenzuberechen, und der Endzustand der ab dem Jahr 800 eingeleiteten Entwicklung nach ungefähr 200 Jahren erreicht ist (Resultate nicht dargestellt).

Wäre es prinzipiell möglich, die heutige Artenzusammensetzung an den subalpinen Standorten zu erhalten? Diese Frage könnte unter anderem aus touristischen Gründen interessant sein, gehört doch eine Landschaft mit relativ artenarmen Gebirgsnadelwäldern zu den klassischen Stereotypen bezüglich «Ferien in den Alpen». Die Resultate des «Eliminationsszenarios» legen auf den ersten Blick eine Bejahung der Frage nahe: Am Standort Bever (Abbildung 5) würde bei einer Elimination aller Arten ausser jenen, die heute dort bereits vorkommen, unter dem IPCC-Szenario praktisch keine Änderung eintreten, unter dem KIENAST-Szenario würde sich lediglich die Biomasse leicht erhöhen und *Larix decidua* wäre etwas konkurrenzfähiger, während unter dem regionalisierten Szenario *Picea abies* die kontinentale Art *Pinus cembra* verdrängen würde. Am Standort Davos (Abbildung 6) sind die Unterschiede zwischen den Szenarien noch geringer, kommt doch in jedem Fall eine Biomassenerhöhung von *Abies alba* auf Kosten von *Picea abies* zustande, am ausgeprägtesten unter dem IPCC-Szenario. Wenn man unter dem regionalisierten Szenario in Bever *Picea abies* und unter allen Szenarien in Davos *Abies alba* zu den Arten zählen würde, die im Rahmen von Durchforstungen entfernt würden, so wäre es aus bioklimatischer Sicht möglich, die von FORCLIM unter natürlichen Bedingungen simulierten Veränderungen (Abbildung 2) zu verhindern.

Es stellen sich in diesem Zusammenhang allerdings zwei Fragen: Erstens ist zu erwarten, dass das mit dem Eliminationsszenario provozierte fortdauernde Ungleichgewicht zwischen Artengarnitur und Klima die Anfälligkeit dieser künstlichen Bestände auf andere Stressoren fördern würde, was diese Bewirtschaftung als nicht nachhaltig erscheinen lässt; zudem könnten vermehrte Insektenkalamitäten und andere Stressoren zusätzliche Kosten verursachen. Damit verbunden ist, zweitens, die generelle Frage nach der Wünschbarkeit, dem Aufwand und der Finanzierbarkeit eines derartigen flächendeckenden Intensiv-Managements (Abbildungen 5 und 6). Mindestens aus heutiger Sicht ist nicht zu erwarten, dass solche Massnahmen logistisch und finanziell durchführbar sein werden. Sollten tatsächlich in der Schweiz Klimaveränderungen in der in Tabelle 2 dargestellten Grössenordnung eintreten, so hätten wir uns nach diesen modellgestützten Analysen viel wahrscheinlicher auf bedeutende Veränderungen im heutigen Landschaftsbild einzustellen (Abbildungen 2 bis 4), mit weitreichenden Konsequenzen für die Forstwirtschaft, die Wasserwirtschaft und auch den Tourismus.

