

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse

Herausgeber: Schweizerischer Forstverein

Band: 158 (2007)

Heft: 6

Artikel: Bewertung von Handlungsstrategien in Schutzwäldern : ein integraler Modellansatz

Autor: Brang, Peter / Hallenbarter, Dionys

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1097927>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 02.05.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Bewertung von Handlungsstrategien in Schutzwäldern: Ein integraler Modellansatz

Peter Brang Eidgenössische Forschungsanstalt WSL (CH)*
Dionys Hallenbarter Eidgenössische Forschungsanstalt WSL (CH)

Valuation of management strategies in protection forests: an integrative modeling approach

Cost-effective management of protection forests demands an integration of ecological, technical and economical knowledge. To date, this integration has only been partly achieved and is therefore difficult to comparatively evaluate different management strategies, i.e. combinations of preventive operations (thinning, planting) and reactive treatments after disturbances (salvage harvesting, fill planting or re-planting, construction of defensive structures). This paper describes the prototype of a protection forest model that enables such evaluations and demonstrates its application in four case studies. The model is based on a modified Markov chain approach and contains six modules: The stand dynamics module simulates the development of 16 stand types (e.g., multi-storied stand). The disturbances module calculates the areas affected by storm and insect damage. The silvicultural operations module defines silvicultural strategies. The risk module estimates the hazard potential, the damage potential and probable damage from natural hazards. The costs module summarizes management costs, and the last module enables a cost-benefit analysis of the strategy chosen. The model runs over a 150 year period in 10 year steps. By modifying the assumptions of various parameters, the model can be used to identify the drivers of the protection forest system. In general, the application to the case studies showed plausible model behavior. Finally, the paper presents pathways for improving and validating the model.

Keywords: protection forest, simulation models, natural hazards, forest dynamics, forest management, disturbances, economics

doi: 10.3188/szf.2007.0176

* Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, E-Mail brang@wsl.ch

Das Schutzwaldmanagement ist eine komplexe Aufgabenstellung, bei der ökologische, technische und ökonomische Aspekte zu berücksichtigen sind. Die ökologischen Aspekte betreffen vor allem die Bestandesdynamik, also Baumwachstum, Baumverjüngung und Baummortalität und deren Abhängigkeit von Umweltfaktoren. Häufig werden diese Prozesse durch natürliche Störungen wie Windwürfe, Borkenkäferkalamitäten und Feuer beeinflusst (vgl. White & Pickett 1985). Da solche Störungsereignisse die Bestandesstrukturen verändern, beeinflussen sie auch die Schutzwirkung eines Waldes, zum Beispiel gegen Steinschlag und Lawinen (Dorren et al 2004, Brang et al 2006, Ammann 2006).

Auch waldbauliche Eingriffe wie Durchforstungen und Kahlschläge können als Störungen betrachtet werden (Oliver & Larson 1990). Andere Eingriffe wie Säen oder Pflanzen beschleunigen hingegen die Wiederbewaldung nach einer Störung. Im Schutzwald können Eingriffe entweder präventiv oder als Reaktion auf natürliche Störungen erfolgen.

Präventive Eingriffe sollen den Anteil von Beständen mit mangelnder oder unsicherer Schutzwirkung langfristig vermindern, indem sie diese störungsresistenter machen oder – nach Störungen – resilienter (bzw. elastischer, Brang 2001). Je resilienter ein Wald ist, desto rascher verläuft die Wiederbewaldung nach einer Störung. Reaktive Eingriffe sollen die Schutzwirkung des Waldes nach einer natürlichen Störung wieder herstellen.

Neben ökologischen Kenntnissen ist im Umgang mit Schutzwäldern auch physikalisch-technisches Know-how nötig, da die Schutzwirkung von den Wechselbeziehungen zwischen Naturgefahren (beispielsweise Lawinen), Terrain (zum Beispiel Neigung und Rauigkeit) und Bäumen abhängt.

Schliesslich sind im Schutzwaldmanagement auch ökonomische Kenntnisse gefordert. Die Herausforderung besteht hier darin, dass der Nutzen von Eingriffen – die Minimierung von Naturgefahrenrisiken auf ein annehmbares Niveau – sich nicht ohne weiteres monetär ausdrücken lässt. Das wahrscheinliche Schadenausmass, welches Naturgefahren

verursachen können, ist schwierig abzuschätzen, denn Häufigkeit und Ausmass von Naturereignissen und die damit verbundenen Schäden an der Infrastruktur sind stochastische Prozesse. Erschwert wird die ökonomische Bewertung zudem dadurch, dass die Schutzziele langfristig aufrechterhalten werden sollen. Sollen Handlungsstrategien nun verglichen werden, dann müssen Kosten und Nutzen jeder Strategie über lange Zeiträume monetär bewertet werden.

In den letzten zehn Jahren hat die Forschung zwar die Kenntnisse ökologischer und technischer Aspekte des Schutzwaldmanagements erheblich erweitert (Brang et al 2001, Frey & Thee 2002, Schönenberger & Brang 2004, Bebi et al 2004, Dorren et al 2004, Rickli et al 2004, Wehrli 2005, Stoffel et al 2006). Es mangelt aber immer noch an ökonomischen und integralen Ansätzen. Daher ist es nach wie vor schwierig, Behandlungsoptionen zu vergleichen. In diesem Aufsatz wird ein Simulationsmodell beschrieben, das eine solche integrale Sichtweise ermöglicht. Dieses Schutzwaldmodell (SWM) soll Antworten auf zwei übergeordnete Fragen liefern:

1. Wie gross sind Kosten und Nutzen von Handlungsstrategien in Schutzwäldern, im Besonderen a) präventive, b) reaktive und c) keine Eingriffe?
2. Welche Annahmen und Faktoren beeinflussen Kosten und Nutzen von Handlungsstrategien am stärksten?

Wenn das Modell einmal die obigen Fragen beantworten kann, wird es wichtige Grundlagen für die Praxis liefern. Es ist aber heute noch nicht so weit entwickelt, dass die Praktiker es selber nutzen können. Während in Brang et al (2004) die Grundidee des SWM dargestellt wurde, werden in diesem Aufsatz die Grobstruktur des Modells beschrieben, sein Potenzial anhand von beispielhaften Anwendungen aufgezeigt und Möglichkeiten zu seiner Weiterentwicklung skizziert.

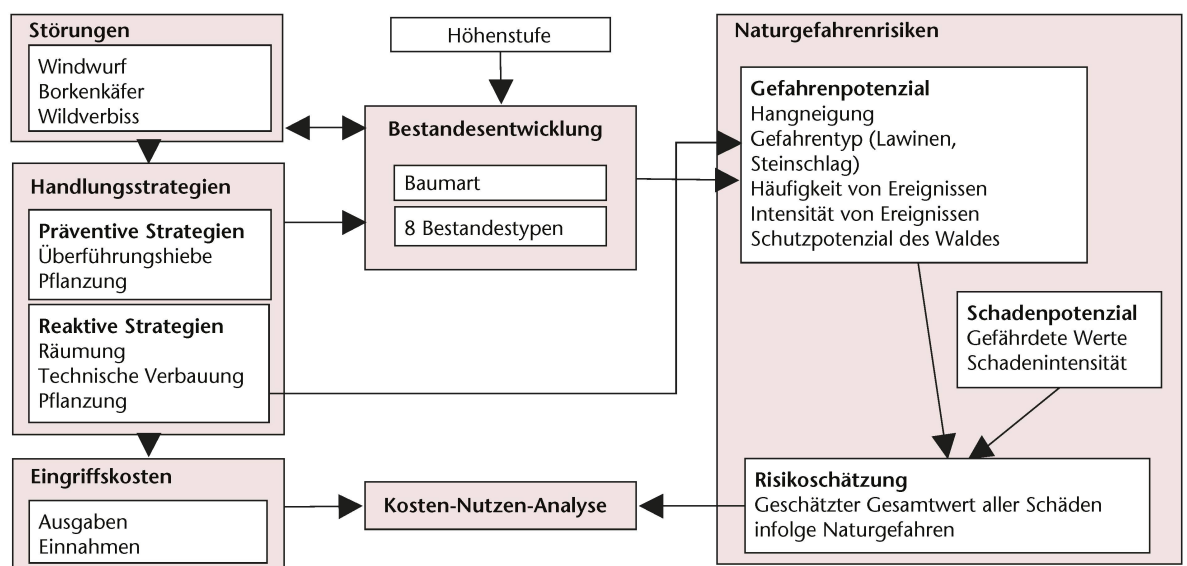
Beschreibung des Schutzwaldmodells

Anforderungen

Angesichts der Zielsetzung des SWM und im Hinblick auf die Datenverfügbarkeit wurden folgende Anforderungen an das Modell formuliert. Im jetzigen Zustand erfüllt es diese bereits weitgehend.

- Die meisten Parameter sind als Variablen implementiert und können so leicht verändert werden.
- Das SWM ist für Anwendungen in ganzen Regionen (einige tausend Hektaren) gedacht. Bei Anwendung für einzelne Bestände ist zu beachten, dass das Modell nur lokal wirksame Faktoren teilweise nicht berücksichtigt.
- Das SWM ist für die wichtigsten Vegetationsgürtel, z.B. Fichtenwälder (*Picea abies* [Karst.] L.), in Schutzwäldern der europäischen Alpen anwendbar.
- Das SWM kann übliche Handlungsstrategien abbilden, im Besonderen einzelstammweise bis kleinflächige Holznutzung, Pflanzung, Räumung und Liegenlassen des Holzes nach natürlichen Störungen, technische Verbauung sowie das Befestigen gefällter Baumstämme schräg zum Hang.
- Das SWM berücksichtigt natürliche Störungen durch Wind, Insekten und Wildverbiss und deren Auswirkungen auf die Bestandesentwicklung.
- Das SWM unterscheidet zwischen Bestandestypen, sofern sich deren Schutzwirkung wesentlich unterscheidet.
- Die Bestandestypen entsprechen Entwicklungsstufen, die im Schweizerischen Landesforstinventar (LFI) verwendet werden.
- Die Bestandestypen können sich in ihrer Störungsresistenz unterscheiden.
- Das SWM erlaubt es, Handlungsstrategien über einen Zeitraum von bis zu 150 Jahren vergleichend zu bewerten.

Abb 1 Die sechs Module des Schutzwaldmodells (eingefärbt) und wichtige Wirkungen zwischen und innerhalb der Module (Pfeile).



- Das SWM gibt die Entwicklung des Waldes, der Schutzwirkung, der Eingriffskosten und der geschätzten Schäden durch Naturgefahren tabellarisch und grafisch wieder.
- Das SWM warnt den Benutzer bei unrealistischen oder widersprüchlichen Annahmen.

Modellaufbau

Das SWM besteht aus den sechs Modulen 1) Bestandesentwicklung, 2) Störungen, 3) Handlungsstrategien, 4) Eingriffskosten, 5) Naturgefahrenrisiken, 6) Kosten-Nutzen-Analyse (Abbildung 1). Es betrachtet einen Zeitraum von 150 Jahren und generiert alle zehn Jahre neue Ergebnisse. Alle Eingangsgrößen werden im Jahre 0 gewählt und bleiben in einer Simulation unverändert. Das SWM ist in Microsoft®Excel 2002 implementiert.

Modul Bestandesentwicklung

Das Kernstück des SWM, welches den Anteil von Bestandestypen (noch ohne Störungen) beschreibt, ist ein modifiziertes Markovketten-Modell¹. Solche Modelle wurden oft verwendet, um Waldsukzessionen zu modellieren (zum Beispiel Usher 1992, Acevedo et al 1995, Benabdellah et al 2003, Feldman et al 2005).

¹ Genauer ist das SWM eine stationäre, ergodische Markov-Kette dritter Ordnung mit diskreten Zeitschritten (Jeffers 1988). «Stationär» bedeutet, dass die Übergangswahrscheinlichkeiten (Übergangsraten) zwischen den Bestandestypen zeitlich konstant sind; «ergodisch», dass es keine absorbierenden Bestandestypen aufweist, also Typen, aus denen keine Übergänge in andere Bestandestypen mehr möglich sind; «dritter Ordnung» bedeutet, dass ein Modellzustand nicht nur vom vorangehenden Zustand abhängt, sondern vom vorvorletzten; und «diskret» bedeutet schliesslich, dass das Modell einen diskreten Zeitschritt verwendet (nämlich 10 Jahre), Zeit also nicht als Kontinuum betrachtet. Die Stationarität des SWM ist allerdings unvollkommen, weil einige Übergangsraten nicht fix sind, sondern von der vorherigen Bestandestypenverteilung abhängen.

Die grosse Vielfalt der Bestände in Schweizer Bergwäldern wurde, stark vereinfachend, auf acht Bestandestypen reduziert (Tabelle 1). Jungwuchs (3 Typen), Dickung (2 Typen), Stangen- und Baumholz (ein- oder zweischichtige Stangen- und Baumhölzer), Starkholz (ein- oder zweischichtig) und ungleichförmige Bestände. Die Bestandestypen Jungwuchs und Dickung wurden weiter unterteilt, je nachdem ob in den Vorbeständen die Bäume nach Störungen genutzt wurden («geräumt») oder liegen blieben («belassen»). Nach geplanten waldbaulichen Eingriffen entstandener Jungwuchs ist ein zusätzlicher Bestandestyp, der sich, gleich wie ein geräumter Jungwuchs, zu einer geräumten Dickung entwickelt. Mit ungleichförmigen Beständen meinen wir alle Bestände, die mehr als zwei Schichten aufweisen. Dazu gehören Plenterwälder, andere einzeltammweise genutzte Wälder und kleinflächige Mosaik anderer Bestandestypen.

