

Waldwachstumssimulatoren zur mehrkriteriellen Szenarioevaluation: ein Ansatz für eine benutzerfreundliche und flexible Bewertung

Matthias Albert

Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Büsgenweg 5, 37077 Göttingen

1 Einleitung

Der Schritt von der reinen Ergebnisdarstellung und unbewertenden Analyse alternativer Waldentwicklungsszenarien zu einer bewertenden Entscheidungshilfe unter Mehrfachzielsetzung ist weiterhin eine große Herausforderung. Die Zahl exemplarischer Ansätze für eine multikriterielle Szenarioevaluation im Bereich der Waldbewirtschaftung ist umfangreich und umspannt die Behandlung spezieller Teilfragen wie z.B. eine Risikobewertung bei Wiederaufforstungsentscheidungen (KANGAS, 1994), die Bewertung von Verjüngungsplanung (VACIK, 2000) oder die Einbeziehung des Erholungswertes in Managemententscheidungen (PUKKALA et al., 1995) bis hin zu umfassenden waldbaulichen Entscheidungsunterstützungssystemen (z.B. VACIK und LEXER, 2001). Die meist sehr spezifischen Entscheidungsprobleme erfordern jedoch häufig eine Modifikation bestehender Ansätze oder sogar ganz neue Lösungen.

Dieser Beitrag stellt ein multikriterielles Bewertungsmodul vor, das auf den Simulationsergebnissen des Prognosemoduls *WaldPlaner* der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt aufsetzt (HANSEN, 2006). Mit Hilfe des *WaldPlaners* können unterschiedliche Waldbaustrategien für ganze Waldgebiete simuliert und die naturalen, d.h. unbewerteten, Ergebnisse analysiert und verglichen werden. Die Ergebnisse der Simulationen können anschließend mit multikriteriellen Bewertungsmethoden anhand von Entscheidungskriterien und deren benutzertypischen Präferenzen weiterverarbeitet werden. Auf vier Elemente des multikriteriellen Bewertungsmoduls wird hier näher eingegangen: (1) Aufstellung einer Hierarchie von Entscheidungskriterien, (2) Aufbau und Verknüpfung der Entscheidungskriterien in einem System von mehrdimensionalen Nutzenfunktionen, (3) Herleitung global definierter, eindimensionaler Nutzenfunktionen und (4) Methoden der Kriteriengewichtung. Die Leitlinie des multikriteriellen Bewertungsansatzes stellt dabei die größtmögliche Bedienerfreundlichkeit bei gleichzeitig höchster Systemflexibilität rahmengebend in den Vordergrund. Ferner sollen die hinsichtlich des Hintergrundwissens sehr unterschiedlichen Nutzer –Praktiker aller Stufen eines Forstbetriebes, Kleinprivatwaldbesitzer, Wissenschaftler und Studierende– ohne Unterstützung von Experten die Bewertung durchführen können. Es muss daher sichergestellt sein, dass die benutzertypischen Präferenzen hinsichtlich der Auswahl von Entscheidungskriterien und deren Gewichtung adäquat im Bewertungsansatz widerspiegelt werden.

2 Methodik des multikriteriellen Bewertungsmoduls

Die zu bewertenden forstplanerischen Alternativen für ein Waldgebiet werden vom Software-Programm *WaldPlaner* der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt bereitgestellt (HANSEN, 2006). Mit Hilfe des *WaldPlaners* kann die Waldentwicklung unter unterschiedlichen Waldbaustrategien simuliert und analysiert werden. Die Steuerung der Bestandesbehandlungen greift auf ein modulares System zurück, welches Maßnahmenelemente zu Naturschutz, Holzernte, Bestandespflege und Verjüngung bereitstellt (DUDA, 2006). Diese Maßnahmenelemente werden in Abhängigkeit von der jeweiligen Bestandessituation zu einer Maßnahmenkette zusammengeführt und bilden in Verbindung mit baumartenspezifischen Rahmenwerten (Zielstärke, Eingriffsstärken usw.) das waldbauliche Szenario. Neben der Möglichkeit einer freien Definition von Szenarien durch den Programmnutzer decken vier vordefinierte Szenarien (*LÖWE* nach dem gleichnamigen Niedersächsischen Waldbauprogramm, *Ertrag* als gewinnorientierte Holzproduktionsvariante, *Prozessschutz* zur Sicherung der natürlichen Wachstums- und Sterbeprozesse bei minimierten anthropogenen Eingriffen und *PNV* mit einer an der potenziell natürlichen Vegetation orientierten Baumartenverteilung) einen weiten Bereich waldbaulicher Optionen und forstwirtschaftlicher Ziele ab.

Die Simulationsergebnisse können im *WaldPlaner* hinsichtlich zahlreicher Parameter ausgewertet und verglichen werden. Es stehen Informationen zur Produktion (Zuwachs, Nutzung, Sortenstruktur etc.), zur biologischen Diversität (Laubholzanteil, Habitatbäume, Artprofil etc.) und zu sozioökonomischen Funktionen (Erntekosten, Abtriebswert etc.) sowie zu forstlichen Ressourcen (Vorrat, Bestandestypen etc.) zur Verfügung.

Die Ergebnisse der Simulationen wie auch die Daten über den Ausgangszustand des Waldgebietes werden in einer ACCESS-Datenbank durch den *WaldPlaner* abgelegt. Diese Datenbank bildet die Datengrundlage für die multikriterielle Analyse.

2.1 Hierarchie der Entscheidungskriterien

Die Entscheidung, welches Szenario den Zielen des Entscheidungsfinders am nächsten kommt, kann auf der Grundlage der naturalen, unbewerteten Ergebnisse nicht getroffen werden. Die Vielfalt an quantitativen und qualitativen Informationen mit unterschiedlichen Skalen, die Existenz mehrerer Ziele, mögliche Zielkonflikte sowie häufig das Auftreten von Unsicherheit führen zu einer komplexen Planungsaufgabe, deren Lösung ohne

angemessene Hilfestellung durch Entscheidungsunterstützungssysteme selbst von qualifizierten Entscheidungsträgern kaum noch zu leisten ist (v. TEUFFEL et al., 2006). Die Suche nach der besten Lösung des Planungsproblems ist immer an die von den Entscheidungsträgern definierten Ziele und deren subjektiven Präferenzen gebunden. Multikriterielle Bewertungsmethoden können dazu beitragen, Klarheit über Ziele und entscheidungsrelevante Einflusskriterien sowie deren Gewichtungen zu bekommen (vgl. VACIK et al., 2004).

Der Katalog entscheidungsrelevanter Indikatoren orientiert sich an der Liste der *Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management* (MCPFE, 2003). Dabei müssen die zur Verfügung gestellten Indikatoren anhand der Datenbasis, die der *WaldPlaner* verwendet, beschreibbar bzw. aus diesen Informationen ableitbar sein. Auf zusätzliche externe Informationen wird in diesem multikriteriellen Bewertungsansatz verzichtet. Die in Abb. 1 dargestellte Entscheidungshierarchie gibt einen Überblick der verwendeten Indikatoren.

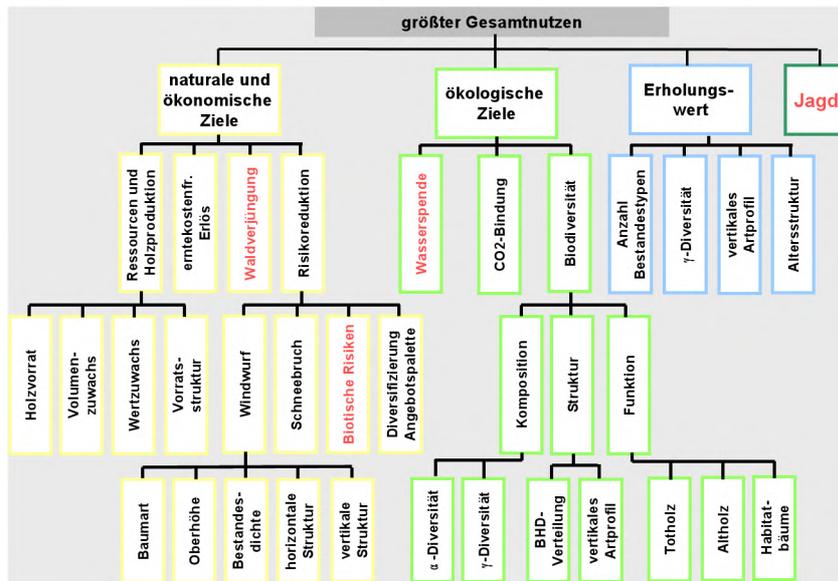


Abb. 1: Hierarchie der im Programm verfügbaren Indikatoren (schwarz) sowie noch nicht mit Variablen hinterlegten Indikatoren (rot).