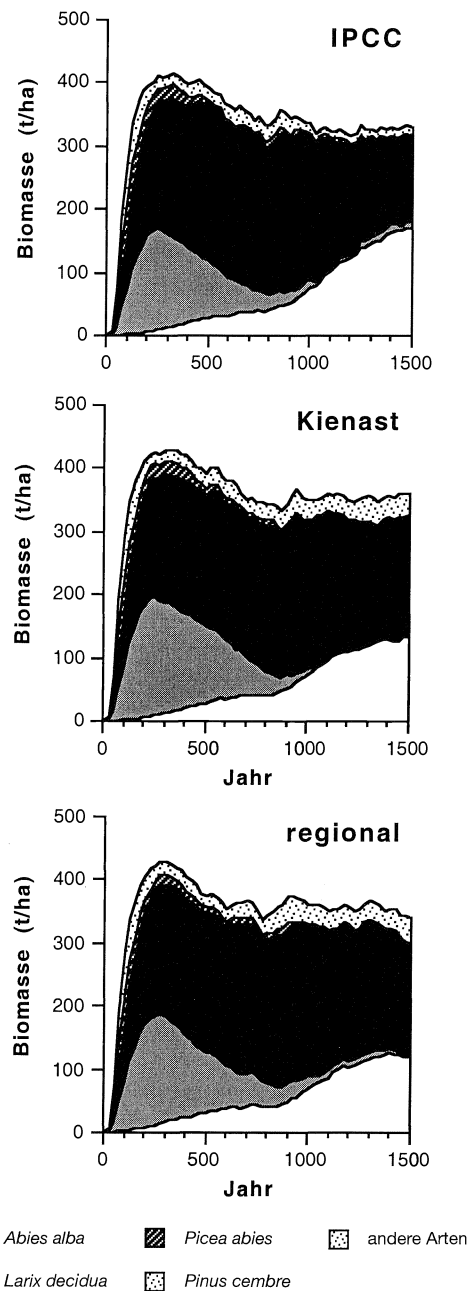


Abbildung 6: Simulierte Walddynamik unter den drei Klimaszenarien (Tabelle 2) am Standort Davos unter der Annahme, dass nur der heute vorhandene Artensatz zugelassen wird und die Verjüngung keinen klimatischen Einschränkungen unterworfen ist («Eliminationsszenario»). Jahre 0 bis 800: heutiges Klima; Jahre 800 bis 900: lineare Klimaveränderung. Jahre 900 bis 1500: konstantes, zukünftiges Klima (Tabelle 2).

4. Schlussfolgerungen

Ich habe im vorliegenden Aufsatz versucht, anhand von zwei Versionen eines Sukzessionsmodells abzuschätzen, wie empfindlich die Modellresultate als Funktion von unterschiedlichen Annahmen über die bioklimatischen Einflüsse auf Wachstum und Etablierung der Baumarten sind. Die Untersuchungen wurden sowohl unter heutigem Klima als auch unter verschiedenen Szenarien der zukünftigen Klimaentwicklung durchgeführt. Sodann wurde analysiert, wie gross der Spielraum der Forstpraxis wäre, wenn man das Ziel verfolgen würde, den Zustand der heutigen naturnahen Wälder in die Zukunft hinein aufrechtzuerhalten. Aus diesen Analysen ergeben sich fünf zentrale Folgerungen:

Erstens sind die simulierten Gleichgewichts-Artensamensetzungen und -Biomassen an sieben Standorten entlang eines

Höhengradienten in der Schweiz unter heutigem Klima wie auch unter verschiedenen Klimaveränderungsszenarien sehr ähnlich zwischen einer älteren (BUGMANN, 1996, 1997; FISCHLIN *et al.*, 1995) und einer neueren, verbesserten Modellversion (BUGMANN & SOLOMON, 1999). Das bedeutet, dass die Resultate gegenüber den hier betrachteten Modellmodifikationen an diesen Standorten robust sind. Beide Modellversionen liefern zudem plausible Resultate im Vergleich zu Expertenwissen über die standortsgerechte Artenzusammensetzung unter heutigem Klima (vgl. OTT *et al.*, 1997; WASSER *et al.*, 1996). Während es Fälle gibt, wo ein geändertes Klima nur geringe Auswirkungen hätte (Bern), ist an den meisten Standorten mit grösseren Veränderungen zu rechnen, vom Aufkommen von Wald (Gottard) über die Verschiebung von Vegetationszonen (Airolo, Adelboden, Davos) bis hin zu sehr starken Veränderungen mit Artenzusammensetzungen, die es heute im Alpenraum nirgendwo gibt (Bever) bzw. trockenheitsbedingten Zusammenbrüchen der heutigen Wälder (Sion). In den beiden letztgenannten Fällen hängen die Resultate sehr stark davon ab, welche genaue Ausprägung der Klimaveränderung man annimmt. In Anbetracht der Unsicherheit bezüglich der zukünftigen Klimaentwicklung (z. B. KATTENBERG *et al.*, 1996) dürfen die Simulationsresultate alleine deswegen nicht als «Prognosen» des zukünftigen Zustandes unserer Wälder interpretiert werden; sie stellen vielmehr Analysen der Empfindlichkeit (Sensitivität) dieser hochkomplexen Systeme gegenüber Klimaveränderungen dar, wenn man davon ausgeht, dass das Modell repräsentativ ist für die realen Waldökosysteme.