Jeder Bestandestyp kann im Weiteren in zwei Untertypen auftreten: als Typ mit «normaler» Bestandesdichte (Stammzahl) und als Typ mit «geringer» Dichte. Ein Bestand mit «geringer» Dichte weist einen Stand Density Index (SDI, Reineke 1933, Daniel & Sterba 1980) von unter 400 auf, was eine lockere Bestockung bedeutet. Versuchsflächendaten aus der Schweiz und aus dem Ausland zeigen, dass der SDI von normal bestockten Baumhölzern meist deutlich über 400 liegt (WSL, unveröffentlichte Daten). Wir nehmen an, dass die Schutzwirkung von Beständen mit einem SDI < 400 nicht ausreichend ist, eine Definition, die auch im LFI verwendet wurde (Brändli & Herold 1999). Insgesamt ergeben sich so $8 * 2 = 16$ Bestandestypen und damit eine Matrix der Übergangsraten zwischen den Typen mit 16 Reihen und 16 Spalten.

Für jeden Modelllauf sind die Ausgangsanteile jedes Bestandestyps im Jahr 0 in Flächenprozent anzugeben. Weitere Ausgangsdaten sind die gesamte Waldfläche und der Anteil der Waldfläche, die auch ohne Eingriffe permanent genügend schutzwirksam ist.

In jeder Zeitperiode verharrt ein bestimmter Anteil jedes Bestandestyps im gleichen Bestandestyp, und der Rest geht in andere Typen über (Abbildung 2). Beispielsweise wird aus 30% eines Jungwuchses innert zehn Jahren eine Dickung, 70% bleiben in der Jungwuchsstufe. Die möglichen Übergänge sind definiert, und jede Übergangsraten ist als Variable implementiert. Die Übergangsraten werden von Wachstum, Störungen und waldbaulichen Eingriffen beeinflusst. Der Prototyp des SWM unterscheidet nicht zwischen Baumarten, standörtlichen Bedingungen und Höhenstufen. Durch unterschiedliche Parametrisierung in mehreren Simulationen können jedoch Baumart, Standort und Höhenstufe im Modell berücksichtigt werden.

Bestandestyp	Definition
Jungwuchs nach Eingriff	$h_{dom} < 2.0 \text{ m}$
Jungwuchs nach Störung, belassen	$h_{dom} < 2.0 \text{ m}$
Jungwuchs nach Störung, geräumt	$h_{dom} < 2.0 \text{ m}$
Dickung, ohne liegendes Holz	$h_{dom} \geq 2.0 \text{ m}, d_{dom} < 12 \text{ cm}$
Dickung, mit liegendem Holz	$h_{dom} \geq 2.0 \text{ m}, d_{dom} < 12 \text{ cm}$
Stangen- und Baumholz	$12 \text{ cm} \leq d_{dom} < 50 \text{ cm}$, ein- oder zweischichtig
Starkholz	$d_{dom} \geq 50 \text{ cm}$, ein- oder zweischichtig
Ungleichförmiger Wald	$d_{dom} > 12 \text{ cm}$, mehr als zweischichtig

Tab 1 Bestandestypen im Schutzwaldmodell. Von jedem Typ kommen zwei Subtypen mit «normaler» und «geringer» Bestandesdichte vor. h_{dom} = durchschnittliche Höhe der 100 stärksten Bäume pro Hektare, d_{dom} = durchschnittlicher Brusthöhendurchmesser dieser Bäume.

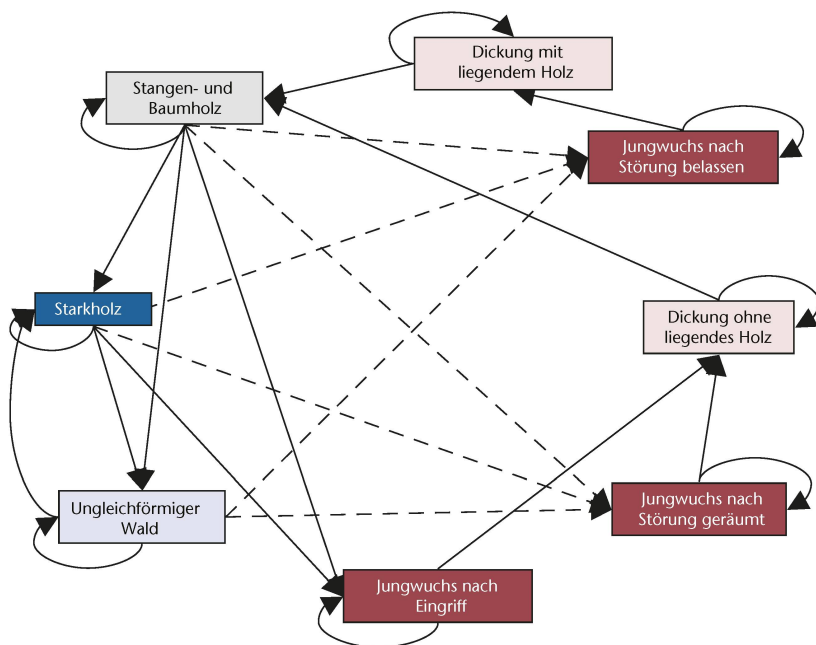


Abb 2 Übergänge zwischen Bestandestypen im Modul Bestandesentwicklung. Durchgezogene Linien = Übergänge infolge Wachstum oder Eingriffen, gestrichelte Linien = Übergänge infolge Störungen. Im Modell kommt jeder Bestandestyp zwei Mal vor, einmal mit «geringer» und einmal mit «normaler» Bestandesdichte (nicht abgebildet).

Modul Störungen

Die beiden flächenmässig bedeutendsten Störungen in Schweizer Wäldern, Windwurf und Borkenkäferkalamitäten (Brassel & Brändli 1999), sind im SWM abgebildet. Das Modell berücksichtigt in erster Linie flächige Störungen, da diese die Schutzwirkung unmittelbar beeinflussen. Unter flächigen Störungen verstehen wir solche, die mindestens 60% der Bestandesgrundfläche zerstören. Streuschäden, die weit verbreitet sind (Dobbertin et al 2002, Gall et al 2003), aber die Schutzwirkung weniger direkt vermindern, sind nur insofern berücksichtigt, als alle 10 Jahre ein bestimmter (als Variable implementierter) Anteil der Bestandestypen «Stangen- und Baumholz» und «Starkholz» in den Bestandestyp «ungleichförmiger Wald» übergeht.

Flächige Störungen kommen nur in den Bestandestypen «Stangen- und Baumholz», «Starkholz» und «ungleichförmiger Wald» vor. Die Störungsrate kann für jeden dieser Bestandestypen (und auch für die Untertypen mit «normaler» oder «geringer» Bestandesdichte) separat definiert werden, als Anteil der gestörten Bestandesfläche innerhalb von zehn Jahren. Zusätzlich zu einer konstanten Störungsrate für jeden Bestandestyp kann ein aussergewöhnliches Störungsereignis in einer beliebigen 10-Jahres-Periode innerhalb der 150-jährigen Simulationsdauer definiert werden.

Die wenigen Windwurfereignisse der letzten Jahre (WSL & BUWAL 2001) machen es schwierig, mittlere betroffene Flächenanteile pro Bestandestyp über einen Zeitraum von 10 Jahren zu schätzen. Trotz dieser Unsicherheit ermöglicht das SWM, die

relative Bedeutung solcher Störungen für Naturgefahrenrisiken zu bewerten. Auch aussergewöhnliche Windwürfe, wie sie beispielsweise der Orkan «Lothar» 1999 verursachte, lassen sich simulieren.

Treten Starkholzbestände in die Zerfallsphase ein, werden sie störungsanfälliger. Dies ist zwar bis jetzt noch nicht belegt, weil solche Bestände in den Schweizer Alpen wegen der intensiven Waldbewirtschaftung über lange Zeit noch kaum vorkommen. Im SWM wird von zunehmenden Störungsraten ausgegangen, wenn der Starkholzanteil einen Schwellenwert übersteigt, bis eine maximale Störungsrate erreicht ist. Analog nehmen die Übergangsraten von «Starkholz» in «ungleichförmigen Wald» aufgrund erhöhter altersbedingter Einzelbaummortalität zu, wenn der Starkholzanteil einen Schwellenwert übersteigt. Diese Idee ähnelt dem von Howard (1971) vorgeschlagenen Vorgehen, nämlich die Übergangsraten von der Verweildauer in einem bestimmten Stadium abhängig zu machen. Alle Übergangsraten sind als Variablen implementiert.

Störungen durch Borkenkäferbefall waren in den letzten 50 Jahren vor allem in Kombination mit Windwurf von Bedeutung (Gall et al 2003). Daher ist Borkenkäferbefall vorläufig nur als Konsequenz von Windwürfen im SWM abgebildet. Ein weiterer wichtiger Störungstyp, der die Waldentwicklung langfristig erheblich beeinflussen kann, ist Wildverbiss im Jungwuchs. Im SWM verlangsamt Wildverbiss den Übergang vom «Jungwuchs» in die «Dichtung». Die Stärke dieses Einflusses kann der Benutzer angeben.

Modul Handlungsstrategien

Bei Eingriffen im Schutzwald unterscheiden wir zwischen präventiven und reaktiven Eingriffen. Präventive Eingriffe in Schutzwäldern umfassen stabilisierende Durchforstungen, die Überführung von gleichförmigen in ungleichförmigen Hochwald (Bachofen & Zingg 2001) und Verjüngungshiebe. Im SWM können diese Eingriffe in Stangen-, Baum- und Starkhölzern sowie im ungleichförmigen Wald angewendet werden; sie erhöhen die Übergangsraten in ungleichförmigen Wald. Andere präventive Eingriffe sind Unterpflanzungen von Beständen mit «geringer» Bestandesdichte, die im SWM ebenfalls die Übergangsraten in ungleichförmigen Wald erhöhen. Im SWM kann der Flächenanteil von einzelstammweiser Nutzung und Pflanzungen für jeden Bestandestyp als Prozentsatz der Fläche angegeben werden.

Reaktive Eingriffe in Schutzwäldern sollen Folgeschäden nach einer Störung reduzieren und die Wiederherstellung der Schutzwirkung beschleunigen. Das SWM bildet drei reaktive Eingriffe ab: die Räumung nach Windwurf und Borkenkäferkalamitäten, Pflanzungen und technische Verbauungen. Diese Eingriffe können als Prozentsatz für die von

flächiger Störung betroffene Waldfläche jedes Bestandestyps während einer 10-Jahres-Periode angegeben werden. Pflanzungen beschleunigen die Übergangsrate vom Jungwuchs zur Dickung (Schönenberger 2002). Es wird angenommen, dass eine Pflanzung nach durchschnittlich 30 Jahren zu ausreichendem Schutz führt, während technische Verbaumaassnahmen die Schutzwirkung sofort sicherstellen.

Modul Naturgefahrenrisiken

Im Modul Naturgefahrenrisiken wird angenommen, dass alle Bestände mit «normaler» Bestandesdichte (siehe oben) ausreichend Schutz bieten, mit Ausnahme des Bestandestyps Jungwuchs, falls dieser nach Störungen entsteht und die Fläche geräumt wird. Risiken durch Naturgefahren, die oberhalb des Waldes entstehen (zum Beispiel oberhalb der Waldgrenze anbrechende Lawinen), werden nicht berücksichtigt. In allen Beständen mit «geringer» Bestandesdichte wird hingegen ungenügende Schutzwirkung angenommen.

Risiken sind definiert als der Wert wahrscheinlicher Verluste (Cool 1999) während einer 10-Jahres-Periode auf einer gegebenen Waldfläche. Diese Definition ist ähnlich dem durchschnittlichen jährlichen Verlust, einem gebräuchlichen Mass für Risiken (Heinimann 2003). Zur Schätzung der Verluste wird die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Schadenereignisses (Gefahrenpotenzial) mit dem Schaden multipliziert, den das Schadenereignis verursacht (Schadenpotenzial, Heinimann 2003). Das Gefahrenpotenzial hängt ab von der Art der Naturgefahr (Lawine oder Steinschlag), der Hangneigung, der Eintretenswahrscheinlichkeit (Häufigkeit) und dem Schutzpotenzial des Waldes. Letzteres ist eine Funktion des Anteils der Waldflächen mit «geringer» Bestandesdichte, mit Räumungen nach Störungen, mit Pflanzungen und mit technischem Verbaumaassnahmen. Das Schadenpotenzial hängt von der Höhe der gefährdeten Sachwerte und der Schadenintensität

ab (komplette oder teilweise Zerstörung). Hohe wahrscheinliche Verluste treten ein, wenn die Schadenereignisse häufig und/oder intensiv sind, das Schutzpotenzial des Waldes gering ist und/oder das Schadenpotenzial hoch. Die Bezugsfläche der Risiken ist die Schutzwaldfläche. Die Risiken werden also pro Hektare Schutzwald geschätzt.