Die Bandbreite an Entscheidungskriterien aus den drei Bereichen *naturale und ökonomische Ziele*, *ökologische Ziele* und *Erholungswert* gewährleisten, dass unterschiedlichste Zielsetzungen seitens der Entscheidungsträger bearbeitet werden können. Aus dem Angebot an Indikatoren wählt der Entscheidungsträger die für seine Fragestellung bedeutsamen Entscheidungskriterien aus. D.h. ein Waldbesitzer, der z.B. den Komplex *Erholungswert* für seine Entscheidungsfindung als irrelevant erachtet, bewertet die forstplanerischen Alternativen allein auf der Grundlage der natural-ökonomischen und ökologischen Kriterien. Dieser Kriterienkatalog mit der Möglichkeit der Auswahl einer Teilmenge an Kriterien für die Bewertung ist der erste Beitrag, der Leitlinie des Bewertungsmoduls, größtmögliche Bedienerfreundlichkeit bei höchster Systemflexibilität, zu entsprechen.

2.2 System von Nutzenfunktionen

Die einzelnen Indikatoren werden basierend auf ihrer hierarchischen Gliederung in mehrdimensionalen Nutzenfunktionen additiv verknüpft. Additive Nutzenfunktionen unterstellen die nur selten als erfüllt anzunehmende Substituierbarkeit und Präferenzunabhängigkeit der Kriterien (KEENEY und RAIFFA, 1976, S. 224ff). Ihr Einsatz ist jedoch als pragmatischer Kompromiss in Ermangelung praktikabler Alternativen zu rechtfertigen (vgl. z.B. KASTRUP, 1996; LEXER, 2000).

Das hierarchische System der mehrdimensionalen Nutzenfunktionen wird beispielhaft für die Gesamtnutzenfunktion und die natural-ökonomischen Indikatoren in den Gleichungen 1 bis 3 dargestellt:

$$U_a = \sum_{i=1}^n k_i u_i(x_i) = k_{NO} u_{NO}(x_{NO}) + k_{BD} u_{BD}(x_{BD}) + k_E u_E(x_E) \quad [1]$$

mit U_a = Gesamtnutzenfunktion (erste hierarchische Ebene),
 k_i = relatives Gewicht des Teilnutzens i ,
 $u_i(x_i)$ = Teilnutzenfunktion der Variablen(kombination) x_i .

$$U_{NO}(x) = \sum_{i=1}^n k_i u_i(x_i) = k_{R+HP} u_{R+HP}(x_{R+HP}) + k_{DBI} u_{DBI}(x_{DBI}) + k_{RR} u_{RR}(x_{RR}) \quad [2]$$

mit $U_{NO}(x)$ = Teilnutzenfunktion der naturalen und ökonomischen Ziele (zweite hierarchische Ebene).

$$U_{R+HP}(x) = \sum_{i=1}^n k_i u_i(x_i) = k_v u_v(x_v) + k_{iV} u_{iV}(x_{iV}) + k_{iW} u_{iW}(x_{iW}) + k_{VStr} u_{VStr}(x_{VStr}) \quad [3]$$

mit $U_{R+HP}(x)$ = Teilnutzenfunktion des Indikators Ressourcen und Holzproduktion (dritte hierarchische Ebene).

Die unterste Ebene im System der Nutzenfunktionen wird von eindimensionalen Teilnutzenfunktionen gebildet. So gehen im Fall der Gleichung [3] die Indikatoren *Holzvorrat*, *Volumenzuwachs*, *Wertzuwachs* und *Vorratsstruktur* mit ihren alternativenspezifischen Werten in die multikriterielle Bewertung auf der vierten hierarchischen Ebene ein. Die naturalen Variablenwerte werden mit Hilfe der eindimensionalen Teilnutzenfunktion in einen zwischen 0 und 1 skalierten Nutzenwert transformiert. Erst durch diese Transformation werden die Skalenunterschiede der Variablen aufgehoben und sämtliche quantitativen und qualitativen Variablen direkt vergleichbar.

2.2.1 Formbestimmung der eindimensionalen Nutzenfunktion

Diese Transformation kann grundsätzlich durch drei Funktionen beschrieben werden, nämlich eine exponentielle, eine lineare oder eine nichtmonotone Beziehung (KEENEY und SICHERMAN, 1976). KASTRUP (1996, S. 63) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass das Aussehen dieser Art von Nutzenfunktion unmittelbar mit den subjektiven Präferenzen des Entscheidungsträgers verbunden ist. Daher kann der Entscheidungsträger in dem hier vorgestellten Bewertungsansatz den Funktionstyp anhand der drei Grundtypen wählen. Die exakte Formbestimmung für z.B. einen sigmoiden Nutzenverlauf geschieht über die Festlegung zweier Fixpunkte, den Punkt des höchsten Nutzenzuwachses und den Grenznutzenpunkt. Im Anhalt an HRADETZKY (1972) kann für die dreiparametrische Korf-Funktion [Gleichung 4] die Form anhand der Wendepunktkoordinaten bestimmt werden:

$$u_x = \gamma \cdot e^{-\frac{\alpha}{(\beta-1)x^{\beta-1}}} \quad \text{mit } \gamma = 1 \text{ (da Nutzenfunktion zwischen 0 und 1 definiert ist).} \quad [4]$$

Die Korf-Funktion erfüllt drei für eindimensionale Nutzenfunktionen notwendige Bedingungen:

1. für $x = 0$ ist $u = 0$;
2. für $x \rightarrow \infty$ ist $u = \gamma = 1$;
3. der Wendepunkt i (größter Nutzenzuwachs) liegt bei

$$x_i = \left(\frac{\alpha}{\beta} \right)^{\frac{1}{\beta-1}} \quad [5a], \quad u_i = \gamma \cdot e^{-\frac{\beta}{\beta-1}} \quad [5b].$$

Über die Spezifikation von x_i und u_i und durch Umformung von [5a] und [5b] erhält man die Funktionsparameter α und β :

$$\alpha = \frac{e^{(\ln(x_i) \cdot \beta)} \cdot \beta}{x_i} \quad [6a], \quad \beta = \frac{\ln(u_i)}{1 + \ln(u_i)} \quad [6b].$$

Nachteilig erweist sich die geringe Flexibilität der Korf-Funktion insbesondere im unteren Ast, so dass sich mit dieser Funktion allein die entscheidungsträgerspezifischen Nutzenverläufe nicht adäquat abbilden lassen. Daher wird der untere, konkave Ast der Nutzenfunktion durch eine Exponentialfunktion der Form

$$u_x = e^{a \cdot x^b} - 1 \quad [7]$$

beschrieben. Der konvexe, obere Ast wird durch die Korf-Funktion dargestellt.

In Abb. 2 wird am Beispiel der eindimensionalen Teilnutzenfunktion für das Totholzvolumen das Vorgehen verdeutlicht. Über die Verschiebung von Punkt 1 (Wendepunkt der Korf-Funktion) kann der konvexe Ast gut variiert werden (Abb. 2a). Dem Entscheidungsträger wird dabei der Grenznutzenpunkt GN mitgeteilt. Die Parameter α und β der Korf-Funktion spezifiziert der Entscheidungsträger über die Lage von Punkt 1 und fixiert damit den Grenznutzenpunkt GN. Um eine möglichst genaue Abbildung des Nutzenverlaufs im konkaven Ast der

Nutzenfunktion zu erreichen, bestimmt der Entscheidungsträger mit Punkt 2 (Abb. 2b) den Schnittpunkt der Exponentialfunktion mit der Korf-Funktion und somit den Übergang vom konkaven zum konvexen Verlauf. Der Schnittpunkt der beiden Funktionen ist gleichzeitig der Punkt des höchsten Nutzenzuwachses. Mit den Koordinaten von Punkt 2 wird der Parameter a der Exponentialfunktion [Gleichung 7] bei variierenden Werten für Parameter b berechnet. Aus der Schar der so erhaltenen Funktionsverläufe (Abb. 2c) wählt der Entscheidungsträger denjenigen aus, der seinen subjektiv eingeschätzten Nutzenverlauf im konkaven Ast am besten beschreibt. Der in Abb. 2d dargestellte Funktionsverlauf ergibt sich folgendermaßen:

1. Punkt 1 wird festgelegt mit den Koordinaten $x_1 = 20$, $u_1 = 0,3$.
2. Daraus ergibt sich für den konvexen Ast:
$$u_x = e^{-\frac{14108886,9}{(5,9026-1)x^{(5,9026-1)}}}$$
.
3. Der Schnittpunkt von Korf-Funktion und Exponentialfunktion (Punkt 2) wird festgelegt mit den Koordinaten $x_2 = 24$, $u_2 = 0,6$.
4. Aus der Schar von Exponentialfunktionsverläufen wird für den konkaven Ast folgende Funktion ausgewählt: $u_x = e^{0,000828x^2} - 1$.