Zweitens ist die von einigen Autoren (LOEHLE & LEBLANC, 1996; SCHENK, 1996) vermutete überragende Bedeutung der in älteren Modellen (z. B. BUGMANN, 1996) enthaltenen Annahme, dass das artspezifische Baumwachstum aufgrund von Temperatureffekten gegen die südliche Verbreitungsgrenze der Art hin abnimmt und an der Verbreitungsgrenze selbst Null ist, zu relativieren: Wenn diese unrealistische Annahme ersetzt wird durch keinerlei temperaturbedingte Einschränkung des Baumwachstums an der südlichen Verbreitungsgrenze (BUGMANN & SOLOMON, 1999), so unterscheiden sich die Simulationsresultate im Gleichgewicht nur unbedeutend. Somit ist der primäre Mechanismus für die Ablösung kälteangepasster Arten durch «wärmeliebende» unter wärmeren Klimata im Modell die Konkurrenz, d. h. die kälteangepassten Arten werden in niedrigen Lagen durch die weniger hoch steigenden Arten verdrängt, was sehr realistisch erscheint.

Drittens ergeben sich aufgrund der genannten Modellmodifikation in seltenen Fällen (Standort Bever) andere Aussagen bezüglich der zu erwartenden Dynamik. Während die ältere Modellversion einen drastischen Zusammenbruch der Arvenpopulation simulierte, gefolgt von Wiederbewaldung, ergibt die neuere, verbesserte Modellversion eine graduelle Ablösung der Arve durch andere Arten. Somit sind diese rein temperaturbedingten Zusammenbrüche als Artefakt einer unrealistischen Modellannahme zu sehen (LOEHLE & LEBLANC, 1996; SCHENK, 1996). Hingegen bleibt die generelle Interpretation gültig, dass die Klimaveränderung (100 Jahre) viel schneller verläuft als die Sukzessionsdynamik (500 bis 600 Jahre), womit die Gebirgswaldökosysteme der Alpen an vielen Standorten während Jahrhunderten nicht im Gleichgewicht mit dem Klima stünden.

Viertens erweist es sich, dass nicht klimabedingte Verjüngungsprobleme im Modell die Ursache für die ökosystemaren Veränderungen sind, sondern die klimatischen Einwirkungen auf das Baumwachstum und damit indirekt auf die Konkurrenz. Somit könnte mit Pflanzungen der heute vorhandenen Arten allein nicht verhindert werden, dass sich die Waldzusammensetzung stark ändert. Hingegen erscheint es mindestens theoretisch möglich, im Rahmen von Durchforstungen alle heute nicht zur natürlichen Vegetation gehörenden, neu auftretenden

Arten zu eliminieren und so die heutigen naturnahen Wälder in der Zukunft zu erhalten. Allerdings dürften auch diese Wälder, die erzwungenermassen im Ungleichgewicht mit dem zukünftigen Klima stünden, besonders anfällig auf Stressoren sein, was die Nachhaltigkeit dieser Strategie in Frage stellt. Zudem wäre ein derartiges flächendeckendes Management wohl kaum zu finanzieren. Es ist deshalb sehr wahrscheinlich, dass wir uns auf weitreichende Veränderungen im heutigen Landschaftsbild einzustellen hätten.

Fünftens ist es eindeutig so, dass die Stärken der Gap-Modelle darin liegen, mittlere Entwicklungstendenzen für ein grösseres Gebiet (z. B. die «Region Davos» oder das Oberengadin) wiederzugeben; sie können nicht sinnvoll angewendet werden, um die Entwicklung eines konkreten Kleinstandortes im Gebirge im Lauf der nächsten Jahrzehnte zu «prognostizieren». Viele Faktoren, die am Kleinstandort entscheidend sein können, werden von FORCLIM gar nicht oder nur sehr grob bzw. pauschal abgebildet (vgl. beispielsweise die Modellierung der Verjüngungsraten). Der Wert dieser Modelle liegt darin, komplexe Daten zu strukturieren, kritische Parameter zu identifizieren, weitergehende Forschungsfragen zu formulieren und letztlich ohne Spekulation einen ersten, wenn auch groben Blick in die Zukunft zu werfen und so Informationen für die Entwicklung von Bewirtschaftungsmassnahmen zu liefern.