Eine Schätzung der Verluste von Menschenleben (Viscusi 1993) ist derzeit im SWM nicht implementiert. Das Schadenpotenzial bleibt zudem konstant. Dessen Veränderungen in Folge von Bautätigkeit (Fuchs & Bründl 2005) und Inflation werden vernachlässigt.

Modul Eingriffskosten

Für jede Eingriffsart (zum Beispiel Pflanzungen) können die Kosten pro Flächeneinheit im SWM angegeben werden. Das Modell summiert, in der betrachteten Region und in jeder 10-Jahres-Periode, alle Ausgaben, die mit einer Handlungsstrategie verbunden sind. In Wirklichkeit sind diese Kosten sehr variabel, je nach Hangneigung, Erschliessung und angewendeten Verfahren. Verlässliche Kostenschätzungen sind aber kaum verfügbar. Für das SWM verwenden wir Durchschnittskosten von über 100 waldbaulichen Eingriffen im Kanton Glarus (Walcher, schriftliche Mitteilung). Einnahmen aus dem Holzverkauf werden aus Daten des Waldwirtschaftsverbandes geschätzt (Waldwirtschaftsverband Schweiz 2003). Der Nettoverlust (bzw. der Gewinn) wird als Differenz aller Ausgaben und Einnahmen ermittelt.

Modul Kosten-Nutzen-Analyse

Der Zweck des SWM liegt im Vergleich von Kosten und Nutzen unterschiedlicher Handlungsstrategien in einer Kosten-Nutzen-Analyse (Hanley & Spash 1993). Der Nettoverlust respektive -gewinn stammt aus dem Modul Eingriffskosten. Der Nutzen einer Handlungsstrategie entspricht der Verminderung der wahrscheinlichen Verluste im Vergleich zum selben Szenario ohne Bewirtschaftung, bezogen auf eine bestimmte Periode.

Zu unterschiedlichen Zeiten anfallende Kosten und Nutzen werden in der jetzigen Modellversion gleich behandelt. Zukünftige Kosten und Nutzen werden nicht mit einem festgelegten Zinsfuß in Gegenwartswerte umgerechnet, obwohl die Diskontierung relativ ins SWM eingebaut werden könnte. Es wird also ein Zinsfuß von Null Prozent angenommen. Dieser Entscheidung wurde getroffen, weil sowohl Kosten als auch Nutzen der Bewirtschaftung im SWM kontinuierlich anfallen, was den Einfluss einer Diskontierung auf das Resultat einer Kosten-Nutzen-Analyse verringert. Bei Diskontierung erhalten zudem zukünftige Kosten und Nutzen umso weniger Gewicht, je weiter in der Zukunft sie liegen. Dies gilt bei fast beliebigen positiven Zinssätzen, auch wenn die zukünftigen Verluste katastrophal

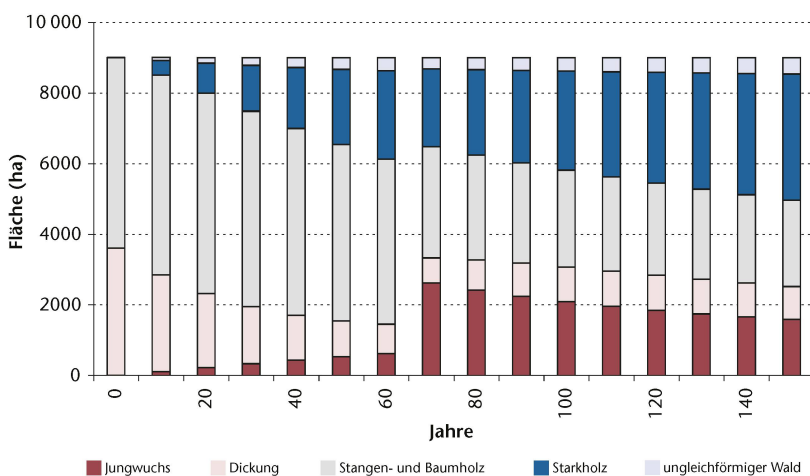


Abb 3 Bestandentwicklung in einem Szenario über 150 Jahre.

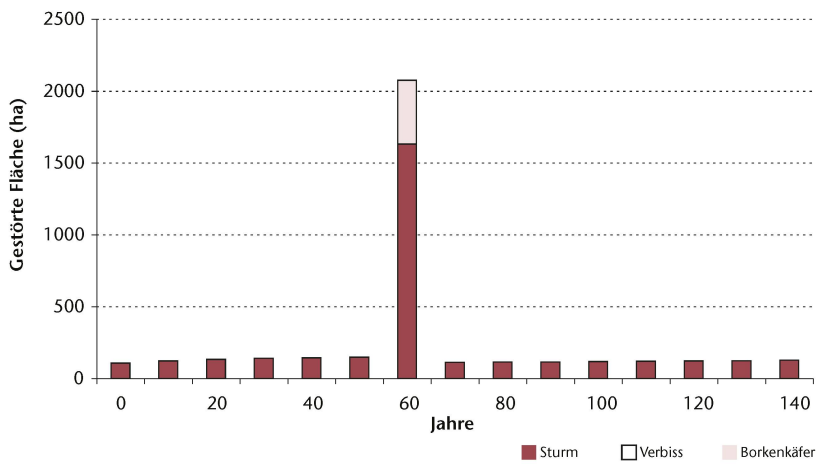


Abb 4 Gestörte Flächen. Im Bestand treten in kleinem Ausmass regelmässig Störungen (z.B. Windwurf) auf, in der Zeitperiode 60–70 Jahre ein Grossereignis, das 20% des Bestandes zerstört. Zusätzlich treten Folgestörungen durch Borkenkäfer auf.

sein sollten (Hanley & Spash 1993). Bei den langen Zeithorizonten, die im Schutzwaldmanagement zu beachten sind, ist das unerwünscht. Für Argumente, die trotzdem für eine Diskontierung sprechen, sei auf Hanley & Spash (1993) verwiesen.

Parametrisierung des Modellprototyps und Simulationen

Im Folgenden wird zunächst die Funktionsweise des Modells anhand eines Beispielbestandes illustriert, sodann werden vier weitere Bestände untereinander verglichen. In allen fünf Beständen haben Mitglieder der Schweizerischen Gebirgswaldpflegegruppe (GWG) anlässlich ihrer Sommertagung 2006 im Riemenstaldnertal (Kanton Schwyz) die Entscheidungsfindung im Schutzwald geübt (Schwitter 2007). Auch wenn das SWM nicht für Einzelbestände entwickelt wurde, waren die Ergebnisse durchaus plausibel. In diesem Abschnitt wird die allgemeine, für alle Beispielbestände gültige Modellparametrisierung dargelegt.²

Die Übergangsraten zwischen den Bestandestypen wurden für alle Szenarien mit präventiven Durchforstungen den Ertragstafeln entnommen (Badoux 1983). Wenn zum Beispiel gemäss Ertragstafel die Durchwuchszeit durch einen Bestandestyp 45 Jahre betrug, wurde eine zehnjährige Übergangsraten von $10/45 = 0.22$ angenommen. Zudem wurde festgelegt, dass präventive Eingriffe einen Teil der behandelten Flächen in Jungwuchs oder ungleichförmigen Wald übergehen lassen. Die Übergangsraten in den nächst älteren Bestandestyp waren für Jungwuchs und Dickung bei «geringer» und «normaler» Bestandesdichte identisch, aber für ältere Bestandestypen bei «geringer» Bestandesdichte leicht höher als bei «normaler». 10–30% der Waldfläche

² Die Werte der 136 einzelnen Parameter und die Quellen sind auf Anfrage beim Erstautor erhältlich.

eines Bestandestyps mit «geringer» Bestandesdichte wurden innerhalb von 10 Jahren zum selben Bestandestyp mit «normaler» Dichte. Bei Pflanzungen wurde im Vergleich zu Naturverjüngung von einer um 67% beschleunigten Übergangsraten von Jungwuchs zu Dickung ausgegangen (in Anlehnung an Forschungsergebnisse von Windwurf- und Schönenberger 2002).

Beispielsimulation zur Illustration der Funktionsweise des Modells

Grundlage ist eines der Tagungsobjekte im Riemenstaldnertal, ein Stangenholz mit den Baumarten Buche, Fichte und Tanne (Waldsimen-Tannen-Buchenwald; Waldgesellschaft 18w/18C nach Ellenberg & Klötzli 1972). Die Abbildungen 3–8 zeigen verschiedene Aspekte der Schutzwaldentwicklung in einem ausgewählten Szenario, von der Entwicklung der Bestandestypen (Abbildung 3) bis zu den Gesamtkosten (Abbildung 8). In diesem Szenario wird davon ausgegangen, dass der einzige Eingriff aus Pflanzungen auf Windwurf- und Totholzflächen besteht. Es werden keine weiteren waldbaulichen oder technischen Massnahmen getroffen. Es wurde eine hohe Störungsanfälligkeit angenommen, was historisch belegt ist: Am 4./5. Januar 1919 zerstörte ein Föhnsturm wahrscheinlich einen erheblichen Teil der Bestände am südexponierten Hang des Riemenstaldnertals, und 1982 zerstörte ein anderer Föhnsturm einen weiteren Teil des Untersuchungsgebietes. Genaue Angaben über das Ausmass der Schäden fehlen für das Ereignis von 1919. Im gewählten Szenario wurde ein Grossereignis simuliert, welches 20% des Bestandes zerstört.

Bestandesentwicklung

Zu Beginn (Abbildung 3) setzt sich das Stangenholz aus 40% Dickung und 60% Stangenholz zusammen (Begründung siehe nächstes Kapitel). In den folgenden 150 Jahren entstehen sukzessiv ältere Bestände: Starkholz und auch ein geringer Anteil an ungleichförmigem Wald. Nach 60 Jahren tritt ein grosser Windwurf auf, der grosse Jungwuchsflächen entstehen lässt. Hier ist anzumerken, dass sich die Modellresultate auf eine gleich grosse Fläche beziehen und somit für 1 Hektare und 100 Hektaren Schutzwald identisch sind. Daher spielt die Einheit auf der vertikalen Achse keine Rolle.

Flächige Störungen

Im Bestand treten regelmässig geringfügige Störungen (zum Beispiel Windwürfe) auf, in der Zeitperiode 60–70 Jahre zudem ein Grossereignis, das 20% des Bestandes zerstört (Abbildung 4). Als Folge dieses Windwurfs werden vor allem die Fichten im Bestand von Borkenkäfern befallen. Diese Folgeschäden zerstören zusätzlich rund 6% der gesamten Fläche (oder 10% der ungestörten Fläche).

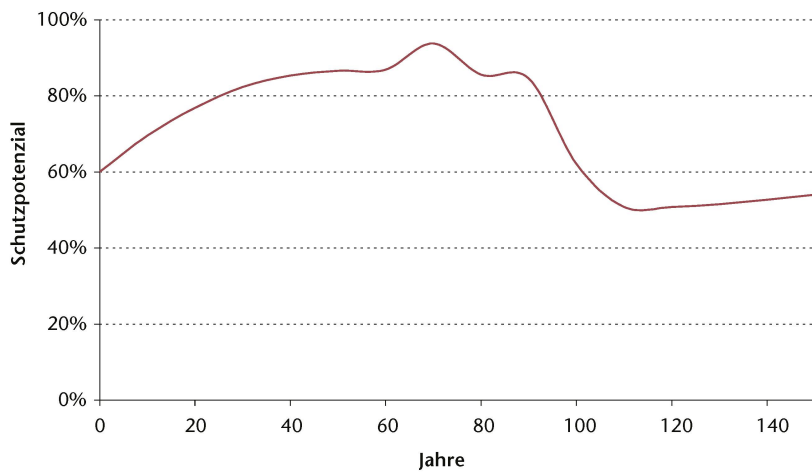


Abb 5 Schutzpotenzial des Waldes.

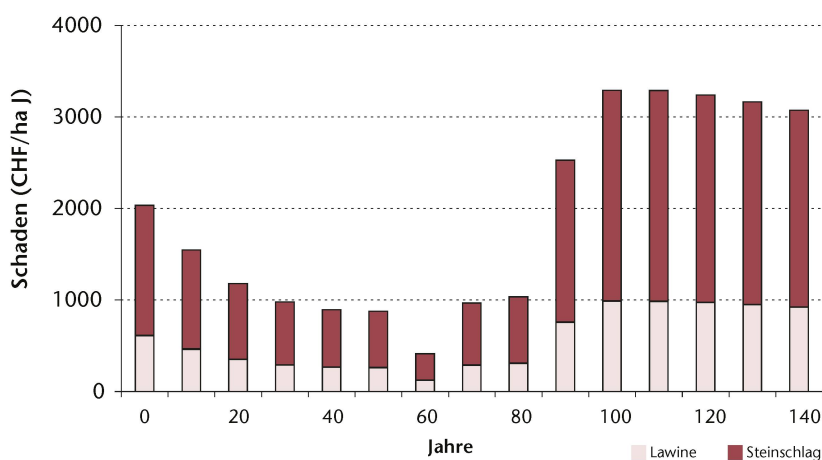


Abb 6 Verluste infolge Naturgefahren. Die geschätzten Verluste infolge Naturgefahren nehmen in diesem Szenario 30 Jahre nach dem Sturmereignis stark zu.