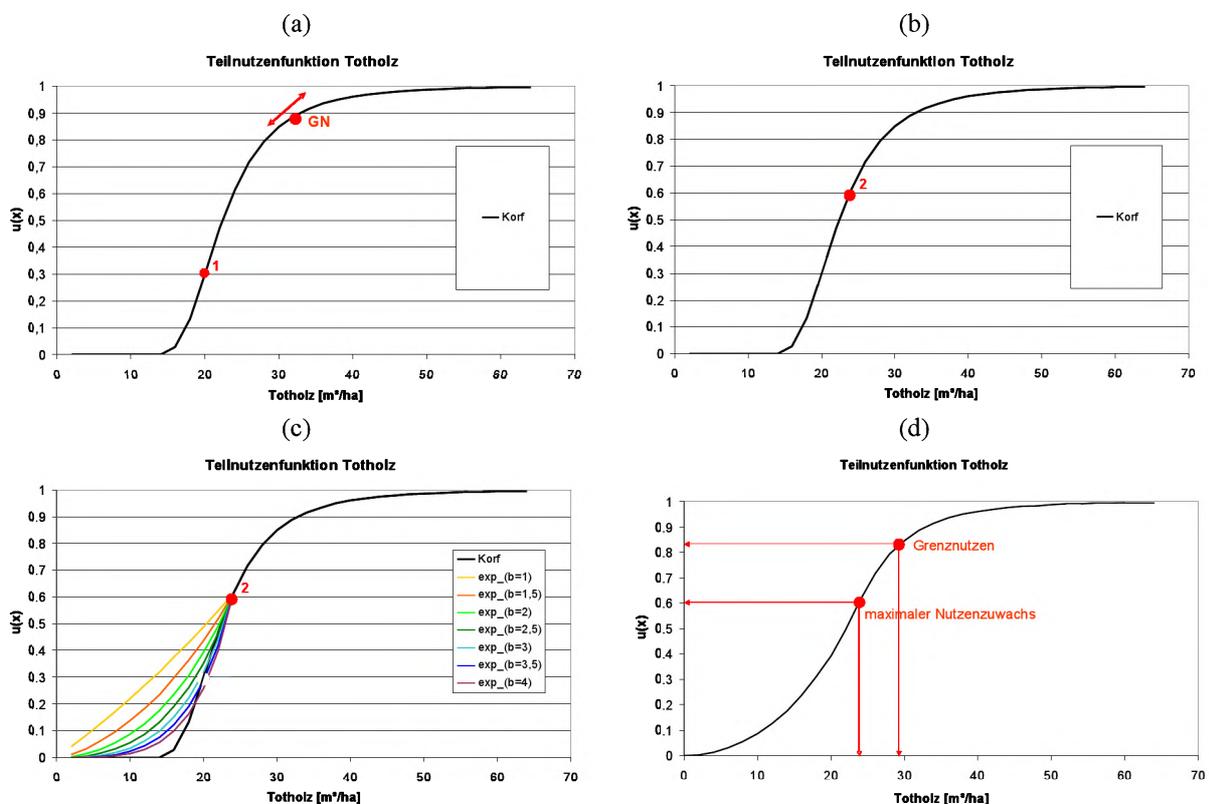


Abb. 2: Spezifikation einer sigmoiden, eindimensionalen Teilnutzenfunktion.

Dieses Vorgehen nimmt als Kompromiss zugunsten von Aufwandsminimierung und damit Bedienerfreundlichkeit eine etwas geringere Präzision in der Abbildung der Präferenzen des Entscheidungsträgers in Kauf. Ein alternatives Vorgehen wäre eine sehr aufwändige aber präzise Formbestimmung anhand z.B. paarweiser Vergleiche von Variablenwerten (vgl. z.B. KANGAS und PUKKALA, 1996).

2.2.2 Wertebereich der zu transformierenden Entscheidungskriterien

Der Wertebereich der mittels eindimensionaler Nutzenfunktion zu transformierenden Variablen lässt sich lokal über Minimum und Maximum der Variablenwerte im Alternativenset oder global anhand der Extremwerte des in der Realität vorkommenden Wertebereichs definieren (LEXER, 2005). Für das vorgestellte Entscheidungsunterstützungssystem wird der globale Ansatz gewählt, da er zwei wesentliche Vorteile bietet. Zum einen erscheint die Angabe von Funktionstyp und -form bei komplexen Indikatoren über den gesamten Wertebereich für Entscheidungsträger ohne detailliertes Hintergrundwissen einfacher. Am Beispiel der α -Diversität, beschrieben durch die Variable Shannon-Index auf Basis von Baumartenanteilen, sollen die Schwierigkeiten der Nutzenzuweisung zu verschiedenen Diversitätswerten verdeutlicht werden (Abb. 3).

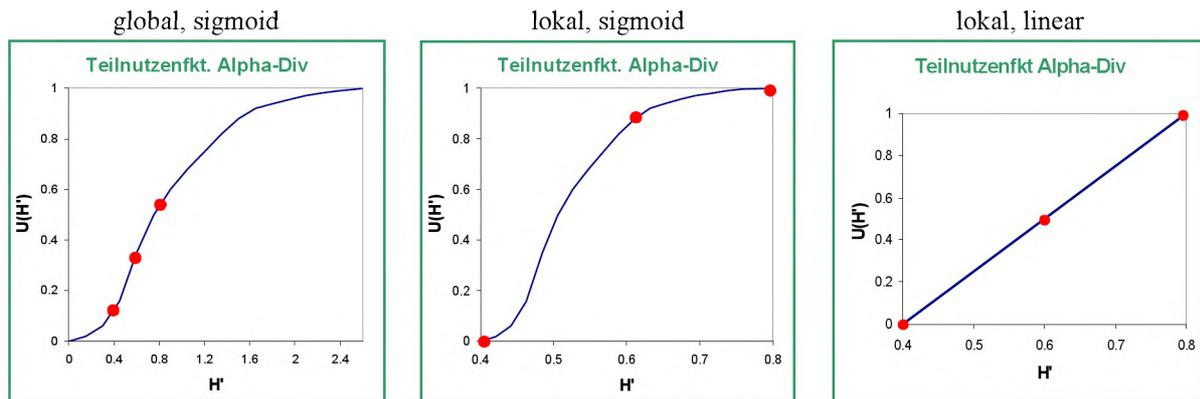


Abb. 3: Unterschied zwischen global und lokal definierten eindimensionalen Nutzenfunktionen.