Abschliessend stellt sich die Frage, ob diese Resultate in Handlungsstrategien für die forstliche Praxis umgesetzt werden können. Angesichts der Tatsache, dass zumindest im Moment nicht bekannt ist, wie sich das Klima auf regionalem Massstab wirklich verändern wird, und dass auch die hier angewendeten Sukzessionsmodelle mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind (vgl. BUGMANN *et al.*, 1996b), muss man Strategien entwickeln, die Ressourcenmanagement unter einer unsicheren Zukunft ermöglichen (vgl. CHRISTIANSEN *et al.*, 1996). In Anbetracht der langen Planungszeiträume der Forstwirtschaft ist dies aber äusserst schwierig, müsste man doch bereits heute Massnahmen zu treffen beginnen, um die Schutz-, Nutz- und Erholungsfunktion unserer Wälder über die zweite Hälfte des 21. Jahrhunderts hinaus zu gewährleisten. Die oft gehörte Empfehlung, möglichst Mischwälder anzustreben, ist nicht hinreichend; sie ist zudem in den gemäss der vorliegenden Analyse empfindlichsten Regionen wie dem Oberengadin und dem Walliser Rhonetal unter dem heutigen Klima kaum durchführbar. Trotzdem dürfte es sinnvoll sein, in der waldbaulichen Behandlung darauf zu achten, dass alle Baumarten, die heute zur naturgemässen Vegetation eines Standorts gehören, sich auch verjüngen können. Solche Mischbestände sind sicher besser in der Lage, die kritischen Schutzfunktionen unter einer Klimaveränderung zu sichern als einförmige Reinbestände, aber eine Gewähr dafür besteht nicht.

Die einzige wirkliche Lösung des Problems, dass rasche anthropogene Klimaveränderungen ab dem nächsten Jahrhundert starke Auswirkungen auf unsere Gebirgswaldökosysteme haben könnten, liegt allerdings nicht bei «end-of-pipe»-Ansätzen, sondern bei der Ursachenbekämpfung: Keine weitere Abholzung von Wäldern und Reduktion der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Während die schweizerische Gesetzgebung in der ersten Hinsicht vorbildlich ist und unsere Wälder sogar seit einigen Jahrzehnten netto Kohlenstoff aus der Atmosphäre binden, könnte die schweizerische Waldwirtschaft bezüglich der Substitution von fossilen Energieträgern einen stärkeren Beitrag leisten (vgl. z. B. FISCHLIN & BUGMANN, 1994). Allerdings müssten Politik und Gesellschaft diesen Auftrag erteilen und in der Folge auch zu ihm stehen.

Zusammenfassung

Die für das nächste Jahrhundert zu erwartenden, vom Menschen verursachten Klimaveränderungen globalen Ausmasses gehören zu den prominenten Problemen unserer Zeit. Quantitativen mathematischen Modellen kommt bei der Abschätzung der möglichen langfristigen Folgen von Klimaveränderungen auf Waldökosysteme eine wichtige Rolle zu.

Um die Auswirkungen auf die zukünftige Baumartenzusammensetzung und Waldbiomasse zu studieren, werden häufig sog. «Gap-Modelle» angewendet, welche die Waldsukzession auf der Basis eines kleinflächigen räumlichen Mosaiks simulieren. Diese Modelle wurden verschiedentlich stark kritisiert bezüglich der Zuverlässigkeit ihrer Aussagen. In diesem Aufsatz werden zwei Versionen des Gap-Modells FORCLIM mit der Realität wie auch untereinander an sieben Standorten in den Schweizer Alpen verglichen, um einen zentralen Kritikpunkt zu analysieren und zudem abzuschätzen, was forstwirtschaftliche Massnahmen im Hinblick auf die Erhaltung der heutigen naturnahen Wälder bewirken könnten.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit Gap-Modellen zuverlässige Aussagen möglich sind. In einzelnen Fällen hat eine Klimaveränderung nur geringe Konsequenzen, aber an den meisten Standorten wäre mit grösseren Veränderungen zu rechnen, vom Aufkommen von Wald in der heutigen alpinen Zone über die Verschiebung von Vegetationszonen bis hin zu sehr starken Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung oder trockenheitsbedingten Waldzusammenbrüchen. In Anbetracht der Unsicherheiten in den Klimaszenarien wie auch in den Waldmodellen können diese Resultate aber nicht als Prognosen interpretiert werden, sondern dienen lediglich der Abschätzung der Empfindlichkeit (Sensitivität) dieser hochkomplexen Systeme gegenüber Klimaveränderungen. Weil die Klimaveränderungen viel schneller ablaufen als die Sukzessionsdynamik, wären die Gebirgswaldökosysteme in den Alpen während mindestens 500 Jahren nicht im Gleichgewicht mit dem Klima, was ihre Anfälligkeit auf zusätzliche Stressoren (Immissionen, Schalenwild, Borkenkäfer, Pathogene) erhöhen dürfte.