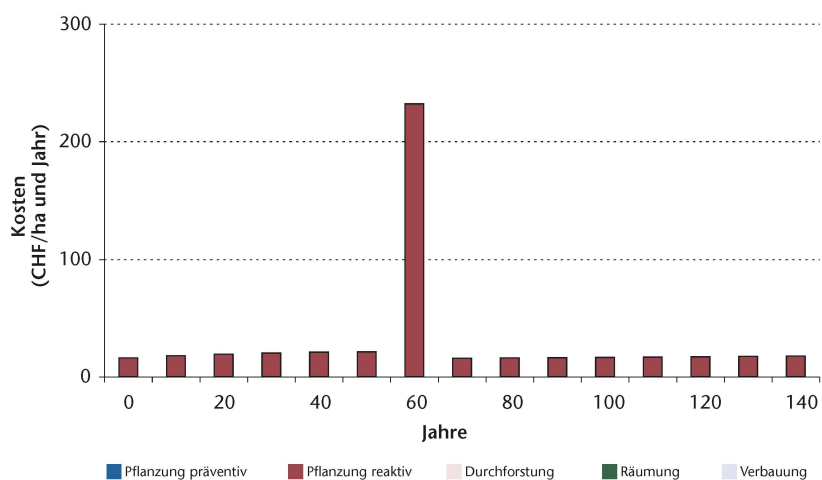


Abb 7 Kosten der Massnahmen. Aufgrund des Entscheides, nur zu pflanzen, fallen die einzigen Kosten durch die Pflanzungen an, welche in 25% der gestörten Flächen getätigt werden.

Schutzpotenzial des Waldes

Es wurde festgelegt, dass nur das Stangenholz (60% der Fläche) schutzwirksam ist, die Dickung hingegen nicht. Die Waldfläche mit genügender Schutzwirkung (Schutzpotenzial, Abbildung 5) nimmt nun zunächst zu, weil die Dickung ins Stangenholz wächst (siehe Abbildung 3). Dann nimmt sie rund 30 Jahre nach dem Grossereignis von zirka 100% auf etwa 60% ab. Der Grund: Nach dem Windwurf wird nicht geräumt und nur teilweise gepflanzt. Direkt nach dem Windwurf ist die Schutzwirkung dank der liegenden Stämme noch intakt (Frey & Thee 2002), zirka 30 Jahre später nimmt sie ab, da die Stämme verrotten.

Verluste infolge Naturgefahren

Die geschätzten Verluste infolge Naturgefahren (Abbildung 6) nehmen in diesem Szenario 30 Jahre nach dem Windwurf stark zu. Die Naturgefahr geht in erster Linie vom Steinschlag aus.

Kosten der Massnahmen

Aufgrund des Entscheides, nur zu pflanzen, fallen die einzigen Kosten durch die Pflanzungen an, welche in 25% der gestörten Flächen getätigt werden (Abbildung 7).

Gesamte Kosten

Die gesamten Kosten (Abbildung 8) setzen sich zusammen aus den geschätzten Verlusten (Abbildung 6) und den Kosten der Massnahmen (Abbildung 7) minus Holzerlös. In diesem Beispiel entsprechen sie ungefähr den geschätzten Verlusten (Abbildung 6), weil als einzige Massnahme gepflanzt wird.

Vergleich von vier Beständen bei Riemenstalden

Szenarien und Parameterbeschreibung

In diesem Abschnitt wird die Schutzwaldentwicklung in vier Beständen bei Riemenstalden verglichen. Um die Vergleiche zu erleichtern, wurden die Szenarien möglichst ähnlich gewählt. Beispielsweise wurde die Bonität (durchschnittliche Höhe der 100 stärksten Bäume im Bestandesalter 50 Jahre) für alle Bestände auf 16 festgelegt, dies aufgrund von Höhenmessungen in einem der vier Bestände (Schwager et al 2007 und unveröffentlichte Daten der WSL). In allen Szenarien wurde auf technische Verbaumassnahmen verzichtet. Der Pflergeturnus wurde in allen Szenarien mit Eingriff auf 40 Jahre festgelegt. Das auf diesem Standort wahrscheinliche, grosse Störungsereignis wurde nicht simuliert. Modellparameter, in denen sich die Szenarien unterscheiden, sind in Tabelle 2 beschrieben. Die Parameter wurden teilweise von den Teilnehmern der GWG-Tagung festgelegt.

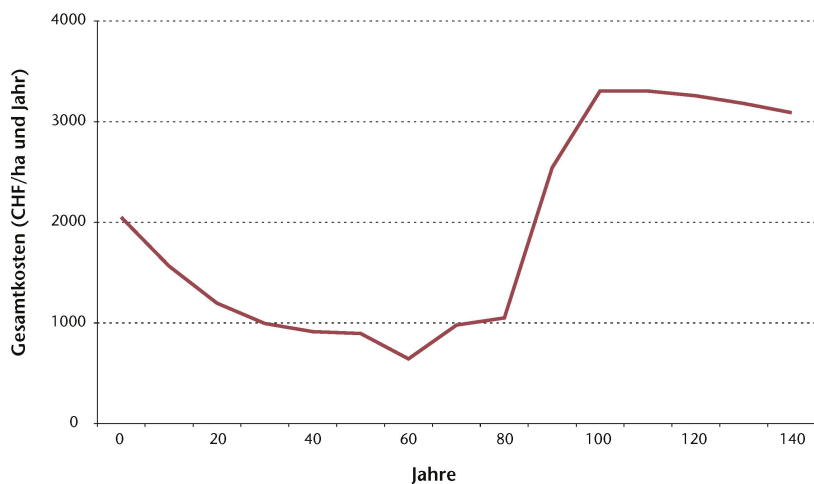


Abb 8 Entwicklung der gesamten Kosten (Abbildung 8). Die gesamten Kosten setzen sich zusammen aus den geschätzten Verlusten (Abbildung 6) und den Kosten der Massnahmen (Abbildung 7) minus Holzerlös. In diesem Beispiel entsprechen sie ungefähr den geschätzten Verlusten, weil als einzige Massnahme gepflanzt wird.

Diverse weitere Parameter, wie die Holzerntekosten, die Holzpreise, aber auch das Schaden- und das Gefahrenpotenzial wurden gutachtlich in allen Szenarien gleich angenommen. Die Hangneigung wurde der Landeskarte 1:25 000 entnommen. Im Modell können viele Parameter verändert werden, hier werden die wichtigsten vorgestellt.

Baumartenzusammensetzung

Die Bestände sind drei Stangenhölzer mit unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung und ein Baumholz mit Tanne (Tabelle 2, Abbildung 9). Die Entwicklungsstufen bei Simulationsstart entsprechen nicht ganz den im Gelände gefundenen,

weil das Modell sonst einen «mittleren» Zustand in einer Entwicklungsstufe annimmt, also in einem Stangen-Baumholz ($h_{dom} = 12-50$ cm) ein schwaches Baumholz. Die Annahme eines Anteils an Dichtung in den drei Stangenhölzern korrigiert dies in Richtung der schwächeren Dimensionen, was der Realität besser entspricht.

Ein Modellparameter ist der Flächenanteil eines betrachteten Bestandes, der in den nächsten 100 Jahren zerstört wird (höchstens 40% Restdeckungsgrad). Die Wahl der Werte beruht auf folgenden Überlegungen: Pro 100 Jahre wird von zwei Ereignissen ausgegangen, die auf je 25% der Bestandesfläche einen Flächenwurf verursachen (grössere Flächenwürfe sind in den Schweizer Alpen selten). Im Modell heisst das, dass pro 10 Jahre 2.5% der Bestände betroffen sind,³ was schweizweit nach heutigem Kenntnisstand ein hoher Wert ist.

Insgesamt treffen Störungen innert 100 Jahren 25% der Bestände plus 25% von den verbleibenden 75%, also 19%. Dies macht total 44% der heutigen Bestände aus. Diese Werte sind stark baumartenabhängig; Forschungsergebnisse legen eine relative Anfälligkeit von etwa Buche = Laubbäume = Lärche = 1, Tanne = 2 und Fichte = 2–3 nahe (Dobbertin 2002, Mayer et al 2005). Diese Unterschiede wurden in den Szenarien berücksichtigt. Der Übersicht und Vergleichbarkeit halber wurde auf ein Extremereignis (wie in Abbildung 4) verzichtet und die hohe Störungsintensität auf diesem Standort durch grosse regelmässige Störungen abgebildet.

³ Genau genommen wäre hier zu berücksichtigen, dass bereits einmal geworfene Bestände danach weniger häufig wieder geworfen werden; um zwei Mal 25% der jetzigen Bestände zu werfen, müsste der Wert pro 10 Jahre etwas höher als 2.5% liegen.

Parameter	Buchen-Stangenholz	Lärchen-Laubb Baum-Stangenholz	Fichten-Stangenholz	Tannen-Baumholz
Baumartenzusammensetzung	60 Bu 20 Fi 20 Ta	50 LÄ 50 Lbb	90 Fi 10 andere	70 Ta 15 Fi 15 andere
Bestandestypenverteilung bei Start der Simulationen (Ausgangszustand)				
Anteil Dichtung	40	40	40	0
Anteil Stangen-/Baumholz (12–50 cm BHD)	60	60	60	100
Störungsintensität, Anteil der gestörten Fläche in 10 Jahren ohne Pflegeeingriff	4	2	8	6
bzw. mit stabilisierendem Pflegeeingriff	2	1	4	4.5
Räumungsanteil nach Sturm (bei Varianten mit Eingriff)	60	0	90	25
Borkenkäferflächen nach Sturm (als Anteil der Sturmfläche) bei Räumung	10	0	50	30
ohne Räumung	30	0	100	50
Verbissbedingte Reduktion der Übergangsrates von Jungwuchs in Dichtung	50	20	50	80
Anteil gepflanzter Fläche nach Windwurf	25	25	50	50

Tab 2 Einige im Schutzwaldmodell verwendete Parameter. Bu = Buche, Fi = Fichte, LÄ = Lärche, Lbb = Laubbäume (andere als Buche), Ta = Tanne. Alle Werte in %.

Abb 9 Das in den Szenarien verwendete Tannen-Baumholz in Riemenstalden.



Eingriffe und deren Wirkung auf die Störungsanfälligkeit

Die Pflegeeingriffe wurden aus den Gruppendiskussionen an der GWG-Tagung abgeleitet. Strukturierende Eingriffe vermindern die Wahrscheinlichkeit von Flächenschäden. Diese Reduktion ist aber schwierig zu quantifizieren. Die zuverlässigsten Daten hierzu stammen aus einer nach Lothar durchgeführten Inventur (Dobbertin 2002), bei der sich in ungleichförmigen Beständen nur 75% der Schäden in schichtigen Beständen ergaben. Der heutige Kenntnisstand legt daher in ungleichförmigen Beständen über einen Zeitraum von 100 Jahren eine um 25% verminderte Wahrscheinlichkeit von Flächenschäden im Vergleich zu schichtigen Beständen nahe. Die Tagungsteilnehmer gingen aufgrund ihrer praktischen Erfahrung von einer höheren Reduktion von Flächenschäden von meist 30–50% aus. Aus diesem Grund wurde die Wahrscheinlichkeit von Flächenschäden in den ungleichförmigen Beständen auf 50% reduziert, beim Baumholz wurde die Reduktion bei 25% belassen.

Räumungsanteil nach Sturm

Die Räumungspriorität wurde auf die Fichte gelegt, da sich so die Ausbreitung des Borkenkäfers begrenzen lässt.

Pflanzungen nach Sturm

Im Tannen-Baumholz und im Fichten-Stangenholz wurden auf Grund des beobachteten starken Verbisses, des Ausmasses der Folgeschäden durch Borkenkäfer und der geringeren Naturverjüngung bei Nadelholzdominanz stärkere Pflanzungsaktivitäten angenommen als in den anderen Beständen.

Borkenkäferflächen nach Sturm

Borkenkäfer können, ausgehend von Sturmholz, Bestände befallen und flächig zum Absterben bringen. Betroffen sind in erster Linie Fichtenbestände. Das Ausmass dieser Borkenkäferflächen wird hier in Prozent der Sturmflächen angegeben und hängt vom Fichtenanteil und vom Räumungsanteil ab. Eine eigentliche Borkenkäferbekämpfung lässt sich im SWM hingegen zurzeit nicht direkt abbilden. Das angenommene Ausmass des Folgebefalls im Fichten-Stangenholz (100% der Sturmfläche) orientiert sich am Folgebefall nach Lothar im Kanton Luzern (WSL, unveröffentlichte Daten).

Verbissbedingte Wachstumsreduktion

Verbiss ist in den betrachteten Beständen in erster Linie im Tannen-Baumholz ein Problem. Es wurde die Annahme getroffen, dass Verbiss in diesem Bestand das Wachstum des Jungwuchses (und damit dessen Übergangsrate in die Dickungsstufe) um 80% reduziert. Verbiss spielt auch in den Stangenhölzern mit Buche, Fichte und Tanne sowie mit Fichte eine geringfügige Rolle.