Der Shannon-Index weist eine noch vergleichsweise geringe Komplexität auf, durch die Nichtlinearität erscheint aber bereits hier für mit der Materie weniger vertraute Entscheidungsträger eine direkte Nutzenzuweisung schwierig. Angenommen, das Alternativenset bestehe z.B. aus den drei Diversitätswerten 0,4; 0,6; 0,8 (rote Punkte in Abb. 3). Ferner sei für ein größeres Gebiet bekannt, dass sich die α -Diversität einem maximalen Shannon-Indexwert von ca. 2,4 nähern kann. Intuitiv erscheint es einfacher, den Diversitätswerten in Alternativenset einen Nutzen im globalen Wertebereich von $[0;2,64]$ zuzuweisen, als ein Abschätzung der Nutzenrelation untereinander im lokalen Wertebereich von $[0,4;0,8]$ durchzuführen. Unterstellt der Entscheidungsträger im Beispiel aus Abb. 3 für die Teilnutzenfunktion einen sigmoiden Verlauf, erhält der höchste Wert von 0,8 im Alternativenset bei globaler Definition – je nach persönlicher Präferenz bei der Formbestimmung der Teilnutzenfunktion (vgl. Abschnitt 2.2.1) – einen Nutzen von 0,75 zugewiesen und entsprechend 0,6 einen Nutzen von 0,3 und 0,4 entspricht einem Nutzen von 0,1 (Abb. 3, links). Bei einer lokalen Definition und erneut unterstelltem sigmoiden Verlauf erhält der Shannon-Indexwert 0,8 automatisch den Nutzenwert 1 und 0,4 per Definition den Nutzenwert 0 (Abb. 3, Mitte). Der mittlere Indexwert 0,6 wird in einen Nutzenwert von 0,9 transformiert. Es haben sich die Relationen zwischen den Nutzenwerten bei globaler und lokaler Definition grundlegend verschoben. Grundsätzlich sollte man jedoch davon ausgehen, dass die Nutzenpräferenzen eines Entscheidungsträgers in beiden Ansätzen zu ähnlichen Relationen führen müssten. Unterstellt man für dieses Beispiel ferner, dass der globale, sigmoide Nutzenverlauf die Einschätzung des Entscheidungsträgers für den Wertebereich $[0;2,64]$ adäquat widerspiegelt, dann könnte bei lokaler Definition für den Wertebereich $[0,4;0,8]$ ein linearer Nutzenverlauf angenommen werden und es ergäben sich annähernd ähnliche Relationen zwischen den drei Nutzenwerten (Abb. 3, rechts). Diese Schlussfolgerung, dass der relativ enge Wertebereich des Shannon-Index bei angenommenem global sigmoide Nutzenverlauf bei lokaler Definition eine eher lineare Transformation in Nutzenwerte bedingt, ist anspruchsvoll. Daher erscheint der globale Ansatz insbesondere bei komplexen Entscheidungskriterien universeller und einfacher handhabbar, zumal eine Beratung durch Experten während des Bewertungsprozesses in diesem System nicht vorgesehen ist.

Der zweite Vorteil global definierter Nutzenfunktionen ist ihre Allgemeingültigkeit. D.h., bei neuen Szenarien oder der Bewertung neuer Waldgebiete muss die globale, eindimensionale Nutzenfunktion nicht neu definiert werden, während eine Veränderung oder Erweiterung im Alternativenset einen neuen Minimal- bzw. Maximalwert bedingen kann und somit zumindest eine Überprüfung oder sogar eine Anpassung des lokalen Nutzenverlaufs notwendig wird.

Eine gemeinsame Verwendung von sowohl global als auch lokal definierten Nutzenfunktionen im multikriteriellen Bewertungsansatz erscheint fraglich. Da per Definition bei lokalen Funktionen die Minimal- bzw. Maximalwerte im Alternativenset die Nutzenwerte 0 bzw. 1 erhalten, kann dies gegenüber global transformierten Variablen, deren Minimal- und Maximalwerte höchstwahrscheinlich nicht 0 und 1 entsprechen, zu Verzerrungen führen.

In diesem Zusammenhang verweist KASTRUP (1996) darauf, dass die Festlegung von globalen Minimal- bzw. Maximalwerten immer durch wissenschaftliche Erkenntnisse abzusichern sei, um den Vorwurf der subjektiven Willkür zu entkräften.

Die Tabelle im Anhang enthält für alle Entscheidungskriterien, die mittels globaler, eindimensionaler Nutzenfunktionen transformiert werden, Informationen über die beschreibende Variable, den räumlichen Bezug, die Artsensitivität, die Referenzgrundlage und den Wertebereich sowie Quellenangaben.

2.2.3 Gewichtung der Entscheidungskriterien

Bei der Bestimmung der Kriteriengewichte, also der Koeffizienten in den mehrdimensionalen Nutzenfunktionen, wird erneut ein Kompromiss zwischen Präzision bei der Abbildung der Präferenzen des Entscheidungsträgers und geringem Aufwand und Einfachheit der Gewichtsermittlung gesucht. Da der Einfluss der einzelnen Indikatoren auf das Gesamtergebnis der Alternativenbewertung mit abnehmender Stellung der Nutzenfunktion in der Hierarchie sinkt, erscheint eine einfachere Gewichtsbestimmung auf den unteren Ebenen gerechtfertigt.

Die Kriteriengewichte sollen daher, wie in Abb. 4 dargestellt, entweder über den aufwändigen aber durch genaue Abwägung und Konsistenzprüfung sehr präzisen paarweisen Vergleich (SAATY, 1990) oder anhand der einfachen und schnellen *Point Allocation Method* (vgl. SCHOEMAKER und WAID, 1982) ermittelt werden. Für untergeordnete Kriterien bzw. Indikatoren, die in einem komplexen Beziehungsgefüge zueinander stehen und ohne Expertenwissen nur schwer gegeneinander abgewägt werden können (z.B. die mehrdimensionale Nutzenfunktion für Windwurf), werden im System Gewichte vorgegeben. Optional können diese auch vom Entscheidungsträger geändert werden.

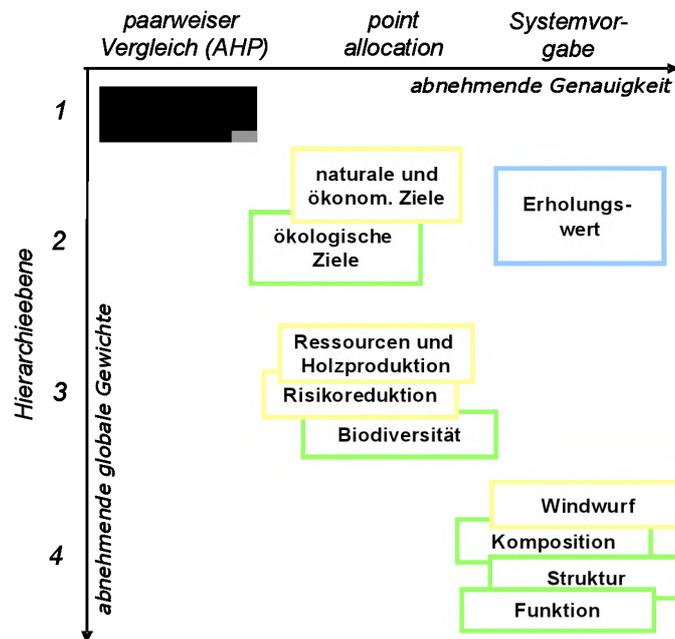


Abb. 4: Einordnung der mehrdimensionalen Nutzenfunktionen bezüglich ihrer hierarchischen Stellung und der drei Gewichtungsmethoden.

3 Ergebnisse eines exemplarischen Alternativenvergleichs

3.1 Untersuchungsgebiet

Das hier vorgestellte Fallbeispiel behandelt 53 anhand von Forsteinrichtungsdaten generierte Bestände, die eine Gesamtfläche von 126 ha umfassen. Die Bestände befinden sich im Wuchsgebiet Südniedersächsisches Bergland und ca. 87 % der Flächen weisen einen frischen Standort mit guter Nährstoffversorgung auf. Die Baumarten Buche und Fichte sind mit Vorratsanteilen von 33 % und 31 % dominierend. Weitere Laubbaumarten sind Eiche mit 17 % und diverse Edellaubhölzer mit 6 %. Die restlichen 13 % werden von Lärche, Douglasie und Kiefer gebildet. Der mittlere Derbholzvorrat liegt bei ca. 340 Vfm/ha.

3.2 Szenarien und naturale Ergebnisse

Für die 53 Bestände wurde ein Prognosezeitraum von 30 Jahren simuliert und als Szenarien wurden die vordefinierten Varianten Ertrag, LÖWE und Prozessschutz ausgewählt. Dabei wurden alle 53 Bestände jeweils nach dem gleichen Szenario und gemäß ihrer bestandesspezifischen Maßnahmenkette behandelt. Die naturalen Ergebnisse einiger Indikatoren lassen bereits die Unterschiede zwischen den Varianten erkennen (Tab. 1).

Die Ertragsvariante besticht durch einen prognostizierten erntekostenfreien Erlös von 470 €/ha/a. Der Erlös geht zu Lasten des Derbholzvorrates, der im Mittel nur noch 101 m³/ha beträgt. Für das LÖWE-Szenario ist der leichte Vorratsaufbau bei gleichzeitiger Gewinnorientierung (ca. 270 €/ha/a DB I) charakteristisch. Außerdem ist der aktive Umbau zugunsten standortgerechter Baumarten deutlich am steigenden Laubholzanteil und am verringerten Fichtenanteil erkennbar. In der Prozessschutzvariante steigt aufgrund der geringen waldbaulichen Durchforstungs- und Erntemaßnahmen der Vorrat auf im Durchschnitt 459 m³/ha stark an und entsprechend gering ist der Erlös mit

190 €/ha/a. Die dichteabhängige Mortalität führt in diesem Szenario zu einer Akkumulation von ca. 28 m³ Totholz pro ha.