Die Resultate werden im Hinblick auf Handlungsstrategien für die forstliche Praxis diskutiert.

Résumé

Changements anthropogéniques du climat, processus de succession et pratiques forestières

L'impact des activités humaines sur le système climatique, que l'on attend pour le siècle prochain, est une préoccupation centrale de la recherche actuelle. Dans ce contexte, les modèles mathématiques jouent un rôle important afin d'estimer les effets des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers.

Parmi ces modèles, les 'gap models' ont souvent été utilisés pour estimer l'impact de ces effets sur la composition des forêts et sur leur biomasse. Les 'gap models' simulent les successions forestières à l'aide d'une mosaïque de 'patches' (parcelles, peuplements) d'âges différents. Ces dernières années, la robustesse des résultats obtenus par ces modèles dans le cadre de l'étude des changements climatiques a été sérieusement mise en question. Dans cet article, nous comparons deux versions du 'gap model' FORCLIM, et nous les confrontons à des données sur sept sites des Alpes suisses pour évaluer les critiques précédentes. Par la même occasion, nous évaluons les possibilités de maintenir les forêts proches de la nature actuelles à l'aide de mesures de gestion forestière.

Nos résultats suggèrent que les estimations des 'gap models' sont plus robustes que ce que l'on pouvait penser auparavant. Tandis que, pour quelques sites, un changement climatique n'aurait pratiquement pas de conséquences écologiques, pour

la majorité d'entre eux les simulations prévoient des changements considérables. Ces changements se traduisent par l'extension des forêts au détriment de la zone alpine, par un déplacement général des différents étages forestiers, mais aussi par des changements majeurs de la composition forestière, et enfin par des dépérissements causés par les sécheresses. Compte-tenu des incertitudes liées aux simulations du climat futur, ainsi qu'à la formulation des 'gap models', ces résultats ne doivent pas être perçus comme des prédictions du futur des paysages forestiers. Cependant, ils mettent en évidence la sensibilité de ces écosystèmes très complexes aux facteurs climatiques. Comme les changements climatiques considérés se produisent sur une échelle de temps inférieure à celle de la dynamique propre des forêts, les écosystèmes forestiers des Alpes seraient en déséquilibre avec le climat pendant au moins 500 ans. Cette situation est susceptible d'augmenter leur vulnérabilité aux autres facteurs de stress (p.e. pollution, ongulés, bostryches ou pathogènes).

Au vu de ces résultats, nous étudions les mesures de gestion forestière qui pourraient atténuer les conséquences de ces changements pour l'exploitation des ressources forestières.

Traduction: LAURENT KERGOAT

Summary

Anthropogenic Climate Change, Successional Processes and Forest Management Options

Anthropogenic changes of the global climate as anticipated for the next century are among the most prominent research issues today, and quantitative mathematical models have an important role for assessing the possible long-term impacts of climatic changes on forest ecosystems.

To study these effects on the future tree species composition and biomass storage, the so-called «gap models» are often being used. Gap models simulate forest succession based on a small-scale spatial mosaic of forest patches of different ages. Over the past years, these models were seriously criticized regarding the robustness of their projections under climatic change conditions. In this paper, two versions of the gap model FORCLIM are compared among each other as well as against reality at seven sites in the European Alps to analyze a central focus of these critiques; at the same time, the possible contribution of forestry measures towards the maintenance of current near-natural forests under a changed climate is evaluated.