Potenzieller Schaden durch Steinschlag und Lawine

Der potenzielle Schaden durch Naturgefahren in diesem Gebiet entsteht in erster Linie durch Steinschlag. Es wurde an jedem Ort im Wald mit einer Ereignishäufigkeit – sofern die Schutzwirkung ungenügend ist – von einer Lawine und fünf Steinschlagereignissen in 10 Jahren gerechnet und mit einem durchschnittlichen Beschädigungsgrad der betroffenen Infrastruktur von 50%. Die Schadenintensität nahmen wir mit 25% für Lawinen und 100% für

Steinschlag an. Tritt aber tatsächlich ein Ereignis ein, so wurde der Schaden bei einer Lawine rund acht Mal grösser angenommen als bei einem Steinschlag. Als Schadenpotenzial setzten wir 2 Millionen CHF/ha für Lawinenschutzwälder und 0.25 Millionen CHF/ha für Steinschlagschutzwälder ein. Das reale Schadenpotenzial im Fall Riemenstalden wurde nicht geschätzt.

Die Annahmen für Eingriffskosten bei verschiedenen Eingriffen und Bestandestypen, Holzvolumen und -preisen sind hier nicht näher ausgeführt.

Simulationsresultate

Die Abbildungen 10–13 zeigen die Entwicklung von Schlüsselparametern über 150 Jahre, jeweils mit und ohne Eingriff: Bestandesentwicklung, Risiko von Naturgefahren, Schutzpotenzial des Waldes und Kosten der Massnahmen. Die Modellresultate sind als Szenarien zu verstehen. Sie zeigen, wie sich die Bestände entwickeln könnten und nicht, wie sie sich entwickeln werden. Für alle Bestände wurde fiktiv die gleiche Flächengrösse (10000 Hektaren) angenommen, um sie untereinander vergleichen zu können.

Bestandestypenentwicklung

Die Ausgangszustände sind in den drei Stangenhölzern (Tabelle 2) sehr ähnlich; hingegen hebt sich das Tannen-Baumholz hier deutlich ab. Die Bestände entwickeln sich während des simulierten Zeitraums von 150 Jahren jedoch sehr unterschiedlich (Abbildung 10); dies obwohl in den Szenarien viele Parameter gleich waren. Die wichtigsten Unterschiede in der Parameterwahl bestehen bei der Störungsintensität, dem Räumungs- und Pflanzungsanteil nach Sturm, dem Befall durch Borkenkäfer und der unterschiedlichen Verbissintensität.

Auffallend ist, wie unterschiedlich sich der Anteil an Jungwuchsflächen entwickelt. Während der Jungwuchsanteil im Lärchen-Laubbaum-Stangenholz stets unter 10% bleibt, steigt er im Tannen-Baumholz in 150 Jahren bis auf 40% der Fläche an. Beim Tannen-Baumholz ist dies vor allem auf den Verbiss zurückzuführen. Beim Tannen-Baumholz wurde der Verbiss so stark eingeschätzt, dass der Übergang zur Dickung um 80% reduziert wird. Der Jungwuchs kann infolge stetigen Verbisses die Dickungsstufe fast nicht mehr erreichen. Da auch das Buchen-Stangenholz zu einem beachtlichen Teil aus der verbissgefährdeten Tanne besteht, wird auch hier der Übergang vom Jungwuchs zur Dickung verzögert. Im Lärchen-Laubbaum-Stangenholz wurden Verbiss und Störungsanfälligkeit als klein eingestuft. Aus diesem Grund entwickelt sich der Bestand in diesem Szenario hin zu Starkholz und ungleichförmigem Wald mit wenig Jungwuchs. Das Fichten-Stangenholz ist hingegen viel sturmanfälliger, weshalb Jungwuchsflächen entstehen.

Beim Vergleich der Szenarien «ohne Eingriff» und «mit Eingriff» fällt das Buchen-Stangenholz auf. Hier bleibt die Jungwuchsfläche durch Räumungen und anschliessende Pflanzungen nach Sturmereignissen klein. Dies ist allerdings nur dann der Fall, wenn davon ausgegangen wird, dass gepflanzte Flächen vor Wildverbiss geschützt sind. Andernfalls wären Pflanzungen wenig wirksam.

Der Anteil an ungleichförmigen Beständen ist schwierig zu interpretieren; er bleibt in den meisten Szenarien gering und hängt vom Anteil von Stangen- und Baumholz sowie Starkholz ab. Die Reaktion auf Eingriffe ist noch unbefriedigend gelöst (Abbildung 10).

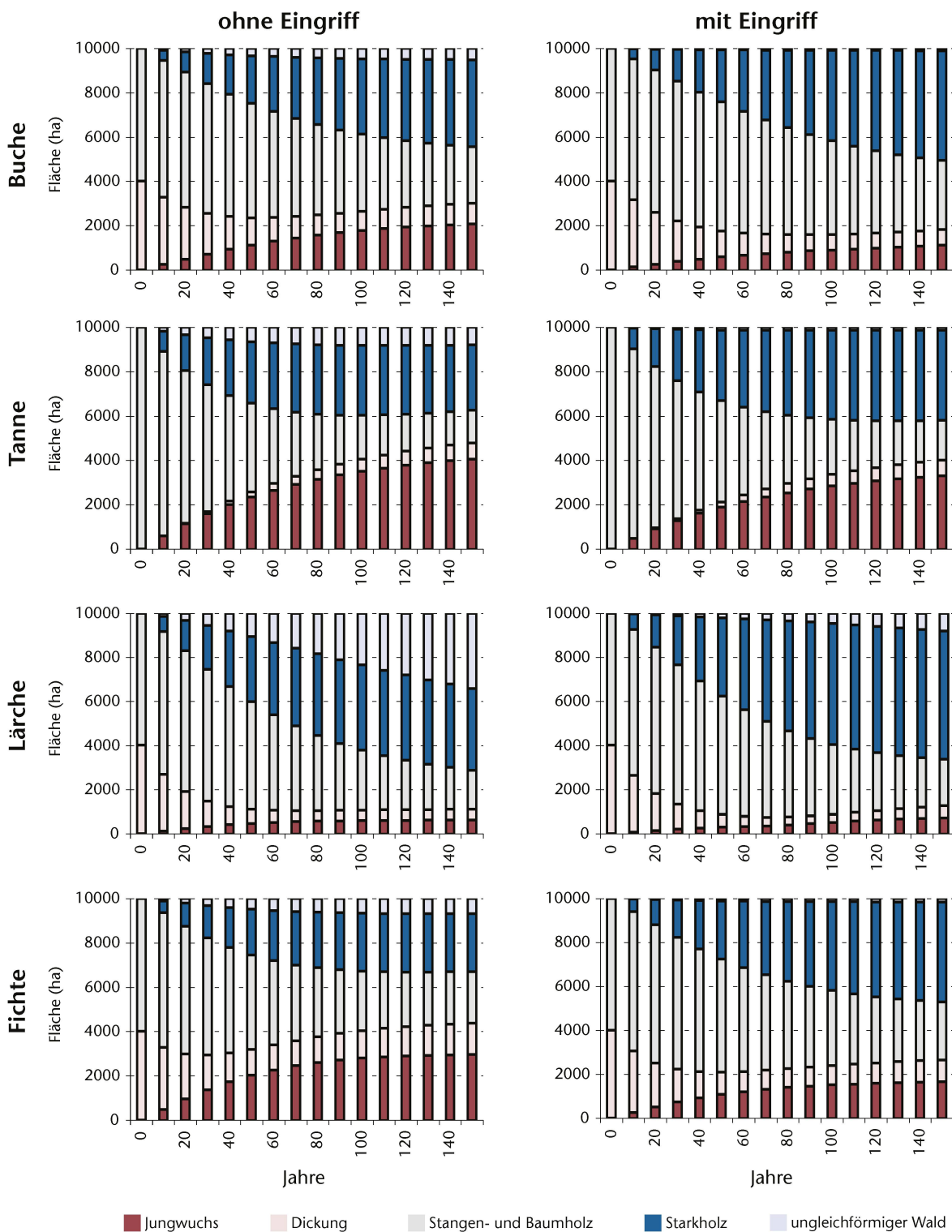
Schutzpotenzial des Waldes

Abbildung 11 zeigt den prozentualen Flächenanteil des Waldes mit genügendem Schutz (Schutzpotenzial). Der Ausgangszustand entspricht demjenigen in Abbildung 10. Da in den Szenarien der Einfachheit halber nur die zwei Bestandestypen Stangen-/Baumholz (genügender Schutz), und Dickung (ungenügender Schutz) mit «normaler» Dichte angenommen wurden, beginnt die Simulation der drei Stangenhölzer mit einem Schutzpotenzial von 60% und des Tannen-Baumholzes mit einem solchen von 100%. Es wäre jedoch auch möglich, einen Teil der Bestandestypen als «gering» bestockt (nicht schutzwirksam) anzugeben. Das würde auch innerhalb des Starkholzes zu Flächen mit ungenügender Schutzwirkung führen. Auf diese Unterteilung wurde in dieser Simulation verzichtet, um den Vergleich der Bestände zu erleichtern.

Auffällig ist der starke Abfall des Schutzpotenzials im Fichten-Stangenholz sowie im Tannen-Baumholz nach rund 30 Jahren (Abbildung 11). Die Gründe hierfür wurden bereits weiter oben diskutiert (Abbildung 5). Unsere Parameterschätzung (Tabelle 2) könnte angesichts dieses drastischen Kurvenverlaufs zu pessimistisch sein. Auf jeden Fall scheinen sich die geplanten Eingriffe positiv auszuwirken, insbesondere im Fichten-Stangenholz und im Buchen-Stangenholz.

Die positive Wirkung von Pflanzungen kommt klar zur Geltung. Im Tannen-Baumholz wird nach einer Störung relativ wenig geräumt, und Massnahmen wie Pflanzungen nach Sturm bleiben dadurch relativ bescheiden. Somit bleibt in diesem Bestand der Wildverbiss der entscheidende Faktor. Beim Fichten-Stangenholz sind Sturm- und Borkenkäferflächen grösser als in den andern Beständen. Um die Folgeschäden durch den Käfer zu vermindern, ist der Räumungsanteil nach einem Sturm ebenfalls relativ gross. Dadurch wird auch auf einer grösseren Fläche eingegriffen und gepflanzt. Dies wirkt sich im Fichten-Stangenholz auf das Schutzpotenzial positiv aus (Abbildung 11).

Abb 10 Bestandes-
 typenentwicklung in
 8 Szenarien. Horizontale
 Achse: Jahre,
 vertikale Achse: Fläche
 der Bestandestypen.
 Die Gesamtsumme von
 10 000 ha ist fiktiv. Bu-
 che = Buchen-
 Stangenholz, Tanne =
 Tannen-Baumholz,
 Lärche = Lärchen-
 Laubbaum-Stangen-
 holz, Fichte = Fichten-
 Stangenholz.

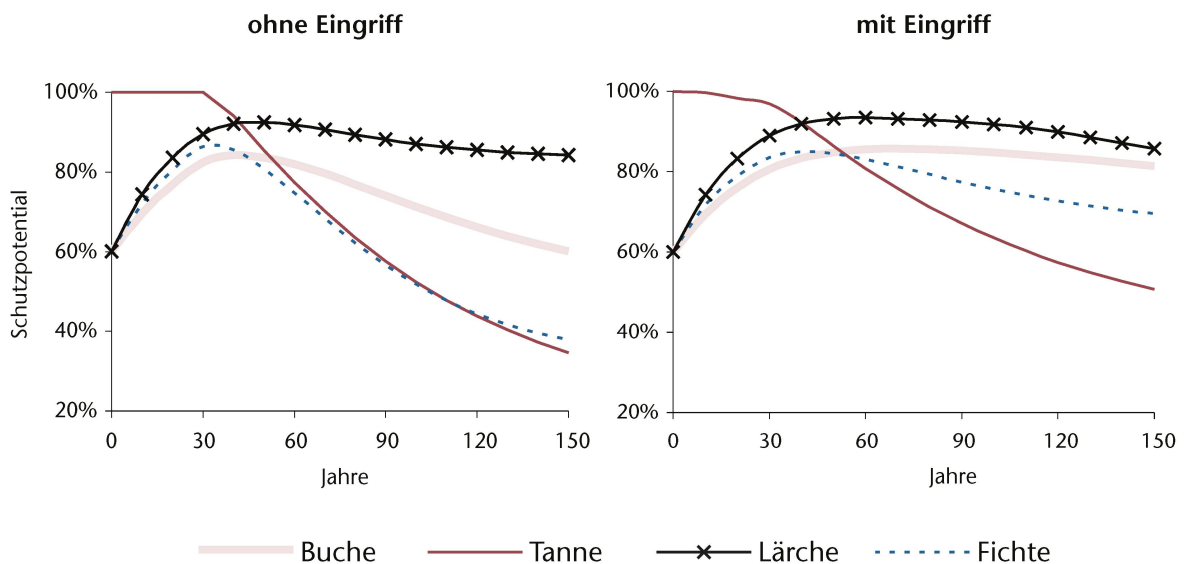


Risikobewertung der Naturgefahren

Die geschätzten Verluste infolge Naturgefahren sind je nach Bestand unterschiedlich hoch (Abbildung 12). Sie entstehen in allen vier Beständen in erster Linie durch Steinschlag. Die Risiken in den drei Stangenhölzern sind zunächst sehr ähnlich. Im Lärchen-Laubbaum-Stangenholz bleibt das Risiko während des ganzen Simulationszeitraumes gering. Dieser Bestand ist wenig störungsanfällig und verjüngt sich (wegen des hohen Laubbaum-Anteils) leicht. Im Fichten-Stangenholz nimmt das Ri-

siko hingegen gegen Ende der Simulationsdauer stark zu. Gründe dafür sind, wie besprochen, die grösseren Sturm- und Borkenkäferflächen sowie bedingt auch der Verbiss. Im Tannen-Baumholz nimmt das Risiko nach einigen Jahrzehnten stark zu, da die störungsbedingt entstehenden Jungwuchsflächen infolge starken Wildverbisses nicht schutzwirksam werden. In den Szenarien «mit Eingriff» ist das Risiko in allen vier Beständen geringer als in denjenigen «ohne Eingriff». Besonders wirksam scheint ein Eingreifen im Buchen- und Fichten-Stangenholz.