Tabelle 1: Ergebnisse der Simulation für ausgewählte Indikatoren.

Indikator	Status quo	Ertrag	LÖWE	Prozess
Vorrat [m ³ /ha]	342	101	393	459
erntek.fr.Erlös [€/ha/a]	--	470	268	190
mittleres Alter	73	44	56	60
Laubholzanteil [%]	54,2	80,4	69,6	66,4
Anteil Bu (Fi) [%]	33 (31)	52 (28)	47 (26)	42 (33)
Shannon-Index	0,49	0,49	0,58	0,59
Totholz [m ³ /ha]	n.a.	10	23	28

Die Präferenz einer waldbaulichen Behandlungsvariante hängt nun von der für jeden Entscheidungsträger spezifischen Gewichtung der einzelnen Indikatoren ab.

3.3 Multikriterielle Alternativenbewertung

Der Entscheidungsträger beschränkt die Lösung des Forstplanungsproblems durch die Wahl der simulierten Szenarien. Durch die Wahl einer Teilmenge von Entscheidungskriterien aus der zur Verfügung stehenden Indikatorenliste und deren Gewichtung beeinflusst der Entscheidungsträger ferner die Alternativenbewertung. Die multikriterielle Alternativenbewertung für dieses Fallbeispiel wird vom Autor durchgeführt. Es werden alle Kriterien bis auf *Diversifizierung der Angebotspalette* und *CO₂-Bindung* herangezogen. Die Kriteriengewichtung erfolgt durch die oben erwähnten Methoden *paarweiser Vergleich* und *Point Allocation Method*. Ebenso werden die eindimensionalen Teilnutzenfunktionen spezifiziert. Tab. 2 zeigt die schrittweise Ermittlung des Gesamtnutzens der drei Alternativen. Die untergeordneten Kriterien der Indikatoren *Risikoreduktion*, *Biodiversität* und *Erholungsfunktion* sind aus Übersichtsgründen nicht einzeln in Tab. 2 aufgeführt.

Tab. 2: Schrittweise Ermittlung des Gesamtnutzens der drei Alternativen ((a)=Point Allocation Method, (b)=paarweiser Vergleich, ED=eindimensional, MD=mehrdimensional).

Indikator	Gewicht	Nutzenfkt	Variable(n)	Ertrag	LÖWE	Prozess
Vorrat	0,2 ^(a)	ED, sigmoid	Vfm/ha	0,051	0,731	0,869
Zuwachs	0,2 ^(a)	ED, linear	Vfm/ha/a	0,511	0,739	0,749
Wertzuwachs	0,4 ^(a)	ED, linear	€/ha/a	0,310	0,504	0,404
Vorratsstruktur	0,2 ^(a)	ED, linear	Vorratsverteilung über Dimension	0,377	0,718	0,716
R+HP	0,60 ^(a)	MD, additiv	u(V), u(iV), u(iW), u(VStr)	0,312	0,639	0,628
Erlös	0,25 ^(a)	ED, linear	DBI [€/ha]	0,639	0,364	0,258
Risikored.	0,15 ^(a)	MD, additiv	u(Wind), u(Schnee)	0,870	0,712	0,692
Nat.+Ökon.	0,65 ^(b)	MD, additiv	u(R+HP), u(Risikored.)	0,481	0,582	0,546
Biodiversität	0,23 ^(b)	MD, additiv	u(Komp.), u(Str), u(Fkt)	0,355	0,529	0,544
Erholungsfkt	0,12 ^(b)	MD, additiv	u(nBT), u(γ-Div), u(A), u(AltStr)	0,665	0,779	0,765
Gesamtnutzen		MD, additiv	u(N+Ö), u(Ökol.) u(Erholfkt.)	0,474	0,594	0,572

Auf der ersten Hierarchieebene (vgl. Abb. 4) werden in der Gesamtnutzenfunktion die naturalen und ökonomischen Ziele mit einem Gewicht von 0,65 klar gegenüber Biodiversität und Erholungsfunktion präferiert. Der Indikator *forstliche Ressourcen und Holzproduktion* weist in der Nutzenfunktion der naturalen und ökonomischen Ziele (vgl. Gleichung 2) auf der zweiten Hierarchieebene das höchste Gewicht mit 0,60 auf. Das Szenario LÖWE erweist sich

gemessen an den herangezogenen Bewertungskriterien und deren Gewichtung im Vergleich mit den beiden Alternativen Ertrag und Prozessschutz als die erfolgversprechendste waldbauliche Variante für das Untersuchungsgebiet. Die Robustheit der Rangreihung muss jedoch durch eine intensive Sensitivitätsanalyse überprüft werden (vgl. z.B. MEIXNER und HAAS, 2002, S. 172ff). Dabei wird untersucht, inwieweit eine Verschiebung der Kriteriengewichte zu einer Veränderung der Alternativenrangfolge führt.

4 Diskussion

Der Kompromiss zwischen größtmöglicher Bedienerfreundlichkeit und gleichzeitig höchster Systemflexibilität ist als Leitlinie des vorgestellten multikriteriellen Bewertungsansatzes zentral. Eine große Bedienerfreundlichkeit wird im wesentlichen durch vier Punkte angestrebt: (1) nach Aufwand gestaffelte Methoden zur Kriteriengewichtung, (2) Systemvorgabe für Gewichte von Kriterien, die in einem komplexen Beziehungsgefüge zueinander stehen, (3) globale definierte, eindimensionale Nutzenfunktionen und (4) Formbestimmung der eindimensionalen Nutzenfunktionen über einfache funktionale Zusammenhänge. Eine möglichst große Flexibilität in der Abbildung der individuellen Präferenzen des Entscheidungsträgers wird in drei Bereichen angestrebt: (1) Vorgabe einer Liste von Entscheidungskriterien, aus der der Nutzer die für seine spezifische Entscheidungssituation relevante Teilmenge auswählen kann, (2) direkte Bestimmung der Gewichte für die meisten Entscheidungskriterien und (3) die eindimensionalen Nutzenfunktionen können über Typ und Form individuell definiert werden.

Der multikriterielle Bewertungsansatz sollte einem stetigen Verbesserungsprozess unterworfen sein. Dies wird bereits an den noch nicht mit Variablen hinterlegten Entscheidungskriterien (vgl. Abb. 1) und den kritischen Anmerkungen zu einigen Variablen der eindimensionalen Nutzenfunktionen (vgl. Tab. im Anhang) deutlich.

Der additiven Nutzenfunktion wird die einfachste Interpretierbarkeit bescheinigt (PUKKALA und KANGAS, 1993). Die Interpretation der Parameter als marginale Substitutionsraten ermöglichen es, diese leicht abzuschätzen und die Nutzenfunktion für Sensitivitätsanalysen heranzuziehen. In empirischen und theoretischen Studien konnte nachgewiesen werden, dass die additive Form der Nutzenfunktion die wahren Präferenzen des Entscheidungsträgers am besten widerspiegelt (LASKEY und FISCHER, 1987; SCHOEMAKER und WAID, 1982).

Dennoch kann im Bereich der Kriterienverknüpfung der mehrdimensionalen Nutzenfunktionen methodisch eine Verbesserung erreicht werden. So wird beispielsweise Unabhängigkeit zwischen den einzelnen Biodiversitätskomponenten unterstellt, wie dies auch KANGAS und PUUKKALA (1996) tun. Die Teilnutzenfunktionen werden somit isoliert voneinander ermittelt und additiv verknüpft. Da die unterstellte Unabhängigkeit streng genommen nicht haltbar ist, entwickelten ALHO et al. (2001) ein statistisches Verfahren, um Interaktion zwischen einzelnen Komponenten zu modellieren. LESKINEN et al. (2003) wenden diese Technik bei der Herleitung des ökologischen Nutzens von Wäldern an.

Im Bereich der Szenariosimulation im *WaldPlaner* ist es im Sinne einer noch zielkonformereren Gesamtplanung wichtig, dass bei der Formulierung von Behandlungsalternativen nicht alle Bestände eines Waldgebietes dem gleichen Szenario unterliegen, wie es in dem oben angeführten Beispiel der Fall ist. Vielmehr sind unterschiedliche Szenarien für Teilbereiche des Betriebes noch erfolgversprechender und erweitern somit die Anzahl an Handlungsalternativen drastisch. Intelligente Lösungen zur Generierung von Handlungsalternativen sind hierfür nötig (vgl. v.GADOW, 2005; HINRICHS, 2006).