The results suggest that the projections of gap models are more robust than previously thought. At a few sites, climatic change would induce almost negligible ecological changes, but at most of the sites considerable changes have to be expected, ranging from afforestation in the current alpine zone and shifts in vegetation belts to very strong changes in the simulated species composition and drought-induced forest dieback. Taking into consideration the uncertainties in both the simulations of future climate as well as those in the formulation of gap models, these results must not be interpreted as predictions of the future state and fate of forests; rather, they serve to assess the sensitivity of these highly complex systems with respect to climatic parameters. Due to the fact that the assumed changes in climate proceed much faster than successional dynamics, mountain forest ecosystems in the Alps would be in a disequilibrium with climate for at least 500 years. This would be likely to increase their susceptibility to other stressors (e.g. pollution, browsing, bark beetles, or pathogens).

These results are discussed with respect to forestry options aimed at adapting to or mitigating the simulated changes in forest resources.

Literatur

- ABER, J.D.; BOTKIN, D.B.; MELILLO, J.M. 1979. Predicting the effects of different harvesting regimes on productivity and yield in northern hardwoods. *Can. J. For. Res.* 9: 10–14.
- ANDRZEJCZYK, T.; BRZEZIECKI, B. 1995. The structure and dynamics of old-growth *Pinus sylvestris* (L.) stands in the Wigry National Park, north-eastern Poland. *Vegetatio* 117: 81–94.
- ANONYM 1995. Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich. Amt für Raumplanung des Kantons Zürich, Zürich, 56 S.
- BONAN, G.B.; SIROIS, L. 1992. Air temperature, tree growth, and the northern and southern range limits to *Picea mariana*. *J. Veg. Sci.* 3: 495–506.
- BOTKIN, D.B.; JANANK, J.F.; WALLIS, J.R. 1972. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *J. Ecol.* 60: 849–872.
- BOTKIN, D.B.; JANANK, J.F.; WALLIS, J.R. 1973. Estimating the effects of carbon fertilization on forest composition by ecosystem simulation. In: WOODWELL, G.M.; PECAN, E.V. (Hrsg.), Carbon and the biosphere. U.S. Department of Commerce, Washington D.C., 328–344.
- BUGMANN, H. 1994. On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study. Diss ETH No. 10638, Zürich, 258 s.
- BUGMANN, H. 1996. A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology* 77: 2055–2074.
- BUGMANN, H. 1997. Sensitivity of forests in the European Alps to future climatic change. *Clim. Res.* 8: 35–44.
- BUGMANN, H.; CRAMER, W. 1998. Improving the behaviour of forest gap models along drought gradients. *For. Ecol. Manage.* 103: 247–263.
- BUGMANN, H.; FISCHLIN, A. 1994. Comparing the behaviour of mountainous forest succession models in a changing climate. In: BENISTON, M. (Hrsg.), Mountain environments in changing climates. Routledge, London, 204–219.
- BUGMANN, H.K.M.; SOLOMON, A.M. 1999. Explaining forest biomass and composition across multiple biogeographical regions. *Ecol. Applications* 9: im Druck.
- BUGMANN, H.; FISCHLIN, A.; KIENAST, F. 1996a. Model convergence and state variable update in forest gap models. *Ecol. Modelling* 89: 197–208.
- BUGMANN, H.K.M.; YAN XIAODONG; SYKES, M.T.; MARTIN, P.; LINDNER, M.; DESANKER, P.V.; CUMMING, S.G. 1996b. A comparison of forest gap models: Model structure and behaviour. *Clim. Change* 34: 289–313.
- BUSING, R.T. 1998. Composition, structure and diversity of cove forest stands in the Great Smoky Mountains: a patch dynamics perspective. *J. Veg. Sci.* 9: 881–890.
- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT) 1996. Critical loads of nitrogen and their exceedances. Federal Office of Environment, Forest and Landscape, Environmental Series No. 275, Bern.
- CHRISTIANSEN, N.L. *et al.* 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecol. Applications* 6: 665–691.
- EHLERINGER, J.R.; FIELD, C.B. (Hrsg.) 1993. Scaling physiological processes: leaf to globe. Academic Press, San Diego, 388 S.
- ELLENBERG, H.; KLÖTZLI, F. 1972. Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes.* 48: 587–930.