Abb 11 Schutzpotenzial des Waldes (Anteil Waldfläche mit genügender Schutzwirkung) in 8 Szenarien, jeweils mit und ohne Eingriff. Buche = Buchen-Stangenholz, Tanne = Tannen-Baumholz, Lärche = Lärchen-Laubbaum-Stangenholz, Fichte = Fichten-Stangenholz.



Kosten der Massnahmen

Neben der Wirkung von Massnahmen interessieren auch deren Kosten. Eine wichtige Vorbemerkung hierzu: die Ansätze für Eingriffe können angepasst werden; es sind also nicht die absoluten Zahlen zu betrachten, sondern die relativen. In Abbildung 13 fällt auf, dass die Kosten insbesondere für die Pflanzungen im Tannen-Baumholz hoch sind. Trotz dieser hohen Kosten in diesem Bestand sind die Schutzpotenziale der Bestände mit und ohne Eingriff ähnlich (Abbildung 11) und daher auch die Risiken (Abbildung 12). Kosten und Nutzen der Eingriffe stehen also in ungünstigem Verhältnis. In den anderen Beständen bleiben die Kosten relativ niedrig. Im Fichten-Stangenholz fallen die Netto-Räumungskosten fast gleich hoch aus wie die Kosten für die anschliessende Pflanzung.

Gesamtbewertung der Szenarien

Die gesamthafte Bewertung der vier Ausgangsbestände zeigt folgendes:

- **Buchen-Stangenholz:** Der erhebliche Tannenanteil führt dazu, dass sich der Übergang vom Jungwuchs zur Dichtung verbißbedingt verzögert. Das Risiko von Schäden kann aber durch gezielte Eingriffe (Pflanzung, Pflege) vermindert werden. Die Eingriffe kosten relativ wenig und das Kosten-Nutzen-Verhältnis ist tief.
- **Tannen-Baumholz:** Dieser Bestand ist störungsanfällig; die Verjüngung der Tanne ist wegen des Wildverbisses schwierig, die Schutzwirkung langfristig fraglich. Ein Eingriff ist ohne Senkung des Wilddruckes wenig wirksam. Das Kosten-Nutzen-Verhältnis der Eingriffe ist unter den gegebenen Voraussetzungen ungünstig. Die Schutzwirkung nimmt langfristig in inakzeptablem Ausmass ab.
- **Lärchen-Laubbaum-Stangenholz:** Wegen hoher Störungsresistenz, geringer Borkenkäfergefahr und starker Verjüngung (Laubbäume) ist dieser Be-

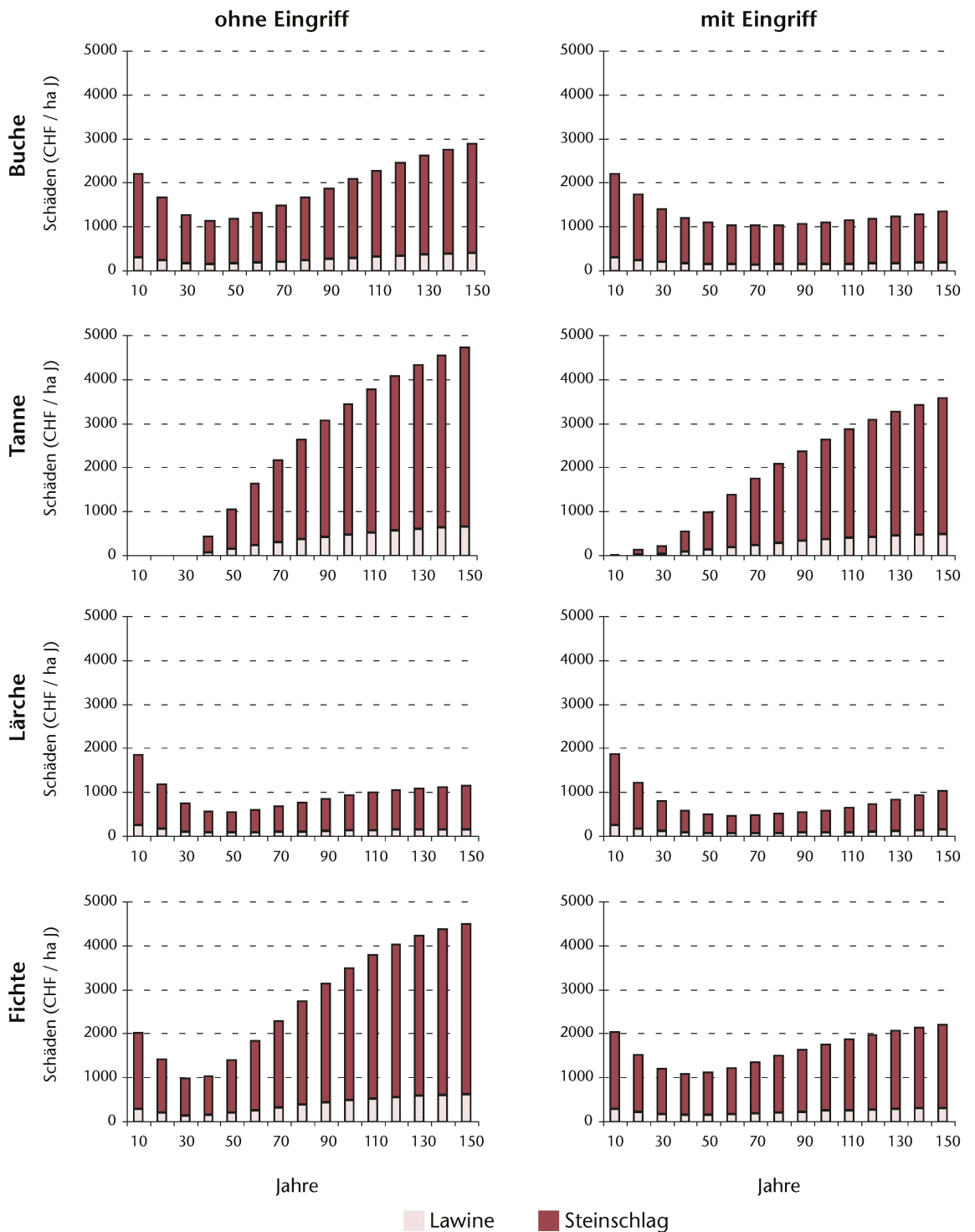
stand positiv zu bewerten, obwohl es ein Kunstbestand ist. Die teure Anfangsinvestition (Pflanzung der Lärche nach dem Sturm 1982) wirkt sich langfristig auf die Schutzwirkung positiv aus. Um das Verhältnis der Kosten zum Nutzen zu beurteilen, müsste man aber die Höhe der Anfangsinvestition kennen.

- **Fichten-Stangenholz:** In den nächsten 30 Jahren bietet der Bestand genügend Schutz. Danach nimmt das Risiko wegen Sturm- und Borkenkäferflächen stark zu. Eingriffe können das Risiko vermindern, dies bei relativ günstiger Kosten-Nutzen-Relation.

Im konkreten Fall der vier Bestände bei Riesenstalden ist der Hang mit 250–500m Schrägdistanz sehr lang und das Gefahrenpotenzial daher eher gering. Auch das Schadenpotenzial ist eher gering. Dies legt zurückhaltende Investitionen in den Waldzustand nahe. Falls aber Eingriffe kostendeckend oder nahezu kostendeckend sind und sie die Schutzwirkung langfristig erhalten bzw. erhöhen, sind sie vertretbar. Eine genauere Analyse ist unter den gegebenen Voraussetzungen beim Tannen-Baumholz angezeigt, da dieser Bestand in Zukunft einige Risiken mit sich bringen kann.

Die Kosten beziehen sich auf die gesamte Fläche der betrachteten Bestände (nicht nur auf diejenige mit Eingriffen). Nach Abzug der Holzerlöse belaufen sich die Managementkosten auf 30 bis 100 CHF/ha/Jahr (Abbildung 12) und die geschätzten Verluste infolge Naturgefahren auf etwa 500 bis 5000 CHF/ha/Jahr (Abbildung 13). Hierbei bleibt unberücksichtigt, dass in Riesenstalden das Schadenpotenzial nicht direkt unterhalb der betrachteten Bestände liegt, sondern sich dazwischen weitere Bestände befinden. Die absoluten Zahlen hängen natürlich von vielen Annahmen ab. Wichtig ist, dass das Modell solche Zahlen liefert und sich so Handlungsstrategien vergleichen lassen.

Abb 12 Risikobewertung der Naturgefahren in 8 Szenarien. Horizontale Achse: Jahre, vertikale Achse: geschätzter Schaden infolge Naturgefahren, Szenarien: Buche = Buchen-Stangenholz, Tanne = Tannen-Baumholz, Lärche = Lärchen-Laubbaum-Stangenholz, Fichte = Fichten-Stangenholz.



Diskussion

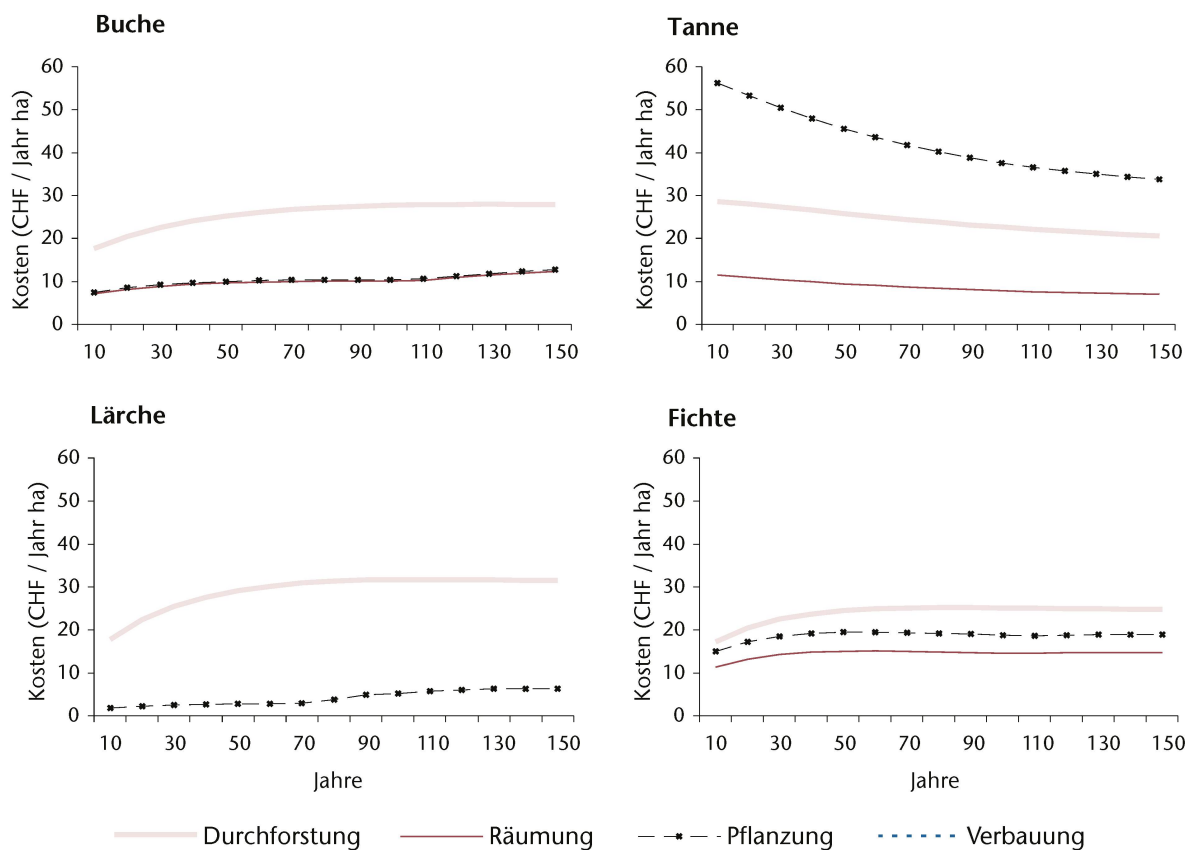
Realitätsnähe des Schutzwaldmodells

Die Vorhersagefähigkeit des SWM hängt davon ab, ob 1) es alle wesentlichen Elemente und Beziehungen im System «Schutzwald» realistisch abbildet und ob 2) realistische Anfangswerte für alle Parameter vorhanden sind. Trotz einer Anzahl von Schwächen des SWM (siehe nächstes Kapitel) und der mangelnden Validierung (siehe übernächstes Kapitel) scheint das SWM in der Lage, die genann-

ten zwei Anforderungen zu erfüllen. Diese Beurteilung stützt sich auf das Modellverhalten in den dargestellten Szenarien:

- Entsprechend dem heutigen Kenntnisstand bildet das SWM die Auswirkungen von Störungen und waldbaulichen Eingriffen auf die langfristige Walddynamik qualitativ weitgehend plausibel ab.
- Das SWM stellt die Auswirkung von Störungen und nachfolgenden Räumungen und Pflanzungen auf den Anteil an Waldflächen mit genügender Schutzwirkung qualitativ plausibel dar. Dabei kann

Abb 13 Kosten von Massnahmen in den 4 Szenarien mit Eingriff (CHF pro ha und Jahr). Szenarien: Buche = Buchen-Stangenholz, Tanne = Tannen-Baumholz, Lärche = Lärchen-Laubbaum-Stangenholz, Fichte = Fichten-Stangenholz.



es auch abbilden, dass sich Massnahmen je nach Eingriffsart unterschiedlich rasch auf die Schutzwirkung auswirken.