Abschließend sei noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, dass Entscheidungsunterstützungssysteme wie der *WaldPlaner* und die Erweiterung um einen multikriteriellen Bewertungsansatz dem Programmnutzer nicht die Entscheidung für oder gegen ein waldbauliches Bewirtschaftungskonzept abnehmen können. Vielmehr liefert das System Informationen, um Klarheit über die Konsequenzen von Zielen und Präferenzen zu erlangen, und durch Analyse der Ergebnisse Argumente, die eine Entscheidungsfindung erleichtern. Ein weiterer wesentlicher Vorteil dieses Systems ist die objektive Nachvollziehbarkeit für Außenstehende, wie ein Entscheidungsträger mit seinen subjektiven Einschätzungen (Auswahl der Entscheidungskriterien, Gewichtung etc.) zu einer Entscheidungsfindung gelangt ist.

5 Zusammenfassung

Entscheidungsunterstützungssysteme können dem Entscheidungsträger bei der immer komplexer und anspruchsvoller werdenden betrieblichen Forstplanung wertvolle Hilfestellung geben. Das Entscheidungsunterstützungssystem *WaldPlaner* und der darauf aufsetzende multikriterielle Bewertungsansatz haben zum Ziel, waldbauliche Handlungsoptionen für ganze Waldlandschaften aufzuzeigen, Szenariosimulationen durchzuführen und die Ergebnisse zu analysieren und zu bewerten. Elementar ist dabei die wissenschaftlich fundierte Prognose der Waldentwicklung und die Verknüpfung der im System zur Verfügung stehenden Variablen mit den in der Entscheidungsfindung relevanten Indikatoren. Die Leitlinie des multikriteriellen Bewertungsansatzes stellt die größtmögliche Bedienerfreundlichkeit bei gleichzeitig höchster Systemflexibilität in den Vordergrund.

6 Literatur

- ALHO, J.M., KOLEHMAINEN, O., and LESKINEN, P., 2001: Regression Methods for Pairwise Comparison Data. In: SCHMOLDT, D.L., KANGAS, J., MENDOZA, G.A., and PESONEN, M. (eds.): *The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making*. Kluwer Academic Publishers: pp. 235-252.
- DUDA, H., 2006: Vergleich forstlicher Managementstrategien. Diss., Universität Göttingen. 182 S.
- GADOW, K.V., 2005: Das Mehrpfad-Prinzip der Forsteinrichtung. *AFZ-Der Wald* 9: S. 469-471.
- HANSEN, J., 2006: Der WaldPlaner – Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Jahrestagung der Sektion Biometrie und Forstl. Informatik, DVFFA in Trippstadt. 8 S.
- HINRICHS, L., 2006: Untersuchungen zur Simulation von Behandlungspfaden für Buchen-Fichten-Mischbestände. Diss., Universität Göttingen. 123 S.+Anhang.
- HRADETZKY, J., 1972: Modell eines integrierten Ertragstafel-Systems in modularer Form. *Mitteilungen der Baden-Württembergischen Forstl. Versuchsanstalt*, Heft 45: 172 S.
- KANGAS, J. AND PUKKALA, T., 1996: Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. *Can.J.For.Res.* 26: pp. 103-111.
- KANGAS, J., 1994: Incorporating Risk Attitude into Comparison of Reforestation Alternatives. *Scand.J.For.Res.* 9: pp. 297-304.
- KASTRUP, M.J., 1996: Zur Rationalität forstbetrieblicher Entscheidungsmodelle. *Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg*. Bd. 5: 268 S.
- KEENEY, R.L. AND RAIFFA, H., 1976: *Decisions with Multiple Objectives*. Cambridge University Press. 569 p.
- KEENEY, R.L. AND SICHERMAN, A., 1976: Assessing and Analyzing Preferences Concerning Multiple Objectives: An Interactive Computer Program. *Behavioral Science*, Vol. 21(3): pp. 173-182.
- LASKEY, K.B. AND FISCHER, G.W., 1987: Estimating utility functions in the presence of response error. *Manage. Sci.* 33: pp. 965-980.
- LESKINEN, P., KANGAS, J., AND PASANEN, A.-M., 2003: Assessing ecological values with dependent explanatory variables in multi-criteria forest ecosystem management. *Ecol. Modelling* 170: pp. 1-12.
- LEXER, M.J., 2005: Multikriterielle Entscheidungsmethoden (MCDM). Einsatz für forstliche Fragestellungen. Jahrestagung der AG Forsteinrichtung des DVFFA 2005.
- LEXER, M.J., 2000: Ein multi-attributives Nutzenmodell zur Unterstützung der waldbaulichen Entscheidungsfindung dargestellt am Beispiel sekundärer Fichtenwälder. *Forstw.Cbl.* 119: 377 – 394.
- MEIXNER, O. UND HAAS, R., 2002: Computergestützte Entscheidungsfindung. *Redline Wirtschaft bei Ueberreuter*, Frankfurt/Wien. 262 S.
- MCPFE, 2003: *Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management*. MCPFE Liaison Unit Vienna. www.mcpfe.org
- PUKKALA, T., NUUTINEN, T., AND KANGAS, J., 1995: Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. *Landscape and Urban Planning* 32: pp. 185-195.
- PUKKALA, T. AND KANGAS, J., 1993: A Heuristic Optimization Method for Forest Planning and Decision Making. *Scand. J. For. Res.* 8: pp. 560 - 570.
- SAATY, T.L., 1990: *The Analytic Hierarchy Process*. 2nd edition, RWS Publications. 269 S. + Anhang.
- SCHOEMAKER, P.J. AND WAD, C.C., 1982: An experimental comparison of different approaches to determining weights in additive utility models. *Manage. Sci.* 28: pp. 182-196.
- TEUFFEL, K.V., HEIN, S., KOTAR, M., PINTO PREUHSLE, E., PUUMALAINEN, J., AND WEINFURTER, P., 2006: End User Needs and Requirements. In: HASENAUER, H. (Hsg.), 2006: *Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe*. Springer-Verlag: pp. 19-38.
- VACIK, H., LEXER, M.J. UND ENGLISCH, M., 2004: Einsatz des Decision Support Systems DSDv1.1 zur Unterstützung der forstlichen Beratung im Landesforstdienst. *Forstarchiv* 75: S. 180-189.
- VACIK, H. UND LEXER, M.J., 2001: Application of a spatial decision support system in managing the protection forests of Vienna for sustained yield of water resources. *For. Ecol. And Mgmt.*, 143: pp. 65-76.
- VACIK, H., 2000: Ein entscheidungsunterstützendes System für die Verjüngungsplanung in den Quellenschutzwäldern der Stadt Wien. *Forstarchiv* 71: 223 – 233.

7 Anhang

Indikator	Variable	Räumlicher Bezug	Artsensitivität	Referenz / Wertebereich	Kommentar	Quellen
Holzvorrat	Derbholzvolumen V_{fm} [m ³ /ha]	Landschaft	nein	Grenznutzen bei Zielvorrat / Wertebereich: 0 bis max.Vorrat	Abfrage durchschnittlicher Zielvorrat für Betrieb, z.B. über Weiserflächendaten; max.Vorrat über Simulation ohne Eingriff	BÖCKMANN ET AL., 1998
Zuwachs	Volumenzuwachs i_v [m ³ /ha/a]	Landschaft	nein	Wertebereich: 0 bis $I_{Z_{max}}=15,5$ m ³ /ha/a	mittlerer $I_{Z_{max}}$ anhand von Ertrags- tafelangaben I.Ekl, mäßige DF ermittelt; soll in Zukunft explizit je Baumart und Alter berechnet werden	BACHMANN, 1999 KRAMER, 1988 NAGEL, 1986 SCHOBER, 1975
Wertzuwachs	Wertzuwachs i_w [€/ha/a]	Landschaft	nein	Wertebereich: 0 bis $i_{w_{max}}$; $i_{w_{max}} = T_0 \cdot (1 + (i_w\% / 100))^t$ mit T_0 = Abtriebswert zu Simulationsbeginn, $i_w\%$ = Massenzuwachs% * Wertzuwachs-faktor, t = Simulationsdauer	$i_w\%$ (MEISGEIER, 2007) über optimistische Annahme von Massenzuwachs%=3% und Wertzuwachs-faktor=1,5; Wertzuwachs-faktor soll in Zukunft explizit je Baumart und mittlerem BHD ermittelt und das Massenzuwachs-prozent ebenfalls art- und altersspezifisch errechnet werden	MEISGEIER, 2007 MÖHRING, 1994
Vorratsstruktur	rel.Diskrepanz rD der Vorratsverteilung über fünf BHD-Klassen	Landschaft	ja	Ref.: Normalverteilung bis artspezifische Zielstärke; Wertebereich: 0 bis 0,9; $rD = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^k \hat{H}_i - H_i $ mit H_i = empirische relative Häufigkeit der i-ten Klasse, \hat{H}_i = erwartete (erwünschte) rel. Häufigkeit der i-ten Klasse, k = Anzahl der Klassen.	Ermittlung des Teilnutzens für jede Baumart (dabei gilt: je größer die relative Diskrepanz, desto geringer der Nutzen), Gesamtnutzen als volumengewichteter Mittelwert der baumartspezifischen Teilnutzenwerte	ALBERT, 2002 BACHMANN, 1999 GREGORIUS, 1974 POMMERENING, 1997 SPEIDEL, 1972 STAUPENDAHL, 1999
Holznutzung	Deckungsbeitrag I [€/ha/a]	Landschaft	nein	Ref.: $DBI \leq 0$ entspricht einem Teilnutzen von 0; Maximalwert über Prognose mit maximalem Wertwachs und Liquidation am Simulationsende vermindert um mittlere Erntekosten		