- FISCHLIN, A.; BUGMANN, H. 1994. Können forstliche Massnahmen einen Beitrag zur Reduktion der Schweizerischen CO₂-Emissionen leisten? *Schweiz. Z. Forstwes.* 145: 275–292.
- FISCHLIN, A.; BUGMANN, H.; GYALISTRAS, D. 1995. Sensitivity of a forest ecosystem model to climate parametrization schemes. *Environ. Pollut.* 87: 267–282.
- FRELICH, L.E.; LORIMER, C.G. 1991. Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the upper Great Lakes Region. *Ecol. Monographs* 61: 145–164.
- GOFF, F.G.; WEST, D. 1975. Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *For. Sci.* 21: 98–108.
- GWG (Schweizerische Gebirgswaldpflegegruppe) 1995. Erwartungen der GWG an die Forschung und Lehre. Ergebnisse einer Umfrage. GWG, Maienfeld, 5 S.
- GYALISTRAS, D.; STORCH, H. VON; FISCHLIN, A.; BENISTON, M. 1994. Linking GCM generated climate scenarios to ecosystems: case studies of statistical downscaling in the Alps. *Clim. Res.* 4: 167–189.
- HARCOMBE, P.A. 1987. Tree life tables. *Bioscience* 37: 557–568.
- HOUGHTON, J.T.; JENKINS, G.J.; EPHRAUMS, J.J. (Hrsg.) 1990. Climate change – the IPCC scientific assessment. Report prepared for IPCC by Working Group I. Cambridge Univ. Press, Cambridge a.o., 365 S.
- HOUGHTON, J.T.; MEIRA FILHO, L.G.; CALLANDER, B.A.; HARRIS, N.; KATTENBERG, A.; MASKELL, K. (Hrsg.) 1996. Climate Change 1995 – the science of climate change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 572 S.
- KATTENBERG, A. GIORGI, F.; GRASSL, H.; MEEHL, G.A.; MITCHELL, J.F.B.; STOUFFER, R.J.; TOKIOKA, T.; WEAVER, A.J.; WIGLEY, T.M.L. 1996. Climate models – Projections of future climate. In: HOUGHTON, J.T.; *et al.* (Hrsg.), Climate Change 1995 – The science of climate change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 285–357.
- KELLOMÄKI, S.; VÄISÄNEN, H.; HÄNNINEN, H.; KOLSTRÖM, T.; LAUHANEN, R.; MATTILA, U.; PAJARI, B. 1992. SIMA: a model for forest succession based on the carbon and nitrogen cycles with application to silvicultural management of the forest ecosystem. *Silva Carelica* 22: 91 S.
- KIENAST, F. 1991. Simulated effects of increasing CO₂ on the successional characteristics of Alpine forest ecosystems. *Landscape Ecology* 5: 225–238.
- KIRSCHBAUM, M.U.F.; FISCHLIN, A.; CANNELL, M.G.R.; CRUZ, R.V.O.; GALINSKI, W.; CRAMER, W. 1996. Climate change impacts on forests. In: WATSON, R.T. *et al.*, Climate Change 1995 – Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analyses. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 95–129.
- KORPEL, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Stuttgart, 310 S.
- KRÄUCHI, N. 1994. Modelling forest succession as influenced by a changing environment. Diss. ETH No. 10479. Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. 69: 143–271.
- KRAMER, K. 1995. Phenology and growth of European trees in relation to climate change. Ph.D. Thesis Landbouw Universiteit Wageningen, The Netherlands, 210 S.
- LEMÉE, G. 1987. Dynamique de fermeture par régénération et évolution morphométrique du hêtre dans les vides d'une forêt non exploitée (Réserves biologiques de la forêt de Fontainebleau). *Bull. Ecol.* 18: 1–11.
- LERTZMAN, K.P.; KREBS, C.J. 1991. Gap-phase structure of a subalpine old-growth forest. *Can. J. For. Res.* 21: 1730–1741.
- LERTZMAN, K.P.; SUTHERLAND, G.D.; INSELBERG, A.; SAUNDERS, S.C. 1996. Canopy gaps and the landscape mosaic in a coastal temperate rain forest. *Ecology* 77: 1254–1270.
- LOEHLE, C.; LEBLANC, D. 1996. Model-based assessments of climate change effects on forests: a critical review. *Ecol. Modelling* 90: 1–31.
- MOORE, A.D. 1989. On the maximum growth equation used in forest gap simulation models. *Ecol. Modelling* 45: 63–67.
- NIENSTAEDT, H. 1967. Chilling requirements in seven *Picea* species. *Silvae Genetica* 16: 65–68.
- OTT, E.; FREHNER, M.; FREY, H.U.; LÜSCHER, P. 1997. Gebirgswald: Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Haupt, Bern.
- PACALA, S.W.; HURTT, G.C. 1993. Terrestrial vegetation and climate change: Integrating models and experiments. In: KAREIVA, P.M.; KINGSOLVER, J.G.; HUEY, R.B. (Hrsg.), Biotic interactions and global change. Sinauer Associates, Sunderland MA, 57–74.
- PASTOR, J.; POST, W.M. 1985. Development of a linked forest productivity-soil process model. U.S. Dept. of Energy, ORNL/TM-9519.