- Das SWM liefert langfristige Schätzungen für Managementkosten, Flächen mit genügender Schutzwirkung und Naturgefahrenrisiken.

Das SWM ist flexibel, was die Eingabeparameter angeht, beispielsweise die anfängliche Bestandstypenverteilung, Störungsraten, eingriffsspezifische Managementkosten und Schadenpotenzial. Diese Flexibilität bedeutet allerdings auch, dass die Resultate von den Eingabeparametern abhängen. Insgesamt scheint das Modell aber tauglich, wichtige Eigenschaften des Systems «Schutzwald» abzubilden. Hervorzuheben ist, dass im SWM die Übergangsraten zwischen Bestandstypen nicht fix, sondern von Einflussfaktoren wie Störungen und waldbaulichen Eingriffen abhängig sind. Dies ist für Markovketten-Modelle unüblich.

Das vorliegende SWM ist ein Prototyp. Es ist erst ungenügend validiert, und die Sensitivität der Ergebnisse (zum Beispiel der geschätzten Naturgefahrenrisiken) auf unterschiedliche Eingabeparameter wurde noch nicht systematisch getestet. Daher müssen die absoluten Werte sehr vorsichtig interpretiert werden. Hingegen können die relativen Ergebnisse schon heute nützliche Informationen liefern.

Die Ergebnisse des SWM und ähnlicher Modelle dürfen nicht als Vorhersagen betrachtet werden, weil bei vielen Parametern unbekannt ist, ob sie langfristig gültig sind. Das gilt im Besonderen für

ökonomische Annahmen, wie beispielsweise diejenigen zu den Managementkosten. Allerdings muss auch der Praktiker mit dieser Unsicherheit umgehen. Sie hat also nichts mit dem SWM zu tun. Unter der Annahme, dass das SWM genügend validiert worden sei, Sensitivitätsanalysen stattgefunden hätten und die Ergebnisse des verbesserten SWM für verlässlich gehalten würden, könnten sich aus dem SWM Schlüsse für das Schutzwaldmanagement ziehen lassen, falls folgende Bedingungen zutreffen: 1) Die ökonomischen Unterschiede zwischen den Handlungsstrategien sind gross. Nur dann gelten sie als tatsächliche Unterschiede. Kleinere Unterschiede könnten auch auf unrealistische Parameter und vernachlässigte Beziehungen zurückzuführen sein. 2) Solche klaren Unterschiede bleiben bei veränderten Annahmen bestehen. 3) Solche klaren Unterschiede treten über viele Jahrzehnte und nicht nur vorübergehend auf.

Sind diese drei Bedingungen erfüllt, könnten die Ergebnisse des SWM zum Testen von Handlungsstrategien verwendet werden, beispielsweise zum Überprüfen der Entscheidungshilfe nach Sturmschäden im Wald (BUWAL 2000). Im einzelnen Bestand kann es aber durchaus angebracht sein, im Widerspruch zu Modellergebnissen zu handeln, denn auf Bestandesebene können Faktoren eine Rolle spielen, welche das SWM vernachlässigt, zum Beispiel eine Verklausungsgefahr. Das SWM wird daher eine sorgfältige Entscheidungsfindung im Einzelfall nicht ersetzen. Mit den berücksichtigten Faktoren geht das

SWM gut um, in manchen Fällen wohl besser als der Bewirtschafter. Dieser muss seine Annahmen und Überlegungen bei Entscheidungen nur teilweise präzise festhalten und folgt eher seiner Intuition und Erfahrung. Damit kann er richtig liegen, aber auch falsch. Er könnte das SWM dazu nutzen, um die eigene Argumentation zu hinterfragen und Entscheidungen sowie die zugrunde liegenden Annahmen zu prüfen.

Verbesserungen des Schutzwaldmodells

Der Hauptmangel der aktuellen Version des SWM ist die fehlende Validierung. Daneben könnte das SWM aber in weiteren Aspekten verbessert werden. So sollten einige zu stark vereinfachende Annahmen eliminiert werden. Im Besonderen sollte das Modell mit Mischbeständen und der Änderung der Baumartenzusammensetzung, mit Streuschäden nach Störungen und mit Rückkopplungen zwischen dem Waldzustand und Massnahmen umgehen können.

Derzeit beachtet das SWM in einem Modelldurchgang nur eine (fiktive) Baumart. Mischbestände kann es nur in mehreren Szenarien darstellen. Eine Mittelung mehrerer baumartenspezifischer Szenarien als Abhilfe ist umständlich und vernachlässigt Wechselwirkungen zwischen der Baumartenzusammensetzung und anderen Parametern. Würden Baumartenmischungen implementiert, könnte man beispielsweise abschätzen, wie sich die bei der Schutzwaldpflege häufig vorgeschlagene Förderung der Tanne in Fichtenbeständen auf Naturgefahrenrisiken auswirken würde (Frehner et al 2005).

Sturmschäden treten häufig in der Form von Streuschäden auf (Dobbertin et al 2002). Das SWM berücksichtigt Streuschäden nur insofern als ein geringer Anteil der Stangen-, Baum- und Starkholzbestände in ungleichförmigen Wald übergeht. Übergänge von «normal» dichten Beständen in solche mit «geringer» Dichte werden vernachlässigt. Solche Übergänge sind aber für das Schutzpotenzial des Waldes wichtig und sollten deswegen implementiert werden. Darüber hinaus könnte das SWM so auch Folgewirkungen von Streuschäden in Fichtenbeständen berücksichtigen, nämlich das nachfolgende Absterben von Bäumen durch Borkenkäfer.

Ein weiterer Mangel des SWM ist, dass es Rückkopplungen nicht berücksichtigt, was besonders für Massnahmen unrealistisch ist. Bewirtschafter passen ihre Entscheidungen an die Entwicklung des Schutzwaldes an und halten nicht wie das SWM stur an der anfänglich festgelegten Handlungsstrategie fest. Es sollte beispielsweise möglich sein, die anfängliche Strategie anzupassen, wenn Schwellenwerte des Waldzustandes oder die geschätzten Verluste infolge Naturgefahren überschritten werden.

Die Auswahl an Behandlungsoptionen ist im Prototyp des SWM begrenzt. Es sollten mehr Behandlungsmöglichkeiten implementiert werden, wie

beispielsweise die einzelstammweise Nutzung mit anschliessender Sicherung der Stämme vor Ort zur Verbesserung der Oberflächenrauigkeit.

Parametrisierung und Validierung des Schutzwaldmodells

Bevor eine verbesserte Version des SWM auf Fragestellungen im Schutzwaldmanagement angesetzt werden kann, muss das Modell gründlich kalibriert und validiert werden (Gardner & Urban 2003). Die Parameter sind also aufgrund einer breiten Datenbasis genauer zu schätzen und Modellergebnisse anhand realer Fälle zu überprüfen. In diesem Kapitel werden Datenquellen für die Kalibrierung und Validierung des SWM vorgeschlagen.

Modul Bestandesentwicklung

Daten zu Übergangsraten im Modul Bestandesentwicklung des SWM können dem LFI entnommen werden. Eine weitere Datenquelle zur Waldynamik sind langfristig untersuchte Waldflächen. In der Schweiz werden rund 100 solche Dauerflächen mit unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung beobachtet, mit Beobachtungszeiträumen von bis über 100 Jahre (Zingg 1996). Dazu kommen Forschungsflächen in Naturwaldreservaten (Matter 1999), langfristige Verjüngungsversuche (Mosandl & Kateb 1988) und Untersuchungen in Windwurf- und Borkenkäfer-Totholzbeständen (Schönenberger 2002, Kupferschmid 2003, Schönenberger & Brang 2006).

Die Bestandesentwicklung im SWM könnte auch mit einer Anwendung auf die vergangene Waldentwicklung in längeren Zeiträumen validiert werden. Interessante Szenarien sind dabei die Waldentwicklung auf Windwurf- und Plenterung mit regelmässig wiederholten Eingriffen und die Entwicklung des Schweizer Waldes von der Übernutzung im 19. Jahrhundert bis heute.

Modul Störungen

Seit 1960 fanden im Schweizer Wald vier grosse Störungen statt, alle durch Sturm verursacht (WSL & BUWAL 2001). Grosse Störungen sind aber so selten, dass deren Häufigkeit und Ausmass nur ungenau abgeschätzt werden können, im Besonderen weil Änderungen im Zuge des Klimawandels möglich sind. Diese Unsicherheiten legen nahe, den Einfluss von Störungen im SWM mit unterschiedlichen Szenarien abzuschätzen.

Modul Handlungsstrategien

Daten zum Anteil gepflanzter Flächen nach Windwurf und zum Anteil verbauter Flächen sowie zur Häufigkeit von Durchforstungen sind bei den kantonalen Forstdiensten verfügbar. Diese Informationen sind nötig, um Handlungsstrategien realitätsnah simulieren zu können.

Modul Managementkosten

Verlässlichere Kostenansätze sind für das Modul Managementkosten nötig. Die vorhandenen Daten sind nicht repräsentativ und streuen sehr stark (Hasspacher Iseli & Pan 2003, Hofer & Walker 2004 [unveröffentlichter Schlussbericht], Walcher [schriftliche Mitteilung]). Auch wenn Kostensätze verfügbar wären, ist zu beachten, dass der technologische Fortschritt die Kostenstruktur ohnehin, und zwar in schwer vorhersehbarem Ausmass, verändern wird. Ebenso schwierig vorherzusagen ist die Entwicklung der Holzmärkte und damit der Einkünfte aus dem Holzverkauf. Daher sollte auch bei den Managementkosten mit Szenarien gearbeitet werden.

Modul Naturgefahrenrisiken

Daten für das Modul Naturgefahrenrisiken können regionalen Studien zum Schadenpotenzial (Wilhelm 1999, Bebi et al 2004) und Ereignisdatenbanken zu Steinschlag und Lawinen entnommen werden. Die bestehenden grossen Unterschiede im Schadenpotenzial sollten allerdings nicht durch Mittelwertbildung eliminiert, sondern als unterschiedliche Annahmen in Szenarien behandelt werden. Es ist anzunehmen, dass je nach Schadenpotenzial die gleiche Handlungsstrategie unterschiedlich zu bewerten ist.

Modul Kosten-Nutzen-Analyse

Die wichtigsten Zielvariablen des SWM, die im Modul Kosten-Nutzen-Analyse errechnet werden, also die Netto-Managementkosten und der Nutzen infolge Reduktion von Naturgefahrenrisiken, sind schwierig zu parametrisieren. Uns sind keine verlässlichen Daten zu solchen Kosten und Nutzen bekannt. Anhand von Fallstudien im Kanton Luzern ist daher eine Kalibrierung der Daten geplant.

Schlussfolgerungen

Der vorliegende Prototyp ist das erste Modell, welches in vereinfachter Form die langfristige Entwicklung von Schutzwäldern beschreibt und dabei ökologische, technische und ökonomische Aspekte einbezieht. Das Modell ist momentan noch nicht praxistauglich. Einerseits ist seine Validierung ausstehend, andererseits sind noch Strukturmängel vorhanden. Für deren Behebung werden im Aufsatz einige Vorschläge gemacht.

Aufgrund der beschriebenen Mängel können verschiedene Handlungsstrategien noch nicht miteinander verglichen werden. Die ersten Anwendungen haben aber gezeigt, dass sich das SWM durchaus plausibel verhält und dass daher der Modellansatz Erfolg versprechend ist. Der Prototyp des SWM ist bereits brauchbar, um die relative Bedeutung verschiedener Parameter im Schutzwald zu prü-

fen und Einflussfaktoren zu identifizieren, welche offensichtlich wichtig beziehungsweise unwichtig sind. Das SWM könnte so ein Meilenstein auf dem Weg zu einem nachweisbar kostenwirksamen Schutzwaldmanagement sein. ■

Dank

Wir danken J. Walcher für die Daten zu den Eingriffskosten im Kanton Glarus und U. Ulmer für die Spezialauswertung des LFI (Ulmer 2004).