Indikator	Variable	Räumlicher Bezug	Artsensitivität	Referenz / Wertebereich	Kommentar	Quellen
Artindex (Gewicht 0,3 am Risiko Wind)	Baumart	Bestand	ja	Anteil des Artindex am Risikopotenzial: $P_{AI} = \sum_{i=1}^n (p_i q_i)$ mit p_i =Stammzahlanteil Art i, q_i =Gewichtungsfaktor Art i.	Artspezifisches Wurzelsystem als Variable für die Verankerungskraft; Gewichtungsfaktoren : $F_i=1$ (höchste Gefährdung); andere $NH=0,6$; Bu u. andere $LH=0,4$; $E_i, Wta, Hbu, Sei=0,1$ (geringste Gefährdung)	KOHNLE und GAUCKLER, 2003 LÜPKE, V. und SPELLMANN, 1997 RÖHRIG ET AL., 2006
Bestandeshöhe (Gewicht 0,3 am Risiko Wind)	hg [m]	Bestand	nein	Wertebere.: ab 18m ($hg < 18m \equiv$ Risikopotenzial=0)	Bei 18m Risiko=0, dann exponentiell zunehmend, ab 30m asymptotisch gegen Risiko=1; H_0 wäre noch aussagekräftiger, in <i>WaldPlaner</i> bisher nicht einzelbestandsweise ausgewiesen	KOHNLE und GAUCKLER, 2003 RÖHRIG ET AL., 2006
Bestandesdichte (Gewicht 0,2 am Risiko Wind)	Überschirmung [%]	Bestand	nein	Wertebere.: bis 100% (über 100% \equiv Risikopotenzial=0)	Bei 100% Risiko=0, dann linear zunehmend bis 30% (und darunter) mit Risiko=1; in der Literatur wird Bestandesdichte über B° beschrieben, da dieser im <i>WaldPlaner</i> nicht ausgewiesen wird, wird die pro-zentuale Überschirmung (Summe der Kronenschirmflächen der Oberschichtbäume dividiert durch Bestandesfläche) herangezogen	BLENNOW und SALLNÄS, 2004 PELTOLA ET AL., 1999
horizont. Struktur (Gewicht 0,1 am Risiko Wind)	Evenness (Anteile in BHD-Klassen)	Bestand	nein	Wertebere.: 0 bis 1	Bei $E=1$ Risiko=0, linear zunehmend bis $E=0$ Risiko=1	RÖHRIG ET AL., 2006
vertikale Struktur (Gewicht 0,1 am Risiko Wind)	Evenness (Anteile in Höhenstufen)	Bestand	nein	Wertebere.: 0 bis 1	Bei $E=1$ Risiko=0, linear zunehmend bis $E=0$ Risiko=1	RÖHRIG ET AL., 2006
Risiko Schneebruch	mittlerer h/d-Wert	Bestand	ja	Betrachtet werden Rein- und Mischbestände aus Fichte bis Alter 70 und Kiefer bis Alter 40; $h/d < 70$ keine Gefährdung, $h/d > 90$ starker Anstieg der Gefährdung; Wertebere.: 70 bis	Ermittlung des Teilnutzens (invers, d.h. je höher das Risikopotenzial, desto geringer der Nutzen) stammzahlanteilgewichtet auf Bestandesebene, Gesamtnutzen als flächengewichtete Summe der Bestandesteil-	LEXER, 2000 RÖHRIG ET AL., 2006, S. 245ff ROTTMANN, 1985

Indikator	Variable	Räumlicher Bezu	Artsensitivität	Referenz / Wertebereich	Kommentar	Quellen
Diversifizierung der Angebotspalette	Volumenbezogene Baumartenverteilung	Landschaft	ja	Ref.: benutzerdefiniert als strategische Baumartenwahl; Soll-Ist Vergleich über rD (vgl. Indikator Vorratsstruktur)	Ermittlung des Teilnutzens für jede Baumart (dabei gilt: je größer die relative Diskrepanz, desto geringer der Nutzen), Gesamtnutzen als volumengewichteter Mittelwert der baumartenspezifischen Teilnutzenwerte	
Artendiversität innerhalb der Bestände (α -Diversität)	Shannon-Index (stammzahlbez. Artanteile)	Bestand	ja	Wertebereich: 0 bis 2,64 Ref.: Maximalwert (im Anhalt an Auswertung der Diversität im Solling und der Heide) für 14 Arten im Bestand = $\ln(14)=2,64$	Ermittlung des Teilnutzens auf Basis von stammzahlbezogenen Artanteilen auf Bestandesebene, Gesamtnutzen auf Landschaftsebene als flächengewichteter Mittelwert der bestandesweisen Teilnutzenwerte	PIELOU, 1977, S. 299ff
Artendiversität auf Landschaftsebene (γ -Diversität)	Shannon-Index (flächengew. BT-Anteile)	Landschaft	ja	Wertebereich: 0 bis 2,08 Ref.: Maximalwert bei acht Hauptbestockungstypen = $\ln(8)=2,08$	Ermittlung des Teilnutzens auf Basis von flächengewichteten Bestandes-typen-Anteilen	
vertikale Bestandesstruktur	Artprofil-Index	Bestand	ja	Wertebereich: 0 bis 1,5 Ref.: Maximalwert ermittelt aus 10211 Beständen	Vorläufige Annahme: Beitrag von Artanteilen und Höhenschichtbesetzung zur Struktur ist gleichwertig, d.h. gleiche Indexwerte haben auch bei unterschiedlicher Artbesetzung den gleichen Nutzenwert; Bestandesweise Ermittlung des Teilnutzens, Gesamtnutzen auf Landschaftsebene als flächengewichteter Mittelwert der bestandesweisen Teilnutzenwerte	PRETZSCH, 1996, 2001
horizont. Bestandesstruktur	Shannon-Index (Anteil je BHD-Klasse)	Bestand	nein	Wertebereich: 0 bis 2,64 Ref.: Maximalwert bei 4cm Stufen bis BHD-Klasse 60+ = $\ln(14) = 2,64$	Bestandesweise Ermittlung des Teilnutzens, Gesamtnutzen auf Landschaftsebene als flächengewichteter Mittelwert der bestandesweisen Teilnutzenwerte; Kritik: Gleichverteilung ist falscher Maßstab; evt. wäre BHD-Spreitung aussagekräftiger	BUONGIORNO ET AL., 1994