- PASTOR, J.; POST, W.M. 1988. Response of northern forests to CO₂-induced climate change. *Nature* 334: 55–58.
- PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Hrsg.) 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando a.o., 472 S.
- PRENTICE, I.C.; CRAMER, W.; HARRISON, S.P.; LEEMANS, R.; MONSERUD, R.A.; SOLOMON, A.M. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *J. Biogeogr.* 19: 117–134.
- PRETZSCH, H. 1992. Zunehmende Unstimmigkeit zwischen erwartetem und wirklichem Wachstum unserer Waldbestände. Konsequenzen für zukünftige ertragskundliche Informationssysteme. *Forstwiss. Centralblatt* 111: 366–382.
- SCHENK, H.J. 1996. Modeling the effects of temperature on growth and persistence of tree species: A critical review of tree population models. *Ecol. Modelling* 92: 1–32.
- SHUGART, H.H. 1984. A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models. Springer, New York, 278 S.
- SHUGART, H.H. 1998. Terrestrial ecosystems in changing environments. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 537 S.
- SHUGART, H.H.; EMANUEL, W.R. 1985. Carbon dioxide increase: The implications at the ecosystem level. *Plant, Cell and Environment* 8: 381–386.
- SHUGART, H.H.; McLAUGHLIN, S.B. 1985. Modeling SO₂ effects on forest growth and community dynamics. In: WINNER, W.E.; MOONEY, H.A.; GOLDSTEIN, R.A. (Hrsg.), Sulfur dioxide and vegetation: Physiology, ecology and policy issues. Stanford Univ. Press, Stanford CA, 478–491.
- SMA (Schweizerische Meteorologische Anstalt) 1901–1990. Annalen der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt, Zürich.
- SOLOMON, A.M. 1986. Transient response of forests to CO₂-induced climate change: Simulation modeling experiments in eastern North America. *Oecologia* 68: 567–579.
- SYKES, M.T.; PRENTICE, I.C.; CRAMER, W. 1996. A bioclimatic model for the potential distribution of north european tree species under present and future climates. *J. Biogeogr.* 23: 203–233.
- SZWAGRZYK, J. 1992. Small-scale spatial patterns of trees in a mixed *Pinus sylvestris-Fagus sylvatica* forest. *For. Ecol. Manage.* 51: 301–315.
- VOLZ, R.; NAUSER, M.; SCHIESS, C.; KÜTTEL, M. 1998. Auswirkungen von Klimaänderungen: Fragen an die Forschung. Umweltmaterialien Nr. 93, BUWAL, Bern, 30 S.
- WASSER, B. *et al.* 1996. Wegleitung minimale Pflegemassnahmen für Wälder mit Schutzfunktion. Schriftenreihe Vollzug Umwelt, BUWAL, Bern.
- WATSON, R.T.; ZINYOWERA, M.C.; MOSS, R.H. (Hrsg.) 1996. Climate Change 1995 – impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analyses. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 879 S.
- WATT, A.S. 1925. On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. *J. Ecol.* 13: 27–73.
- WATT, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.* 35: 1–22.

Verfasser:

PROF. DR. HARALD BUGMANN, Institut of Arctic and Alpine Research (INSTAAR) und National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, Colorado 80307-3000, USA.

Danksagung

MONIKA FREHNER (Sargans), OTTMAR HOLDENRIEDER (Zürich) und JÜRGE WALCHER (Glarus) haben eine erste Version dieses Aufsatzes kritisch durchgesehen und mit unzähligen nützlichen Hinweisen und Vorschlägen wesentlich zu seiner Verbesserung beigetragen.

Adresse ab 1. September 1999:
Gebirgswaldökologie, Departement Forstwissenschaften,
ETH-Zentrum, 8092 Zürich.
E-Mail: bugmann@waho.ethz.ch.