Literatur

- ACEVEDO MF, URBAN DL, ABLAN M (1995) Transition rates and gap models of forest dynamics. *Ecol Appl* 5: 1040–1055.
- AMMANN M (2006) Schutzwirkung abgestorbener Bäume gegen Naturgefahren. Zürich: Eidg Techn Hochschule, PhD Thesis. 191 p.
- BACHOFEN H, ZINGG A (2001) Effectiveness of structure improvement thinning on stand structure in subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. *For Ecol Manage* 145: 137–149.
- BADOUX E (1983) Ertragstafeln. Tables de production. Fichte. Epicéa, Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch, 3 ed.
- BEBI P, AMMANN W, RHYNER J, GRÊT-REGAMEY A (2004) Risiko-basierte Schutzwaldstrategie. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch, Forum für Wissen. pp. 79–86.
- BENABDELLAH B, ALBRECHT KF, POMAZ VL, DENISENKO EA, LOGOFET DO (2003) Markov chain models for forest successions in the Erzgebirge, Germany. *Ecol Modelling* 159: 145–160.
- BRÄNDLI UB, HEROLD A (1999) Schutz vor Naturgefahren. In: Brassel P, Lischke H, editors. Schweizerisches Landesforstinventar – Methoden und Modelle der Zweitaufnahme. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch.
- BRANG P (2001) Resistance and elasticity: promising concepts for the management of protection forest in the European Alps. *For Ecol Manage* 145: 107–119.
- BRANG P, SCHÖNENBERGER W, BACHOFEN H, ZINGG A, WEHRLI A (2004) Schutzwaldynamik unter Störungen und Eingriffen: Auf dem Weg zu einer systemischen Sicht. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch, Forum für Wissen. pp. 55–66.
- BRANG P, SCHÖNENBERGER W, OTT E, GARDNER RH (2001) Forests as protection from natural hazards. In: Evans J, editor. The forests handbook. Oxford: Blackwell, vol 2. pp. 53–81.
- BRANG P, SCHÖNENBERGER W, SCHWITTER R, WASSER B, FREHNER M (2006) The management of protection forest in the European Alps: an overview. *For Snow Landsc Res* 80: 23–44.
- BRASSEL P, BRÄNDLI UB (1999) Schweizerisches Landesforstinventar: Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993–1995. Bern: Haupt. 442 p.
- BUWAL (2000) Handbuch Entscheidungshilfe bei Sturmschäden im Wald. Bern: Bundesamt Umwelt Wald Landschaft, Vollzug Umwelt. 100 p.

- COOL T (1999) Proper definitions for risk and uncertainty. Including a definition of relative risk, and an application to insurance. <http://econpapers.repec.org/paper/wpawu-wpwt/9902002.htm> (28 Mar 2007).
- DANIEL W, STERBA H (1980) Zur Ansprache der Bestandesdichte. *Allg Forstztg* 91: 155–157.
- DOBBERTIN M (2002) Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing the storms Vivian and Lothar. *For Snow Landsc Res* 77: 187–205.
- DOBBERTIN M, SEIFERT H, SCHWYZER A (2002) Ausmass der Sturmschäden. *Wald Holz* 83 (1): 39–42.
- DORREN LKA, BERGER F, IMESON AC, MAIER B, REY F (2004) Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *For Ecol Manage* 195: 165–176.
- ELLENBERG H, KLÖTZLI F (1972) Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Schweiz Anst forstl Versuchsw*, Mitt 48: 587–930.
- FELDMAN O, KOROTKOV VN, LOGOFET DO (2005) The monoculture vs. rotation strategies in forestry: formalization and prediction by means of Markov-chain modelling. *J Environ Manage* 77: 111–121.
- FREHNER M, WASSER B, SCHWITTER R (2005) Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion. Bern: Bundesamt Umwelt Wald Landschaft. 564 p.
- FREY W, THEE P (2002) Avalanche protection of windthrow areas: A ten year comparison of cleared and uncleared starting zones. *For Snow Landsc Res* 77: 89–107.
- FUCHS S, BRÜNDL M (2005) Damage potential and losses resulting from snow avalanches in settlements of the Canton of Grisons, Switzerland. *Nat Hazards* 34: 53–69.
- GALL R, MEIER F, MEIER AL, FORSTER B (2003) Regionale Verteilungsmuster des Buchdrucker-Stehendbefalls (*Ips typographus* L.) nach Sturmschäden im Kanton Bern. *Schweiz Z Forstwes* 154: 442–448. doi:10.31888/szf.2003.0442
- GARDNER RH, URBAN DL (2003) Model validation and testing: Past lessons, present concerns, future prospects. In: Canham CD, Cole JJ, Lauenroth WK, editors. *Models in ecosystem science*. Princeton: Princeton Univ Press. pp. 184–203.
- HANLEY N, SPASH CL (1993) Cost-benefit analysis and the environment. Aldershot: Edward Elgar. 278 p.
- HASSPACHER ISELI, PAN (2003) Rahmenwerte für Pauschalansätze. Bern: Bundesamt Umwelt Wald Landschaft. 21 p. <http://www.bafu.admin.ch/wald/01170/01177/03058/index.html?lang=de> (28 Mar 2007).
- HEINIMANN HR (2003) Risk management – a framework to improve effectiveness and efficiency of resource management decisions. In: Greminger P et al, editors. *Lessons learned from the past lessons for the future*. Berne: Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape, documentation 165.
- HOWARD RA (1971) Dynamic probabilistic systems. Volume II: Semi-Markov und decision processes. New York: Wiley. pp. 577–1108.
- JEFFERS JNR (1988) Practitioner's handbook on the modeling of dynamic change in ecosystems. New York: Wiley. 196 p.
- KUPFERSCHMID ALBISETTI AD (2003) Succession in a protection forest after *Picea abies* die-back. Zürich: Eidg Techn Hochschule, PhD Thesis. 237 p.
- MATTER JF (1999) Forest reserve research in Switzerland. In: Diaci J, editor. *Proc COST E4 Management Committee and Working Groups meeting. Virgin forests and forest reserves in central and east European countries: History, present status and future development (25–28 Apr 1998)*. Ljubljana: Biotechnical Faculty, Department of Forestry and Renewable Forest Resources. pp. 133–143.
- MAYER P ET AL (2005) Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Ann For Sci* 62: 303–311.
- MOSANDL R, EL KATEB H (1988) Die Verjüngung gemischter Bergwälder – Praktische Konsequenzen aus zehnjähriger Untersuchungsarbeit. *Forstwiss Cbl* 107: 2–13.
- OLIVER CD, LARSON BC (1990) *Forest stand dynamics*. New York: McGraw-Hill. 467 p.
- REINEKE LH (1933) Perfecting a stand density index for even-aged forests. *J Agric Res* 46: 627–638.
- RICKLI C, GRAF F, GERBER W, FREI M, BÖLL A (2004) Der Wald und seine Bedeutung bei Naturgefahren geologischen Ursprungs. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch, Forum für Wissen. pp. 27–34.
- SCHÖNENBERGER W (2002) Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *For Snow Landsc Res* 77: 61–80.
- SCHÖNENBERGER W, BRANG P (2004) Silviculture in mountain forests. In: Burley J, Evans J, editors. *Encyclopedia of forest sciences*. Amsterdam: Elsevier. pp. 1085–1095.
- SCHÖNENBERGER W, BRANG P (2006) Wiederbewaldung der Vivian-Versuchsflächen Disentis, Pfäfers, Schwanden und Zweisimmen. 15 Jahre Entwicklung. Auswertung der Verjüngungsaufnahmen 1992–2005, Naturverjüngung und Pflanzung. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch. 83 p.
- SCHWAGER M, BRANG P, BACHOFEN H (2007) Ohne Pflege stabile Tannenbestände? *Wald Holz* 88 (3): 32–33.
- SCHWITTER R (2007) Dokumentation der 22. Arbeitstagung der Schweizerischen Gebirgswaldpflegegruppe GWG. Behandlung von Jungwaldbeständen auf Sturmflächen im Schutzwald unter Berücksichtigung der langfristigen Entwicklung (August 2006). Maienfeld: Schweizerische Gebirgswaldpflegegruppe.
- STOFFEL M ET AL (2006) Assessing the protective effect of mountain forests against rockfall using a 3D simulation model. *For Ecol Manage* 225: 113–122.
- ULMER U (2004) Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Spezialauswertung der Erhebung 1993–95 vom 24. August 2004. Birmensdorf: Eidgenöss Forsch.anst Wald Schnee Landsch.
- USHER MB (1992) Statistical models of succession. In: Glenn-Lewin DC, Peet RK, Veblen TT, editors. *Plant succession: theory and prediction*. London: Chapman and Hall. pp. 215–248.
- VISCUSI WK (1993) The value of risk to life and health. *J Econ Lit* 31: 1912–1946.
- WALDWIRTSCHAFTSVERBAND SCHWEIZ (2003) BAR-Zahlen 2002. *Wald Holz* 85 (9): 34–36.
- WEHRLI AR (2005) Mountain forest dynamics and their impacts on the long-term protective effect against rockfall – a modelling approach. Zürich: Eidg Techn Hochschule, PhD Thesis. 180 p.
- WHITE PS, PICKETT STA (1985) Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett STA, White PS, editors. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York: Academic Press. pp. 3–16.

WILHELM C (1999) Kosten-Wirksamkeit von Lawinenschutzmassnahmen an Verkehrsachsen. Vorgehen, Beispiele und Grundlagen der Projektevaluation (Praxishilfe). Bern: Bundesamt Umwelt Wald Landschaft, Vollzug Umwelt. 110 p.

WSL, BUWAL (2001) Lothar. Der Orkan 1999. Ereignisanalyse. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch. anst. Wald Schnee Landschaft. 365 p.

ZINGG A (1996) Diameter and basal area increment in permanent growth and yield plots in Switzerland. In: Spiecker H, Mielikäinen K, Köhl M, Skovsgaard JP, editors. Growth trends in European forests. Berlin: Springer. pp. 239–265.

Bewertung von Handlungsstrategien in Schutzwäldern: Ein integraler Modellansatz

Ein kostenwirksames Schutzwaldmanagement muss sich auf fundiertes ökologisches, technisches und ökonomisches Know-how abstützen. Eine solche gesamtheitliche Betrachtung ist bis heute erst teilweise Realität. Es ist daher schwierig, verschiedene Handlungsstrategien wie beispielsweise die Kombination von präventiven Behandlungen (Durchforstung, Pflanzung) und reaktiven Behandlungen nach Störungen (Räumung von Windwurf- und Käferholz, Ergänzungspflanzungen und technische Verbaumassnahmen) vergleichend zu bewerten. Im Aufsatz wird der Prototyp eines Schutzwald-Simulationsmodells vorgestellt, welcher solche Bewertungen ermöglichen soll. Ebenfalls wird seine Anwendung in vier Fallstudien vorgestellt. Das Modell basiert auf einem modifizierten Markovketten-Ansatz und besteht aus sechs Modulen. Im Modul Bestandesentwicklung wird die Entwicklung von 16 Bestandestypen (zum Beispiel ungleichförmiger Wald) simuliert. Das Modul Störungen schätzt die Waldflächen, die zum Beispiel von Wind oder Insekten zerstört werden. Im Modul Handlungsstrategien können waldbauliche Strategien definiert werden. Das Modul Naturgefahrenrisiken schätzt das Gefahrenpotenzial, Schadenpotenzial und den mutmasslichen Schaden infolge Naturgefahren ab. Das Modul Managementkosten schätzt die Gesamtkosten der Eingriffe, und das letzte Modul ermöglicht eine Kosten-Nutzen-Analyse der gewählten Handlungsstrategie. Das Modell läuft in 10-Jahres Schritten über eine Periode von 150 Jahren. Ein systematisches Modifizieren der Modellparameter erlaubt es, die wichtigen Einflussfaktoren im Schutzwald zu identifizieren. Die behandelten Fallstudien zeigen im Allgemeinen ein plausibles Modellverhalten. Am Schluss wird aufgezeigt, wie das Modell verbessert und validiert werden kann.

Évaluation de stratégies d'action dans les forêts de protection: modèle d'une approche intégrale

Pour être efficace, la gestion des forêts de protection exige la combinaison de savoirs écologiques, techniques et économiques, ce qui n'a jusqu'ici pas entièrement été réalisé. Cela rend difficile une évaluation comparative des stratégies de gestion, à savoir opérations préventives (plantations, éclaircies) et traitements en réaction à des perturbations (exploitation forcée, plantations et regarnissages, construction de structures défensives). Le présent article décrit le prototype d'un modèle de simulation de la forêt protectrice qui pourrait permettre de telles évaluations, et son application dans quatre études de cas. Le modèle, qui comprend six modules, est basé sur une chaîne de Markov modifiée. Le développement de 16 types de peuplements différents (par exemple peuplement étagé) est traité dans le module de dynamique du peuplement. Le module des perturbations estime les zones affectées par une tempête ou une attaque d'insectes par exemple. Les stratégies sylvicoles sont, elles, entrées dans le module des opérations sylvicoles. Le module des risques évalue les potentiels des risques naturels, leurs potentiels de dommages et les dommages prévisibles. Le module des coûts reprend et additionne les coûts de la gestion et le dernier module permet une analyse des coûts et bénéfices de la stratégie choisie. Le modèle tourne sur une période de 150 ans par pas de 10 ans. En modifiant les hypothèses liées à certains paramètres, le modèle peut être utilisé pour révéler quels sont les facteurs qui affectent le plus fortement le système de la forêt de protection. Les études de cas réalisées ont généralement montré que le modèle avait un comportement plausible. L'article indique finalement des pistes à suivre pour améliorer et valider le modèle.