Indikator	Variable	Räumlicher Bezu	Artsensitivität	Referenz / Wertebereich	Kommentar	Quellen
Totholz	Totholz-volumen [m ³ /ha]	Landschaft	nein	Werteber.: 0 bis 60; über 60m ³ /ha Nutzen=1; Ref.: Maximalwert im Anhalt an UTSCHICK (1991) und MEYER (1999)	andere Richtwerte nach SIPPEL (2005); Beispiel einer Teilnutzenfunktion für Totholz in der Literatur (PUKKALA, 2002)	MEYER, 1999 PUKKALA, 2002 SIPPEL, 2005 UTSCHICK, 1991
Altholz	Flächenanteil von Altbeständen	Landschaft	nein	Werteber.: 0 bis 50; über 50% Nutzen=1; Ref.: Maximalwert im Anhalt an KANGAS und PUKKALA, 1996	Zu klären: was ist die artspezifische Altersgrenze? Pragmatische Vorgehensweise: alle Baumarten mit einem Alter über Umtriebszeit (vgl. SPEIDEL, 1972, S. 117) zählen als Altbestand; in Mischbeständen gehen die Baumarten mit einer ihrem Volumenanteil entsprechenden Anteilfläche ein	KANGAS und PUKKALA, 1996 SPEIDEL, 1972
Habitatbäume	Anzahl pro ha	Landschaft	nein	Werteber.: 0 bis 5; über 5 Nutzen=1; Ref.: Maximalwert im Anhalt an KÖNIG und BOUVRON (2005) sowie SIPPEL (2005)	Kritik: bei zu geringer Flächen-größe der Modellbestände im <i>Wald-Planer</i> sind bei Hochrechnung auf N/ha-Werte die „Sprünge“ zu groß (evt. mit Gewichtung arbeiten)	KÖNIG und BOUVRON, 2005 SIPPEL, 2005
CO ₂ -Bindung	Oberirdische Biomasse [t/ha]	Landschaft	ja	Werteber.: 0 bis max.Biomasse	Max. Biomasse über Simulation ohne Eingriffe; Obergrenze muss zukünftig unter Berücksichtigung von Baumartenwechsel, anderer Nutzungsstrategie etc. exakter ermittelt werden	FEHRMANN, 2007 FEHRMANN und KLEINN, 2006 GROTE ET AL., 2003 OLEKSYN ET AL., 1999 ZIANIS ET AL., 2005
Bestandestypenvielfalt	Anzahl BT	Landschaft	ja	Werteber.: 1 bis 21; Max.wert im Anhalt an OTTO, 1991, S. 505 f)		OTTO, 1991
Altersstruktur	rel. Diskrepanz der Altersklassenverteilung	Landschaft	ja	Referenz: Gleichverteilung; Werteber.: 0 bis 0,9 (bei 0, d.h. keine Abweichung vom Ideal, Nutzen = 1; entsprechend bei 0,9 Nutzen = 0)	Vergleich der Kronenschirmflächen je 20-jährige Altersklasse gegenüber Referenz mittels der relativen Diskrepanz rD	

Im Anhang zitierte Quellen

- ALBERT, M., 2002: Zur Prognose der Z-Baum-Auswahl in Mischbeständen - ein regelbasierter Algorithmus für waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodelle. AFJZ, 173. Jg.: S.153-161.
- BACHMANN, P., 1999: Waldwachstum I/II. Skript der ETH Zürich.
- BLENNOW, K. AND SALLNÄS, O., 2003: WINDA – a system of models for assessing the probability of wind damage to forest stands within a landscape. Ecol. Modelling 175: pp. 87-99.
- BÖCKMANN, T., SPELLMANN, H. UND HÜSING, F., 1998: Neukonzeption und Weiterentwicklung der Forsteinrichtung in Niedersachsen. FoHo, 53.Jg.: S. 298 - 302.
- BUONGIORNO, J., DAHIER, S., LU, H.-C., AND LIN, C.-R., 1994: Tree Size Diversity and Economic Returns in Uneven-Aged Forest Stands. For.Sci., vol. 40: pp. 83 - 103.
- FEHRMANN, L., 2007: Alternative Methoden zur Biomasseschätzung auf Einzelbaumebene unter spezieller Berücksichtigung der k-Nearest Neighbour (k-NN) Methode. Dissertation Universität Göttingen. 131 S. + Anhang.
- FEHRMANN, L. AND KLEINN, CH., 2006: General considerations about the use of allometric equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. For.Ecol. and Mgmt. 236: pp. 412-421.
- GREGORIUS, H.-R., 1974: Genetischer Abstand zwischen Populationen. I. Zur Konzeption der genetischen Abstandsmessung. Silvae Genetica 23: S. 22-27.
- GROTE, R., SCHUCK, J., BLOCK, J. UND PRETZSCH, H., 2003: Oberirdische holzige Biomasse in Kiefern-/Buchen- und Eichen-/Buchen-Mischbeständen. Forstw.Cbl. 122: S. 287-301.
- KOHNLE, U. AND GAUCKLER, S., 2003: Vulnerability of forests to storm damage in a forest district of south-western Germany situated in the periphery of the 1999 storm (Lothar). In: RUCK, B., KOTTMEIER, C., MATTHECK, C., QUINE, C., AND WILHELM, G (EDS.): Proceedings of the International Conference on Wind Effects on Trees.Laboratory for Building- and Environmental Aerodynamics, University of Karlsruhe: pp. 151-155.
- KÖNIG, H. UND BOUVRON, M., 2005: Die Ökologische Flächenstichprobe als Beitrag zur FFH-Berichtspflicht. LÖBF-Mitteilungen 3/05: S. 20-25.
- KRAMER, H., 1988: Waldwachstumslehre. Paul Parey: 374 S.
- LEXER, M.J., 2000: Ein multi-attributives Nutzenmodell zur Unterstützung der waldbaulichen Entscheidungsfindung dargestellt am Beispiel sekundärer Fichtenwälder. Forstw.Cbl. 119: 377 - 394.
- LÜPKE, B. VON UND SPELLMANN, H., 1997: Aspekte der Stabilität und des Wachstums von Mischbeständen aus Fichte und Buche als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen. Forstarchiv, 68. Jg. (1997): S. 167 - 179.
- MEISGEIER, D., 2007: Die Berechnung aktueller Wertzuwachsfaktoren für die Hauptbaumarten. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Universität Göttingen. 67 S. + Anhang.
- MEYER, P., 1999: Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. Forstw.Cbl. 118: S. 167-180.
- MÖHRING, B., 1994: Über ökonomische Kalküle für forstliche Nutzungsentscheidungen: ein Beitrag zur Förderung des entscheidungsorientierten Ansatzes in der forstlichen Betriebswirtschaftslehre. Schriften zur Forstökonomie, Bd. 7. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main: 217 S.
- NAGEL, J., 1986: Wachstumsmodell für Bergahorn in Schleswig-Holstein. AFJZ, 157.Jg.: S. 31-36.
- OLEKSYN, J., REICH, P.B., CHALUPKA, W., AND TJOELKER, M.G., 1999: Differential Above- and Below-ground Biomass Accumulation of European Pinus sylvestris Populations in a 12-year-old Provenance Experiment. Scand.J.For.Res. 14: pp. 7-17.
- OTTO, H.J., 1991: Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. Bd. 2. Aus dem Walde, Heft 43. Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. 527 S.
- PELTOLA, H., KELLOMÄKI, S., VÄISÄNEN, H., AND IKONEN, V.-P., 1999: A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce, and birch. Can.J.For.Res. 29: pp. 647-661.
- PIELOU, E.C., 1977: Mathematical Ecology. John Wiley & Sons, New York: 384 S.
- POMMERENING, A., 1997: Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Dissertation der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen: 150 S.
- PRETZSCH, H., 2001: Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag Berlin. 341 S.
- PRETZSCH, H., 1996: Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. AFJZ, 167.Jg, Heft 11: S. 213-221.
- PUKKALA, T., 2002: Measuring non-wood forest outputs in numerical forest planning. A review of Finnish research. In: PUKKALA, T. (ed.): Multi-objective Forest Planning. Kluwer Academic Publishers: pp. 173-207.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N. UND LÜPKE, B.V., 2006: Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Auflage. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 479 S.
- ROTTMANN, M., 1985: Schneebruchschäden in Nadelholzbeständen.. Sauerländer's Verlag Frankfurt. 159 S.
- SCHÖBER, R., 1975: Ertragstabellen wichtiger Baumarten. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main. 154 S.
- SIPPEL, A., 2005: Erfassung, Bewertung und Sicherung von FFH-Waldlebensraumtypen. AFZ-Der Wald 2: S. 71-74.
- SPEIDEL, G., 1972: Planung im Forstbetrieb. Grundlagen und Methoden der Forsteinrichtung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 267 S.
- STAUPENDAHL, K., 1999: Bestandesbezogene Modellierung von Durchforstungen in Buchenreinbeständen auf der Basis des Stammzahl-Grundflächen-Verhältnisses. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA, 17.-19.05.1999 in Volpriehausen. S.112-125.
- UTSCHICK, H., 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstw.Cbl. 110: S. 135-148.
- ZIANIS, D., MUUKKONEN, P., MÄKIPÄÄ, R., AND MENCUCINI, M., 2005: Biomass and Stem Volume Equations for Tree Species in Europe. Silva Fennica Monographs 4. 63p.